TEXTE
35/2026

Abschlussbericht

Einfluss der Großflughäfen auf zeitliche und räumliche Verteilungen von Ultrafeinstaub kleiner als 100 nm im Großraum Berlin (ULTRAFLEB)

von:

Ulf Winkler, Maik Merkel, Kay Weinhold, Alfred Wiedensohler

Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V., Leipzig

Lutz Bretschneider, Lars Gerling, Barbara Harm-Altstädter, Astrid Lampert, Falk Pätzold, Andreas Schlerf, Anna Voß, Stephan Weber

Technische Universität Braunschweig

Andreas Held

Technische Universität Berlin

Astrid Manders-Groot, Quinten Bohte, Martijn Schaap

TNO, Utrecht, Niederlande

Ulf Janicke

Ingenieurbüro Janicke, Überlingen

Florian Pfäfflin, Anna Mahlau, Christian Latt, Volker Diegmann

IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Sebastian Aust

Flughafen Berlin Brandenburg GmbH, Schönefeld

Herausgeber:
Umweltbundesamt

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 35/2026

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Kennzahl 3720 52 201 0

FB001970

Abschlussbericht

Einfluss der Großflughäfen auf zeitliche und räumliche Verteilungen von Ultrafeinstaub kleiner als 100 nm im Großraum Berlin (ULTRAFLEB)

von

Ulf Winkler, Maik Merkel, Kay Weinhold, Alfred Wiedensohler
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V., Leipzig

Lutz Bretschneider, Lars Gerling, Barbara Harm-Altstädter, Astrid Lampert, Falk Pätzold, Andreas Schlerf, Anna Voß, Stephan Weber
Technische Universität Braunschweig

Andreas Held
Technische Universität Berlin

Astrid Manders-Groot, Quinten Bohte, Martijn Schaap
TNO, Utrecht, Niederlande

Ulf Janicke
Ingenieurbüro Janicke, Überlingen

Florian Pfäfflin, Anna Mahlau, Christian Latt, Volker Diegmann
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Sebastian Aust
Flughafen Berlin Brandenburg GmbH, Schönefeld

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

Durchführung der Studie:
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS)
Permoserstr. 15
04318 Leipzig

Abschlussdatum:
Oktober 2025

Redaktion:
Fachgebiet II 4.4 Experimentelle Untersuchungen zur Luftgüte
Dr. Holger Gerwig

DOI:
https://doi.org/10.60810/openumwelt-8205

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, März 2026

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

Kurzbeschreibung: Einfluss der Großflughäfen auf zeitliche und räumliche Verteilungen von Ultrafeinstaub kleiner als 100 nm im Großraum Berlin (ULTRAFLEB)

Im Rahmen des Projekts ULTRAFLEB erfolgten in den Jahren 2020-2022 umfassende Messungen der Konzentrationen von Ultrafeinpartikeln (UFP) im Umfeld der Flughäfen Tegel (TXL, Messung bis 2021) und Berlin Brandenburg (BER, Messung ab 2021), die Messungen erfolgten stationär und mobil (Kfz, Fahrrad, Drohne ALADINA, diese stieg in unmittelbarer Nähe des Flughafens BER in bis zu etwa 700 Meter Höhe auf). Bei den stationären Messungen wurde insbesondere die Anzahlgrößenverteilung für alle Partikel und für nicht-flüchtige Partikel erfasst. Ein deutlicher Flughafen-Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen wurde für Partikel kleiner als 50 Nanometer festgestellt. Nur etwa 20 bis 30 % aller Flughafen-Partikel waren nicht-flüchtig, dies ist ein sehr niedriger Anteil im Vergleich zu den typischen Verhältnissen in der Hintergrund-Luft (zu den meisten Zeiten über 60 Prozent im Bereich 10-50 Nanometer). Den anderen Schwerpunkt von ULTRAFLEB bildeten Modellierungen unter Kombination der Modelle LOTOS-EUROS, LASAT und LASPORT. Das Ergebnis waren Datensätze mit den Jahres- und Tagesmittelwerten verschiedener modellierter Parameter (UFP, Ruß, Feinstaub-Masse und NO2) für die Jahre 2019-2023 für ein Gitter mit einer Auflösung von 400 m im Gesamtgebiet Berlin sowie von 50 m in zwei ausgewählten Bereichen um die Flughäfen TXL und BER. Für 33 Standorte im Raum Berlin erfolgte zudem die Ausgabe als Stundenwerte. Die Datensätze wurden u.a. als Arbeitsgrundlage für die epidemiologische Studie BEAR (Berlin Brandenburg Air Study) bereitgestellt. In diesem Abschlussbericht werden exemplarisch Karten der modellierten Jahresmittelwerte dargestellt, u. a. die räumliche Verteilung UFP-Konzentrationen sowie des relativen Beitrags von Flugverkehr und Kfz-Verkehr.

Abstract: Impact of major airports on the temporal and spatial distribution of ultrafine dust smaller than 100 nm in the greater Berlin area (ULTRAFLEB)

As part of the ULTRAFLEB project, comprehensive measurements of ultrafine particle (UFP) concentrations were conducted between 2020 and 2022 in the vicinity of Tegel Airport (TXL, measurements until 2021) and Berlin Brandenburg Airport (BER, measurements from 2021 onwards). Measurements were taken using both stationary and mobile methods (car, bicycle and ALADINA drone, which ascended to an altitude of up to 700 meters in close proximity to the BER Airport). The stationary measurements focused particularly on the number size distribution for all particles and for non-volatile particles. A significant airport influence on the measured concentrations was observed for particles smaller than 50 nanometres. Only about 20 to 30% of all airport particles were non-volatile, a very low proportion compared to typical background air conditions (over 60% in the 10-50 nanometre range at most times). The other focus of ULTRAFLEB consisted in modelling, using a combination of the LOTOS-EUROS, LASAT, and LASPORT models. The result was a dataset containing annual and daily mean values of various modelled parameters (UFP, soot, mass concentrations of particulate matter, and NO_2) for the years 2019–2023. This dataset was compiled for a grid with a resolution of 400 m across the entire Berlin area and 50 m in two selected areas around the TXL and BER airports. For 33 also hourly values were provided. These datasets served, among other things, as a basis for the epidemiological study BEAR (Berlin Brandenburg Air Study). This final report presents exemplary maps of the modelled annual mean values, including the spatial distribution of UFP concentrations and the relative contributions of air and road traffic.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis 9
Tabellenverzeichnis 11
Abkürzungsverzeichnis 12
Zusammenfassung 15
Summary 21
1 ULTRAFLEB: Kurzbeschreibung 26
1.1 Ziel und Gegenstand 26
1.2 Struktur und Beteiligte 26
1.2.1 Auftraggeber, Zeitplan, Auftragnehmer und sonstige Beteiligte 26
1.2.2 Messstationen: Lage, Ausstattung und Zeitplan 28
1.2.3 Partnerschaft mit dem Projekt BEAR 32
1.3 Externe Ereignisse mit Einfluss auf den Projektverlauf 33
1.3.1 Schließung des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) und Eröffnung des BER 33
1.3.2 COVID-19-Pandemie 34
1.4 Veröffentlichungen 35
2 Stationäre Messungen 38
2.1 Ultrafeinpartikel im Umfeld von Flughäfen: Frühere Studien 38
2.2 Messgrößen der Partikel-Anzahl 40
2.2.1 Anzahlgrößenverteilung (alle und nicht-flüchtige Partikel) 40
2.2.2 Totale Anzahlkonzentration 41
2.3 Zeitlicher Verlauf der Partikel-Anzahlkonzentrationen 42
2.4 Partikel-Anzahlgrößenverteilungen 48
2.4.1 Alle Partikel (Ambient-Partikel, AMB) 48
2.4.2 Nicht-flüchtige Partikel (Thermodenuder, TD) 51
2.5 Partikel-Anzahlkonzentrationen im Bereich 10-50 nm 55
2.5.1 Begründung für die Nutzung des Bereich 10-50 nm 55
2.5.2 Abhängigkeit von der Windrichtung: Messwerte 55
2.5.3 Abhängigkeit von der Windrichtung: Modellwerte 59
2.5.4 Spitzenkonzentrationen (Stundenmittel) 63
2.6 Abschätzung des relativen Anteils nicht-flüchtiger Partikel bei Flugverkehr-induzierten Partikeln 66
2.6.1 TD/AMB-Verhältnisse (10-50 nm) bei Flughafen-Wind und anderem Wind 66
2.6.2 TD/AMB-Verhältnisse (10-50 nm) in Relation zu den NO_2/CO-Verhältnissen 70

2.6.3 Lee-Luv-Vergleich ... 72
2.7 Stationäre Messungen von weiteren Messgrößen (TROPOS & TU Berlin) ... 76
2.7.1 Übersicht ... 76
2.7.2 NO_2/CO-Konzentrationsverhältnis ... 77
3 Mobile Messungen (Kfz & Fahrrad,TU Braunschweig) ... 82
3.1 Methoden ... 82
3.2 Ergebnisse ... 84
3.2.1 Mobile Messungen per Kfz ... 84
3.2.2 Mobile Messungen per Fahrrad ... 88
4 ALADINA-Vertikalmessungen (TU Braunschweig) ... 92
4.1 Ablauf und Ausstattung ... 92
4.2 Ergebnisse der Messungen ... 94
5 Modellierung: Grundlagen ... 98
5.1 Einführung ... 98
5.2 Modellgebiete ... 98
5.3 Eingesetzte Modelle ... 100
5.3.1 LASPORT ... 100
5.3.2 LASAT ... 101
5.3.3 LOTOS-EUROS ... 102
5.3.4 SALSA2 und Randbedingungen aus Messdaten ... 103
5.4 Meteorologie ... 105
5.4.1 Meteorologie für LASPORT und LASAT ... 105
5.4.2 Meteorologie für LOTOS-EUROS ... 106
6 Modellierung: Emissionsquellen ... 107
6.1 Flughafen ... 107
6.1.1 Flüchtige Ultrafeinpartikel aus Haupttriebwerken: Modellansatz VPA1.0 ... 107
6.1.2 Gesamtemissionen des Flughafens ... 110
6.2 Kfz-Verkehr ... 111
6.2.1 Landseitiger Kfz-Verkehr um die Flughäfen ... 111
6.2.2 Übriger Kfz-Verkehr ... 112
6.2.3 Partikelanzahl-Emissionen des Kfz-Verkehrs ... 114
6.2.4 Emissionsmodellierung ... 115
6.3 Andere Emissionsquellen ... 117
6.3.1 Emissionen von PM, NO_x, SO_x und VOC ... 117

6.3.2 Partikelanzahl-Emissionen ... 118
7 Modellierung im Flughafenbereich: Details ... 122
7.1 Verortungen und Flugverkehr ... 122
7.2 Datenflüsse ... 123
7.3 Emissionen ... 123
7.4 Konzentrationen ... 124
8 Modellierung: Ergebnisse ... 126
8.1 Ermittlung der Beiträge der Quellengruppen und der Gesamtbelastung ... 126
8.2 Kartendarstellung ... 128
9 Validierungen der Modell-Ergebnisse ... 145
9.1 Daten ... 145
9.2 Konzentrationsrosen ... 147
9.3 Zeitgänge ... 150
9.4 Lee-Luv-Vergleiche ... 151
9.5 Flüchtige Partikel ... 152
9.6 Vertikalprofile ... 153
10 Schlussfolgerungen ... 155
10.1 Messungen ... 155
10.1.1 Stationäre Messungen aller Partikel ... 155
10.1.2 Stationäre Messungen nicht-flüchtiger Partikel ... 157
10.1.3 Messungen anderer Stoffe ... 158
10.1.4 Mobile Messungen ... 159
10.2 Modellierung ... 160
10.2.1 Allgemein ... 160
10.2.2 Modellierungsgüte ... 161
10.2.3 Unsicherheiten beim Vergleich mit Messungen ... 162
10.2.4 Zukünftiger Forschungsbedarf ... 163
11 Quellenverzeichnis ... 165

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Berliner Flughäfen und Messstationen 28
Abbildung 2: Flughafen TXL und Messstation Berlin-Reinickendorf....29
Abbildung 3: Flughafen BER und Messstationen....30
Abbildung 4: Monatliche Anzahl Flüge in Berlin, und ULTRAFLEB-Messperioden....32
Abbildung 5: BER 2021/22: Flugbewegungen pro Stunde....42
Abbildung 6: BER: Modellwerte PN_Flug (10-100 nm) und Flüge im Monat 43
Abbildung 7: Reinickendorf: Partikel-Anzahlkonzentration, 7-Tage-Mittel ..45
Abbildung 8: Bohnsdorf: Partikel-Anzahlkonzentration, 7-Tage-Mittel 46
Abbildung 9: Mahlow: Partikel-Anzahlkonzentration, 7-Tage-Mittel....47
Abbildung 10: Partikel-Anzahlgrößenverteilungen, alle Stationen 48
Abbildung 11: Mahlow 2021: Partikel-Anzahlgrößenverteilungen 51
Abbildung 12: Anzahlgrößenverteilungen nicht-flüchtiger Partikel 52
Abbildung 13: Anzahlgrößenverteilungen AMB und TD....53
Abbildung 14: Verhältnis TD/AMB in Abhängigkeit vom Durchmesser....54
Abbildung 15: Polarplot für Bohnsdorf, alle Partikel (AMB), 10-50 nm 56
Abbildung 16: Polarplots für Mahlow, Eichwalde & Karolinenhof, 10-50 nm.57
Abbildung 17: Polarplot für Reinickendorf (10-50 nm) 58
Abbildung 18: Polarplots für PN_Flug (10-100 nm)....59
Abbildung 19: Reinickendorf: Polarplots für Modellwerte PN_Sum und PN_Rest (10-100 nm)....61
Abbildung 20: Mahlow: Polarplots für Zwei- und Ein-Bahn-Betrieb 62
Abbildung 21: 10-50 nm: AMB-Spitzenwerte und begleitende TD-Werte 64
Abbildung 22: 10-50 nm: TD-Spitzenwerte und begleitende AMB-Werte 65
Abbildung 23: Streudiagramme TD/AMB (10-50 nm) zu AMB (10-50 nm) 67
Abbildung 24: Streudiagramme TD/AMB (10-50 nm) zu NO_2/CO 71
Abbildung 25: Mahlow: dTD/dAMB aus Lee-Luv-Differenzen....73
Abbildung 26: Eichwalde: dTD/dAMB aus Lee-Luv-Differenzen....74
Abbildung 27: Verhältnis NO_2/CO in Abhängigkeit von der Windrichtung....78
Abbildung 28: Eichwalde: Größenverteilungen bei verschiedenen NO_2/CO-Verhältnissen....79
Abbildung 29: Karolinenhof: Größenverteilungen bei verschiedenen NO_2/CO-Verhältnissen....80
Abbildung 30: Mobile Messungen: Routen für Kfz und Lastenfahrrad 83
Abbildung 31: Kfz-Messungen: Räumliche Luftschadstoffverteilung....84
Abbildung 32: Kfz-Messungen: Cluster und Boxplots....85
Abbildung 33: Kfz-Messungen: Boxplots der effektiven Emissionsfaktoren ...87
Abbildung 34: Partikel-Anzahlkonzentration als Funktion der Entfernung zum BER-Terminal 87
Abbildung 35: Fahrrad-Messungen: Räumliche Luftschadstoffverteilung 88

Abbildung 36: Fahrrad-Messungen: Räumliche Luftschadstoffverteilung bei Westwind....89
Abbildung 37: Fahrrad-Messungen: Kleinräumige Variabilität....90
Abbildung 38: ALADINA im Landeanflug....92
Abbildung 39: ALADINA-Flugroute auf Flightradar24....93
Abbildung 40: ALADINA-Flugmuster....93
Abbildung 41: ALADINA: Partikelanzahl am 18.10.2021 (BER-Einfluss)....94
Abbildung 42: Mittlere ALADINA Höhenprofile, 3 Bodenwindsektoren....96
Abbildung 43: Modellgebiete und Auswertepunkte für stündliche Daten....99
Abbildung 44: Jahresmittel der als Randbedingung für LOTOS-EUROS verwendeten PN-Messdaten....104
Abbildung 45: USAT-Messungen bei BER, 2023: Statistische Auswertung....105
Abbildung 46: Prinzip des Ansatzes VPA1.0....108
Abbildung 47: Anzahl-Emissionsindex $E_{N,vPM}$ bei Variation verschiedener Modellparameter....109
Abbildung 48: Quellen des landseitigen Kfz-Verkehrs am Flughafen BER....112
Abbildung 49: Linienquellen des Kfz-Verkehrs in und um Berlin....113
Abbildung 50: Räumliche Verteilung der in LOTOS-EUROS verwendeten PN-Emissionen 2022....120
Abbildung 51: LOTOS-EUROS-Modellgebiet: PN- und $PM_{2,5}$-Emissionen pro Sektor im Jahr 2022....121
Abbildung 52: BER 2023: Verortungen der Quellen....122
Abbildung 53: Emissionen BER 2023: Aufteilung auf Quellengruppen und LTO-Segmente....124
Abbildung 54: BER 2023: Bodennahe Verteilung von nvPN und vPN....125
Abbildung 55: Beziehung der Teilmodellierungen zu den Quellengruppen..126
Abbildung 56: Mittlere UFP-Belastung 2019 im Modellgebiet....129
Abbildung 57: Mittlere UFP-Belastung 2019 im Teilgebiet TXL....130
Abbildung 58: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Modellgebiet....131
Abbildung 59: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Modellgebiet....132
Abbildung 60: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Teilgebiet TXL....133
Abbildung 61: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Teilgebiet TXL....134
Abbildung 62: Mittlere UFP-Belastung 2023 im Modellgebiet....135
Abbildung 63: Mittlere UFP-Belastung 2023 im Teilgebiet BER....136
Abbildung 64: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Modellgebiet....137
Abbildung 65: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Modellgebiet....138

Abbildung 66: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Teilgebiet BER 139
Abbildung 67: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Teilgebiet BER 140
Abbildung 68: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch Kfz-Verkehr 2023 im Modellgebiet 141
Abbildung 69: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch Kfz-Verkehr 2023 im Teilgebiet BER 142
Abbildung 70: NO_2 bzw. NO_X und $PM_{2,5}$ 2023 im Teilgebiet BER 143
Abbildung 71: UFP 2019-23 im Modellgebiet: Gesamtbelastung und Flughafen-Beitrag 144
Abbildung 72: UFP 2019-23 im Teilgebiet BER: Gesamtbelastung und Flughafen-Beitrag 144
Abbildung 73: Messstationen im Bereich des BER 145
Abbildung 74: Beispiel für einen Zeitreihen-Vergleich Messung-Modell (PN 10-100 nm) 146
Abbildung 75: Konzentrationsrose für PN (10 bis 100 nm) am Ostende der BER-Nordbahn 147
Abbildung 76: Konzentrationsrose für NO_x am Ostende der BER-Nordbahn 148
Abbildung 77: Konzentrationsrose für PN (10 bis 100 nm) in Mahlow 149
Abbildung 78: Konzentrationsrose für PN (10 bis 100 nm) in Bohnsdorf, Karolinenhof & Eichwalde 150
Abbildung 79: Zeitgänge (stündlich, monatlich), PN 10-100 nm, BER 151
Abbildung 80: Tagesgänge für PN 10 bis 100 nm, Lee-Luv-Vergleiche 152
Abbildung 81: Mahlow: Konzentrationsrosen für nicht-flüchtige und flüchtige Partikel von 10 bis 100 nm 153
Abbildung 82: ALADINA-Vertikalprofil und Modell-Erwartungen 154

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: TD/AMB (10-50 nm) für alle Stundenmittel 68
Tabelle 2: TD/AMB (10-50 nm) für Stundenmittel mit AMB (10-50 nm) oberhalb eines Limits 69
Tabelle 3: TD/AMB (10-50 nm) für Stundenmittel mit NO_2/CO oberhalb eines Limits 72
Tabelle 4: Mobile Messungen: Spezifikation der Messgeräte und Messgrößen 82
Tabelle 5: TXL & BER (bis November 2020 SXF): Jährliche Anzahl LTO und Gesamtemissionen 110
Tabelle 6: Emissionen des Kfz-Verkehrs 116
Tabelle 7: Messstationen und Zeiträume für die Modell-Validierung 146
Tabelle 8: Mittlere PN-Konzentration (>10 Nanometer), 6-22 Uhr 156

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
ACTRIS	Aerosol, Clouds and Trace Gases Research InfraStructure. Europäische Forschungsinfrastruktur
AGS	Atmosphärische Grenzschicht
ALADINA	Application of Light-weight Aircraft for Detecting IN situ Aerosol. Unbemenschtes Flugsystem (Uncrewed Aerial System, UAS) des Instituts für Flugführung der TU Braunschweig
AMB	Ambient. Bezeichnet hier die Ergebnisse der MPSS-Messungen, bei denen alle Partikel in der Umgebungsluft erfasst werden.
APU	Hilfstriebwerk (Auxiliary Power Unit). Zusätzliches Flugzeugtriebwerk, liefert elektrische Energie und Druckluft für die Bordversorgung am Boden.
ArcGIS	Geoinformationssystem-Softwareprodukt des Unternehmens ESRI
BC	Ruß, Schwarzer Kohlenstoff (Black Carbon)
BEAR	Berlin Brandenburg Air Study
BER	IATA-Code des Flughafens Berlin-Brandenburg. Im Allgemeinen wird dieser Flughafen auch als BER bezeichnet. In einigen Abschnitten bezeichnet BER speziell die meteorologische Station dieses Flughafens.
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz-
CAEP	Ausschuss für Flugumweltschutz (Committee on Aviation Environmental Protection) der ICAO
CET	Mitteleuropäische Zeit (Central European Time) ohne Zeitumstellung
COVID-19	Coronavirus-Erkrankung (Corona Virus Disease), Erstbeschreibung 2019
CPC	Kondensations-Partikelzähler (Condensation Particle Counter)
CTM	Chemisches Transportmodell
DTV	durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
EBAS	Datenbankinfrastruktur, betrieben vom Norwegischen Institut für Luftforschung (Norwegian Institute for Air Research, NILU). Das Kürzel EBAS hat keine spezielle Bedeutung.
eBC	äquivalente Schwarzkohlenstoff-Massekonzentrationen (equivalent Black Carbon mass concentration), Massekonzentration von Ruß
EC	Elementarer Kohlenstoff (Elemental Carbon)
ECMWF	Europäisches Zentrum für mittelfristige Wettervorhersage (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts)
FBB	Flughafen Berlin Brandenburg GmbH
FOA4	First Order Approximation Version 4. Methode zur Bestimmung von Emissionsindizes für Flugzeuge
GMT	Weltzeit (Greenwich Mean Time)
GRETA	Räumlich verteilte Emissionsdaten (Gridding Emission Tool for ArcGIS), produziert vom Umweltbundesamt
GSE	Fahrzeuge und Geräte zur Bodenabfertigung (Ground Support Equipment)

Abkürzung	Bedeutung
GUAN	Deutsches Netzwerk für ultrafeine Aerosolpartikel (German Ultrafine Aerosol Network)
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HLNUG	Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
IATA	Internationale Luftverkehrs-Vereinigung (International Air Transport Association), Dachverband der Fluggesellschaften
IBJ	Ingenieurbüro Janicke, Überlingen
ICAO	Internationale Zivilluftfahrtorganisation (International Civil Aviation Organization)
IQR	Interquartilsabstand (interquartile range): Abstand zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Perzentil (= Breite des Intervalls der mittleren 50 % aller Werte)
IVU	IVU Umwelt GmbH, Freiburg im Breisgau
LfU	Landesamt für Umwelt Brandenburg, Potsdam
LASAT	Lagrange-Simulation von Aerosol-Transport. Modell, entwickelt vom Ingenieurbüro Janicke
LASPORT	LASAT for Airports. Programmsystem, entwickelt vom Ingenieurbüro Janicke
LOTOS-EUROS	Long Term Ozone Simulation - EURopean Operational Smog model. 3D-Chemie-Transportmodell, entwickelt von TNO.
LTO	Start-/Landezyklus (Landing and Take-Off cycle)
MAAP	Vielwinkel-Absorptionsphotometer (Multi-Angle Absorption Photometer)
MPSS	Mobilitäts-Partikelgrößenspektrometer (Mobility Particle Size Spectrometer)
MSL	Mittlerer Meeresspiegel (Mean Sea Level)
nm	Nanometer (10^{-9} m)
nvPM	Nicht-flüchtiger Feinstaub (non-volatile Particulate Matter)
nvPN	Anzahl nicht-flüchtiger Partikel (non-volatile Particulate Number)
OC	organischer Kohlenstoff (Organic Carbon)
PM	Feinstaub (Particulate Matter), bezieht sich auf Messungen der Masse
PM_{10}, $PM_{2,5}$, PM_1, $PM_{0,3}$	verschiedene Normen zur Messung der Masse von Feinstaub, mit unterschiedlicher Gewichtung der Partikel-Größenbereiche
PN	Partikel-Anzahl (Particulate Number)
SALSA	Sectional Aerosol module for Large Scale Applications. LOTOS-EUROS-Modul zur Modellierung von Partikelanzahl und -größe
SOURCE FFR	Study On Ultrafine Particles in the Frankfurt Airport Region
SXF	IATA-Code des Flughafens Berlin-Schönefeld
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
T-CPC	Total-Kondensations-Partikelzähler (Total Condensation Particle Counter)
TD	Thermodenuder. Bezeichnet hier auch die Ergebnisse der MPSS-Messungen mit eingeschaltetem Thermodenuder: es erfolgt eine Zerstörung flüchtiger Partikel, nur nicht-flüchtige Partikel erreichen das MPSS.
TNC	Totale Partikel-Anzahlkonzentration (Total Number Concentration)

Abkürzung	Bedeutung
TNO	Niederländische Organisation für Angewandte Naturwissenschaftliche Forschung (Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek)
TROPOS	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung Leipzig
TU	Technische Universität
TUB	Technische Universität Berlin
TUBS	Technische Universität Braunschweig
TXL	IATA-Code des Flughafens Tegel
UAS	Unbemenschtes Flugsystem (Uncrewed Aerial System)
UBA	Umweltbundesamt, Dessau
UFP	Ultrafeinpartikel
ULTRAFLEB	Ultrafeinstaubbelastung durch Flughäfen in Berlin
VERRARI	Verifying EaRth obseRvation dAta for use inpRedictive maintenance. Gemeinsames Projekt des Instituts für Flugantriebe und Strömungsmaschinen sowie des Instituts für Flugführung der TU Braunschweig zur vorausschauenden Wartung (predictive maintenance) von Flugzeugen.
VPA1.0	Volatile Particle Approximation Version 1.0. Methode zur Bestimmung von Emissionsindizes flüchtiger Partikel aus Triebwerken.
vPM	Flüchtiger Feinstaub (volatile Particulate Matter)
vPN	Anzahl flüchtiger Partikel (volatile Particulate Number)

Zusammenfassung

Bei Ultrafeinpartikeln (UFP) handelt es sich laut gängiger Definition um Partikel mit Durchmessern kleiner als 100 Nanometer. Der Flugverkehr produziert erhebliche Mengen an UFP, vor allem im Durchmesserbereich kleiner als 60 Nanometer (Owen et al., 2022). Die Partikel-Anzahlkonzentrationen in der Abluftfahne von Flughäfen liegen deshalb häufig um ein Mehrfaches über normalen Hintergrundwerten. Grenzwerte und Normen zur Partikelbelastung in der Außenluft (PM_{10}, $PM_{2,5}$) sind aber bisher massebezogen. Zur Gesamt-Partikelmasse (und auch zur Gesamt-Partikeloberfläche) in der Luft tragen UFP selbst bei hohem zahlenmäßigem Anteil nur in vernachlässigbarem Maß bei, denn generell existieren Partikel im Größenordnungsbereich von 1 bis 10.000 Nanometer (DWD, o. J.), und ein Partikel mit dem Durchmesser von zum Beispiel 10 Nanometern besitzt nur ein Zehntausendstel der Oberfläche und nur ein Millionstel des Volumens eines Partikels mit dem Durchmesser von 1.000 Nanometern = 1 Mikrometer. Auf dem Gelände sowie im Umfeld von Flughäfen werden Messungen der Partikel-Massekonzentrationen (PM_{10}, $PM_{2,5}$) regelmäßig vorgenommen, vor allem aufgrund regulatorischer Verpflichtungen. Die massebezogene Partikel-Belastung in der direkten Umgebung eines Flughafengeländes übersteigt in der Regel kaum die typische Belastung in städtischen oder sogar ländlichen Gegenden.

Die Richtlinie (EU) 2024/2881 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2024 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Europäische Union, 2024) bezeichnet Ultrafeinpartikel (UFP) nun allerdings als einen von mehreren „Schadstoffen, die zunehmend Anlass zur Besorgnis geben“. Die Besorgnis basiert auf mehreren Wirkungsstudien. Diese weisen darauf hin, dass UFP in der Außenluft ein gesundheitliches Risiko darstellen, welches sich allerdings bisher nicht eindeutig quantifizieren lässt (Hellack et al., 2022). Die EU-Luftqualitätsrichtlinie fordert von den EU-Mitgliedstaaten das Monitoring von UFP an ortsfesten Messstationen. Geschehen soll dies zum einen an Großmessstationen an Standorten für den ländlichen als auch für den städtischen Hintergrund, sowie an Standorten, an denen hohe Konzentrationen zu erwarten sind, und damit an Flughäfen.

Das Forschungsprojekt „Einfluss der Großflughäfen auf zeitliche und räumliche Verteilungen von Ultrafeinstaub kleiner als 100 nm im Großraum Berlin“, Kurztitel: „Ultrafeinstaubbelastung durch Flughäfen in Berlin“ (ULTRAFLEB), nahm diese Anforderungen somit vorweg und ging in einigen Punkten deutlich darüber hinaus. Das Projekt lief über den Zeitraum von 2020 bis 2025, wobei die Messungen Ende Oktober 2022 endeten. In der während der Planungs- und der Messphase von ULTRAFLEB gültigen Fassung der EU-Luftqualitätsrichtlinie (Europäische Union, 2015) wurden UFP noch nicht erwähnt und es bestanden auch keine anderweitigen regulatorischen Notwendigkeiten zum Monitoring von UFP, entsprechende Messungen wurden deshalb nur auf freiwilliger Basis durchgeführt (durch Flughafenbetreiber, wissenschaftliche Institutionen oder Bürgerinitiativen). ULTRAFLEB war das erste derartige Großprojekt im Raum Berlin. Das Projekt wurde vom Umweltbundesamt (UBA) gefördert und durch einen wissenschaftlichen Begleitkreis unterstützt. Die wissenschaftliche Gesamtleitung von ULTRAFLEB oblag dem Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) e. V. Leipzig. An den experimentellen Arbeiten waren auch die Umweltabteilung der Flughafen Berlin Brandenburg GmbH (FBB), die Technische Universität Braunschweig (TUBS) und die Technische Universität Berlin (TUB) beteiligt. Die Modellierungen wurden von der TNO (Niederländische Organisation für Angewandte Naturwissenschaftliche Forschung), der IVU Umwelt GmbH, Freiburg im Breisgau, sowie dem Ingenieurbüro Janicke, Überlingen, durchgeführt

Der Beginn von ULTRAFLEB fiel zeitlich mit der Eröffnung des Flughafens Berlin Brandenburg (BER) im November 2020 zusammen. Errichtet wurde dieser auf dem Gelände des bestehenden

Flughafens Berlin-Schönefeld (SXF). Zeitgleich mit der Eröffnung des Flughafens BER wurde der Flughafen Berlin-Tegel (TXL) geschlossen, d. h. der Flughafen BER nahm von diesem Moment an den gesamten Berliner Flugverkehr auf. Diese besondere Situation war nicht nur von Interesse für Mess- und Modellstudien zur Partikel-Anzahlkonzentration, sondern auch für medizinische (epidemiologische) Studien: Hier bot sich die Möglichkeit, mögliche gesundheitliche Wirkungen von UFP mittels eines Vorher-Nachher-Vergleichs zu identifizieren. Ein wesentlicher Aspekt von ULTRAFLEB war daher die Partnerschaft mit der Berlin-Brandenburg Air Study (BEAR). Bei BEAR handelte es sich um eine epidemiologische Studie zu möglichen gesundheitlichen Wirkungen von Flugzeugemissionen, besonders UFP, auf Kindergarten- und Grundschulkinder. Die im Rahmen von ULTRAFLEB erstellten Modellierungen zur zeitlichen und räumlichen Verteilung von Ultrafeinpartikeln und anderen Luftschadstoffen im Raum Berlin in den Jahren 2019 bis 2023 waren daher von essentieller Bedeutung für BEAR.

Eine wesentliche Innovation von ULTRAFLEB war die separate Messung der Partikel-Anzahlgrößenverteilung aller Partikel und nicht-flüchtiger Partikel. Ein spezielles Monitoring nicht-flüchtiger Partikel wird bislang weder in der EU-Luftqualitätsrichtlinie noch in anderen EU- oder nationalen Regularien gefordert. Eine Kenntnis des relativen Anteils nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln kann relevant sein für die Einschätzung der möglichen gesundheitlichen Wirkungen von UFP und ist darüber hinaus auch für die Modell-Validierung und für die Identifizierung von Flugzeugbeiträgen von Bedeutung. Eine weitere messtechnische Innovation von ULTRAFLEB war der Einsatz des ferngesteuerten Flugsystems (*Uncrewed Aerial System*, UAS, umgangssprachlich als Drohne bezeichnet) ALADINA des Instituts für Flugführung der TU Braunschweig während einer Kampagne im Oktober 2021: Nach Kenntnis der Beteiligten waren dies die ersten genehmigten UAS-Flüge mit einem Flächenflugzeug zu Forschungszwecken in der Kontrollzone eines Verkehrsflughafens in Deutschland bei laufendem Flugbetrieb. Es wurden Aufstiege bis zu 700 m über Grund durchgeführt und dabei Vertikalprofile der Partikel-Anzahlkonzentration sowie weiterer Größen gemessen.

Parallel dazu war ULTRAFLEB auch eine Modellierungsstudie: Die Modellsysteme LOTOS-EUROS, LASAT und LASPORT wurden miteinander kombiniert, um die Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln und die Konzentration von PM_{10}, $PM_{2,5}$, Ruß und NO_2 für die Jahre 2019-2023 in Berlin und Umgebung zu bestimmen. LOTOS-EUROS diente zur Modellierung von Ferntransport und Umwandlungsprozessen, einschließlich Partikel-Umwandlungen, mit einer horizontalen Auflösung von etwa 0,5 km bis 25 km. LASPORT und LASAT dienten der räumlich detaillierteren Modellierung der Ausbreitung der Emissionen der Flughäfen und des Straßenverkehrs in zwei Kernbereichen um die beiden Flughäfen Durch die Kombination der drei Modelle konnten die angestrebten Auflösungen von 400 m im Gesamtgebiet Berlin sowie von 50 m in den Kernbereichen realisiert werden. Dieses Projekt erforderte Innovationen auf dem Gebiet der Modellierung der Partikel-Anzahlkonzentrationen, vor allem in Bezug auf Flugverkehrs-Emissionen. Die Modellierung der Ausbreitung nicht-flüchtiger Partikel kann als Transport-Modellierung eines im wesentlichen inerten Stoffs durchgeführt werden. Die überwiegende Anzahl der Partikel besteht jedoch aus flüchtigen Partikeln, die sich erst während des Transportes bilden. Hier erfordert die Modellierung die Berücksichtigung komplexer Vorgänge, um auch Größenänderungen zu berücksichtigen, und in der Emissionsabschätzung bestehen größere Unsicherheiten als bei nicht-flüchtigen Partikeln. Im Rahmen von ULTRAFLEB wurde ein spezieller Ansatz zur Berechnung der Emission flüchtiger Partikel aus Flugzeugtriebwerken weiterentwickelt und angewendet. Für den Bereich Straßenverkehr konnten Zwischenergebnisse aus den laufenden EU-Projekten RI-URBANS und EASVOLEE genutzt werden, um Gesamt-Partikelemissionen (anstatt nur Emissionen nicht-flüchtiger Partikel) für Kfz abzuschätzen.

Das Untersuchungsgebiet der Messungen im Rahmen von ULTRAFLEB war vorwiegend die Umgebung des Flughafens BER. Die meteorologische Station des Flughafens BER (am östlichen Ende der BER-Nordbahn, etwa 2,5 km vom BER-Terminal entfernt) sowie die in Berlin-Bohnsdorf (6 km nordöstlich des BER-Terminals in Verlängerung der BER-Nordbahn) in einer Wohnsiedlung befindliche ständige Messstation der Umweltabteilung der Flughafen Berlin Brandenburg GmbH (FBB) wurden während des Projekts ULTRAFLEB für fast zwei Jahre (Anfang Januar 2021 bis Ende Oktober 2022) mit zusätzlicher Technik ausgestattet, um die Partikel-Anzahlkonzentration und (nur in Bohnsdorf) die Partikel-Anzahlgrößenverteilung zu messen. Im Juli 2021 begannen gleichartige Messungen auch auf der anderen Seite des Flughafens BER: In Blankenfelde-Mahlow (5 km westlich des BER-Terminals, am Ortsrand in ländlicher Umgebung) wurde der TROPOS-Container aufgestellt. Hier wurden (ebenfalls bis Ende Oktober 2022) dieselben Größen wie in Bohnsdorf gemessen, hinzu kamen Messungen der Anzahlgrößenverteilung nicht-flüchtiger Partikel sowie der Massenkonzentration von Ruß (*Black Carbon*, BC), Partikeln und (ab September 2021) Kohlendioxid (CO_2). Während zwei mehrwöchiger Kampagnen im Herbst 2021 und Sommer/Herbst 2022 wurde zudem der TROPOS-Trailer eingesetzt. Messtechnisch war der Trailer in der gleichen Art und Weise ausgestattet wie der TROPOS-Container, zudem führte die TU Berlin hier Messungen verschiedener Gase (NO_x, O_3, CO) durch. Einsatzorte des Trailers waren in beiden Jahren Eichwalde und Berlin-Karolinenhof (Wohnsiedlungen 7,5 km östlich bzw. 9 km ostnordöstlich des BER-Terminals). Diese Messungen waren nur möglich dank der Unterstützung der Gemeinden Blankenfelde-Mahlow und Eichwalde (hier erfolgte die Aufstellung der Stationen jeweils auf einem Schulgelände) und der Berliner Wasserbetriebe (der Standort Karolinenhof, sowie die permanente Station in Bohnsdorf befinden sich auf dem Gelände von Pumpstationen).

Zeitgleich mit dem Einsatz des Trailers fanden östlich des Flughafens BER mobile Messungen durch das Institut für Geoökologie der TU Braunschweig mit Kfz und Lastenfahrrad statt, gemessen wurden hier die Partikel-Anzahlkonzentration und die Massekonzentrationen von Partikeln, Ruß (BC) und Kohlendioxid (CO_2). Im Oktober 2021 fanden zudem, ebenfalls östlich des Flughafens BER, insgesamt 34 Messflüge mit dem UAS ALADINA des Instituts für Flugführung der TU Braunschweig statt. Hier wurden Partikel-Anzahlmessungen ab einem Durchmesser von 5 und 11 Nanometer durchgeführt. Dies erlaubte eine spezielle Analyse der Partikel-Anzahlkonzentration zwischen 5 und 11 Nanometer. Dieser Bereich ist von Interesse zur Untersuchung von Partikel-Neubildung. Bei allen sonstigen Messungen der Partikel-Anzahlkonzentration und -Anzahlgrößenverteilung im Rahmen von ULTRAFLEB lag die Untergrenze bei 10 Nanometer, dies entspricht den Anforderungen der aktuellen EU-Luftqualitäts-Richtlinie (Europäische Union, 2024) sowie den gängigen Normen. ALADINA führte zudem Messungen der Massekonzentration von Partikeln und Ruß (BC) und von diversen meteorologischen Parametern durch.

Auch im Umfeld des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) fanden Messungen statt. Aufgrund der Partnerschaft mit der Berlin-Brandenburg Air Study (BEAR) sowie dank der Unterstützung durch das Umweltbundesamt (UBA) konnte der oben beschriebene TROPOS-Container bereits ab Juli 2020 in Berlin-Reinickendorf (etwa 4 km nordöstlich des TXL-Terminals in typisch innerstädtischer Umgebung auf dem Gebiet des Bürgeramts) eingesetzt werden. Die Messungen wurden hier bis Ende Juni 2021 fortgesetzt, danach erfolgte die Verlegung des TROPOS-Containers nach Mahlow. Die Messungen in Reinickendorf umfassten damit jeweils etwa ein halbes Jahr vor und nach der Schließung des Flughafens TXL am 8. November 2020, dies erlaubte eine Vorher-Nachher-Betrachtung.

Die im Rahmen von ULTRAFLEB gemessenen Partikel-Anzahlkonzentration bestätigten die Befunde vorangegangener Messprojekte an Großflughäfen weltweit: Windabwärts von

Großflughäfen haben die am Flughafen emittierten Partikel einen sehr hohen bis dominierenden Anteil an der gesamten Partikel-Anzahlkonzentrationen. Dies gilt auch noch in Innenstadtbereichen in mehreren Kilometern Entfernung vom Flughafen, trotz des hier zum Teil ebenfalls signifikanten Beitrags der vom Straßenverkehr verursachten Partikel-Emissionen. Der Größenbereich, in dem Flughafen-Partikel eine dominierende Rolle einnehmen, erstreckt sich den Messergebnissen zufolge bis zu einem Durchmesser von etwa 40 Nanometer. Bei größeren Partikeln wurden an allen östlich des nächstgelegenen Flughafens gelegenen ULTRAFLEB-Stationen (d. h. bei allen Stationen mit Ausnahme von Mahlow) bei Wind aus Richtung Flughafen sogar niedrigere Konzentrationen gemessen als bei anderen Windrichtungen. Dies ist vermutlich eine Folge des Ferntransports: im Raum Berlin treten in der Hintergrund-Luft bei östlichen Winden typischerweise höhere Partikel-Anzahlkonzentrationen auf als bei westlichen Winden.

Die spezifische Untersuchung nicht-flüchtiger Partikel erbrachte wesentliche neue Ergebnisse im Vergleich zu früheren Studien. Zur quantitativen Analyse erfolgte eine spezielle Betrachtung des Größenbereichs 10 bis 50 Nanometer sowohl für alle als auch für nicht-flüchtige Partikel. Bei Aufteilung der Daten auf die Windrichtungen ergab sich an allen Stationen eine deutliche Spitze bei Wind aus Richtung Flughafen, und Werte mit besonders hohen Konzentrationen (Überschreitung des 95 %-Perzentils im gesamten Messzeitraums) traten bevorzugt (wenn auch nicht ausschließlich) bei diesen Windrichtungen auf. Bei Betrachtung nicht-flüchtiger Partikel im Bereich 10 bis 50 Nanometer war bei Flughafen-Wind ebenfalls noch eine Spitze erkennbar, aber nun vergleichbar mit Durchschnittswerten, die auch bei einigen anderen Windrichtungen erreicht wurden. Auch bei Betrachtung der Fälle mit besonders hohen Konzentrationen war keine Vorzugsrichtung mehr erkennbar. Es wurde abgeschätzt, dass typischerweise etwa 20-30 % aller Flughafen-Partikel nicht-flüchtig sind. Dies ist ein vergleichsweise niedriger Anteil: In der Hintergrund-Luft lag der Anteil nicht-flüchtiger Partikel im Bereich 10-50 Nanometer an allen ULTRAFLEB-Stationen bei mindestens 60 % bei der Mehrzahl aller Messungen (Stundenmittel).

Bei allen übrigen im Rahmen von ULTRAFLEB gemessenen Konzentrationen (Partikelmasse, Ruß, NO_2, O_3, CO, CO_2) wurden keine erhöhten Konzentrationen bei Flughafen-Wind festgestellt, im Vergleich zu anderen Windrichtungen. Dies betrifft auch Ruß, der in der aktuellen EU-Luftqualitätsrichtlinie ebenfalls zu den „Schadstoffen, die zunehmend Anlass zur Besorgnis geben“ gezählt wird (Europäische Union, 2024). Die einzige in den ULTRAFLEB-Messdaten festgestellte Ausnahme hiervon bildet das Konzentrationsverhältnis NO_2/CO: Werte über 0,1 traten bevorzugt und Werte über 0,2 ausschließlich bei Flughafen-Wind auf; letztere Fälle wurden nur selten beobachtet und waren mit einem höheren Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln (über 30 %) im Bereich 10 bis 50 Nanometer verbunden. Das Konzentrationsverhältnis NO_2/CO ist somit eine nützliche Kenngröße bei der Untersuchung von Immissionen in der Umgebung von Flughäfen.

Die mobilen Messungen mit Kfz und Lastenfahrrad lieferten Informationen zur räumlichen Verteilung der Partikelwolke des Flughafens BER. Die Messfahrten deckten eine Luftlinien-Entfernung von 0 bis 10 km zum BER-Terminal ab. Sie fanden nur bei westlichen Winden statt, d. h. das Untersuchungsgebiet befand sich bei jeder Fahrt im Einflussbereich der Flughafen-Abluft. Die gemessenen Partikel-Anzahlkonzentrationen lagen typischerweise bis zu einer Luftlinien-Entfernung von etwa 7 km vom BER-Terminal über den Medianwerten, ermittelt aus allen Messwerten derselben Messfahrt. Die übrigen gemessenen Konzentrationen (Partikelmasse, Ruß, CO_2) zeigten keinen Zusammenhang mit der Entfernung zum Flughafen. Die Vertikalmessungen mit ALADINA illustrierten die Wirkung der atmosphärischen Grenzschicht, die sich vormittags und abends typischerweise unterhalb einer Höhe von 400 m

über dem Boden ausbildet und die Vertikalmischung der Luft erschwert. Die ALADINA-Beobachtungen der Partikel-Anzahlkonzentration im Bereich 5 bis 11 Nanometer ergaben hohe Werte nicht nur im Bereich des Flughafens, sondern auch im Bereich der Autobahn A113.

Ein Schwerpunkt der Tätigkeit der Modellierungen im Rahmen von ULTRAFLEB lag auf der Erstellung eines Emissionskatasters für die Partikel-Anzahl und andere relevante Stoffe im Raum Berlin. Dieses Kataster diente als Eingangsdatensatz für die Modellierung. Die Aussagekraft von Modellergebnissen hängt wesentlich von den verwendeten Eingangsdaten ab, insbesondere von den berücksichtigten Quellen. Für den Flugverkehr konnte auf zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Informationen (Flugtagebücher) zurückgegriffen werden. Die Kfz-Mengen stammten aus Datenbanken mit Informationen zur durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV) und entsprechenden Anteilen der verschiedenen Kfz-Arten. Die zeitliche Verteilung der Kfz-Emissionen erfolgte durch typische gemessene zeitliche Verläufe von Verkehrsmengen. Die Datengrundlage für sonstige UFP-Quellen wie Industrie und Haushalte bestand im Wesentlichen aus massebasierten Emissionskatastern (für PM_{10}, CO_2 und NO_x) für Berlin und Brandenburg. Die Ableitung von Emissionen für die Partikel-Anzahl erforderte die Nutzung sektorspezifischer Umwandlungsfaktoren. Die Emissionskataster differenzierten jedoch nur eingeschränkt zwischen den relevanten Sektoren und werden nicht jährlich aktualisiert. Emissionsfaktoren in diesen Sektoren sind allerdings deutlich niedriger als für Flugverkehr und Kfz. Die Relevanz dieser sonstigen UFP-Quellen ist in Berlin im Vergleich zu Flug- und Straßenverkehr in der Regel eher untergeordnet und der Einfluss dieser Unsicherheiten auf die Endergebnisse somit eher gering . Als Randbedingungen zur Berechnung des regionalen Hintergrunds mit LOTOS-EUROS wurden die Partikel-Anzahlgrößenverteilungen genutzt, welche an ländlich gelegenen Stationen in der weiteren Umgebung Berlins gemessen wurden, konkret an der Station Neuglobsow des Umweltbundesamts sowie an der TROPOS-Station Melpitz. Dies verbesserte erheblich die Qualität und Belastbarkeit dieses Teilbeitrags im Vergleich zu einem Vorgängerprojekt (Lorentz et al., 2021). Für LOTOS-EUROS-Modellläufe für $PM_{2,5}$, PM_{10}, Ruß und NO_x wurde ein Netzschachtelungsansatz gewählt, um den Ferntransport der Quellengruppen Kfz-Verkehr, Hausbrand und Sonstige zunächst auf der Ebene von Europa, danach auf der Ebene von Deutschland und schließlich auf der Ebene von Berlin zu berücksichtigen.

Die Kombination der Modellsysteme LOTOS-EUROS, LASAT und LASPORT sowie die Methodik zur Erstellung des Emissionskatasters erwiesen sich als erfolgreich. Beim Vergleich der modellierten Konzentrationen mit den Messwerten an den ULTRAFLEB-Stationen lagen Unterschiede für statistische Kenngrößen wie Konzentrationsrosen und mittlere Tagesgänge meist innerhalb eines Faktors 2. Bei einzelnen Stundenwerten traten auch erheblich größere Abweichungen auf, was aufgrund der begrenzten Genauigkeit der Eingangs-Informationen, insbesondere zu den Emissionen, erwartbar war. Die eingesetzten Datengrundlagen und Modellansätze erschienen im Gesamtbild geeignet und robust genug, um statistische Kenngrößen der Partikel-Anzahlkonzentration sinnvoll abzuschätzen und vorherzusagen.

Ein wesentliches Ergebnis der ULTRAFLEB-Modellierung waren Datensätze, die an BEAR übergeben wurden. Sie enthalten Modellwerte für die Partikel-Anzahlkonzentration im Bereich 10 bis 100 Nanometer (UFP), für die Partikel-Massekonzentrationen PM_{10} und $PM_{2,5}$, sowie für die Massekonzentrationen von Ruß und Stickstoffoxiden (NO_x und NO_2), für die Jahre 2019 bis 2023. Berechnet wurden Tages- und Jahresmittelwerte dieser Größen für ein Gitter mit einer Auflösung von 400 m im Gesamtgebiet Berlin sowie von 50 m in zwei ausgewählten Bereichen um die Flughäfen TXL und BER. Letzterer Bereich erstreckte sich nach Norden bis in die Berliner

Innenstadt, um auch den Kontrollbereich der BEAR-Studie zu erfassen. Aufgrund der Anforderungen von BEAR erfolgte in beiden ausgewählten Bereichen eine Modellierung bis 2023, obwohl am Flughafen TXL seit November 2020 kein Flugverkehr mehr stattfand. Die Werte wurden nicht nur als Gesamtwerte übergeben, sondern auch aufgeteilt auf die drei Quellengruppen „Flughäfen“, „Kfz“ und „Rest“. Für 33 ausgewählte Standorte wurden diese Daten zudem mit stündlicher Auflösung übergeben. Hierbei handelt es sich um die Standorte der Messstationen (sowohl der speziellen ULTRAFLEB-Stationen als auch anderer Stationen in Berlin) sowie um die am Projekt BEAR beteiligten Schulen.

Den Modellergebnissen zufolge liegt der Beitrag des Flughafens BER an der Ultrafeinpartikel-Anzahlkonzentration (Durchmesser 10 bis 100 Nanometer) im Langzeit-Mittel typischerweise über 30 % innerhalb von etwa 2 km Entfernung und über 40 % innerhalb von bis zu etwa 1 km Entfernung vom Flughafenzaun. Auf dem Flughafengelände selbst und in der unmittelbaren Umgebung liegt der Anteil bei über 50 %. In den in mehr als 2 km Entfernung vom Flughafenzaun liegenden Gebieten der Gemeinden Schönefeld, Blankenfelde-Mahlow, Schulzendorf und Eichwalde, sowie in Teilen der Berliner Ortsteile Bohnsdorf, Altglienicke und Rudow, trägt der Flughafen-Betrieb im Langzeitmittel bis zu 30 % aller Ultrafeinpartikel bei. Innerhalb des Berliner S-Bahn-Rings liegt der Langzeit-Anteil unter 10 % und im Nordwesten von Berlin bei etwa 1 % (seit der Schließung des Flughafens TXL). Der Beitrag des Kfz-Verkehrs liegt, außer entlang von Hauptverkehrsstraßen, innerstädtisch überwiegend unter 20 % und großflächig deutlich darunter (nur in Jahren mit besonders niedrigen Hintergrundkonzentrationen überschritt der Anteil 20 %). Hier liefern andere Quellen und der regionale Hintergrund den größten Beitrag zur Partikel-Anzahlkonzentration.

Summary

Ultrafine particles (UFPs) are commonly defined as particles with diameters smaller than 100 nanometres. Air traffic produces significant quantities of UFPs, especially those with diameters smaller than 60 nanometres (Owen et al., 2022). Therefore, particle number concentrations in airport plumes are often several times higher than normal background levels. However, regulatory limits and standards for particle pollution (PM_{10}, $PM_{2.5}$) are mass-based. Despite of their high proportion with regard to the particle number, UFPs contribute only negligibly to the total particle mass (and also to the total particle surface area) in the air: generally, particles do exist in the size orders from 1 to 10,000 nanometres (DWD, n.d.), and a particle with a diameter of, for example, 10 nanometres has only one ten-thousandth of the surface area and only one millionth of the volume of a particle with a diameter of 1,000 nanometres = 1 micrometre. Measurements of particle mass concentrations (PM_{10}, $PM_{2,5}$) are regularly carried out at or near airports, primarily due to regulatory requirements. Mass-related particle pollution in the immediate vicinity of the airport generally barely exceeds the typical pollution in urban or even rural areas.

However, Directive (EU) 2024/2881 of the European Parliament and of the Council of 23 October 2024 on ambient air quality and cleaner air for Europe (European Union, 2024) now designates ultrafine particles (UFPs) as one of several " pollutants of emerging concern". This concern is based on several impact studies. These indicate that UFPs in outdoor air pose a health risk, but the risk cannot yet be clearly quantified (Hellack et al., 2022). The EU Air Quality Directive now requires EU Member States to monitor UFPs at fixed measuring stations. This will be done at large-scale monitoring stations at both rural and urban background locations, as well as at locations where high concentrations are expected, including airports.

The research project “Impact of major airports on the temporal and spatial distribution of ultrafine particles smaller than 100 nm in the greater Berlin area”, short title” Ultrafine Particulate Matter Pollution from Airports in Berlin” (ULTRAFLEB), thus anticipated these requirements and exceeded them significantly. The project spanned the period from 2020 to 2025, with measurements concluding at the end of October 2022. The version of the EU Air Quality Directive valid during the planning and measurement phases of ULTRAFLEB (European Union, 2015) did not yet mention UFPs, and there were no other regulatory requirements for monitoring UFPs. Therefore, corresponding measurements were carried out only on a voluntary basis (by airport operators, scientific institutions, or even citizens' initiatives). ULTRAFLEB was the first large-scale project of its kind in the Berlin area. The project was funded by the Federal Environment Agency (UBA) and supported by a scientific advisory group. The Leibniz Institute for Tropospheric Research (TROPOS) in Leipzig was responsible for the overall scientific management of ULTRAFLEB. The environmental department of the airport operator Flughafen Berlin Brandenburg GmbH (FBB), the TU Braunschweig (TUBS), and the Technical University of Berlin (TUB) also participated in the experimental work. Modelling was carried out by TNO (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research), IVU Umwelt GmbH, Freiburg im Breisgau, and Ingenieurbüro Janicke, Überlingen.

The launch of UTRAFLEB coincided with the opening of Berlin Brandenburg Airport (BER) in November 2020. It was built on the site of the existing Berlin-Schönefeld Airport (SXF). At the same time as the opening of BER Airport, Berlin-Tegel Airport (TXL) was closed, meaning that from that moment on, BER Airport took over all Berlin air traffic. This special situation was not only of interest for pure measurement and model studies on particle number concentrations, but also for medical studies: it offered the opportunity to identify potential health effects of UFPs through a before-and-after comparison. A key aspect of ULTRAFLEB was the partnership with

the Berlin-Brandenburg Air Study (BEAR). BEAR was an epidemiological study on the potential health effects of aircraft emissions, particularly UFPs, on primary school children. The models developed within ULTRAFLEB on the temporal and spatial distribution of ultrafine particles and other air pollutants in the Berlin area between 2019 and 2023 were essential for BEAR.

A key innovation of ULTRAFLEB was the separate measurement of the particle number size distribution of all particles and non-volatile particles. Specific monitoring of non-volatile particles is not yet required by the EU Air Quality Directive or other regulations. However, knowledge of the relative proportion of non-volatile particles among all particles can be relevant for assessing the potential health effects of UFPs and is also of importance for model validation and for the identification of aircraft contributions. Another metrological innovation of ULTRAFLEB is the use of the uncrewed aerial system (UAS, colloquially known as a drone) ALADINA, provided by the Institute of Flight Guidance of the TU Braunschweig, during a campaign in October 2021: To the knowledge of those involved, these were the first approved UAS flights with a fixed-wing aircraft for research purposes in the control zone of a commercial airport in Germany during ongoing flight operations. Ascents of up to 700 m above ground were carried out, and vertical profiles of the particle number concentration were measured alongside with other quantities.

Parallelly, ULTRAFLEB was also a modelling study: The model systems LASPORT, LASAT, and LOTOS-EUROS were combined to determine the number concentration of ultrafine particles and the concentrations of PM_{10}, $PM_{2.5}$, soot and NO_2 for the years 2019-2023 in Berlin and the surrounding area. LOTOS-EUROS was deployed to model long-range transport and transformation processes, including particle transformation, with a horizontal resolution of approximately 0.5 km to 50 km. LASPORT and LASAT were used for more spatially detailed modelling of the dispersion of emissions from airports and road traffic in two core areas around the two airports. By combining the three models, the targeted resolution of 400 m for the entire Berlin area and 50 m in the core areas could be realised. This project required innovations in the field of modelling particle number concentrations, especially with regard to aviation emissions. Modelling the dispersion of non-volatile particles can be performed as transport modelling of an essentially inert substance. However, the majority of particles consist of volatile particles that only form during transport. In this case, modelling requires the consideration of complex processes to account for size changes, and greater uncertainties exist in emission estimates than for non-volatile particles. Within the framework of ULTRAFLEB, a special approach for calculating the emission of volatile particles from aircraft engines was further developed and applied. For road transport, interim results from the ongoing EU projects RI-URBANS and EASVOLEE were used to estimate total particle emissions (rather than just emissions of non-volatile particles) for motor vehicles.

The primary area of interest of the measurements within ULTRAFLEB were the surroundings of Berlin Brandenburg Airport (BER). The meteorological station at BER Airport (located at the eastern end of the BER North Runway, approximately 2.5 km away from the BER terminal) and the permanent measuring station of the environmental department of airport operator Flughafen Berlin Brandenburg GmbH (FBB), located in a residential area in Berlin-Bohnsdorf (6 km northeast of the BER terminal in the extension of the northern runway), were equipped with additional technology for almost two years (from the beginning of January 2021 to the end of October 2022) during the ULTRAFLEB project to measure particle number concentration and (Bohnsdorf only) the particle number size distribution.. In July 2021, similar measurements began on the other side of BER Airport: in Blankenfelde-Mahlow (5 km west of the BER terminal, on the outskirts of a rural area), the TROPOS container was set up, in which the same parameters as in Bohnsdorf were measured (also until the end of October 2022). In addition,

measurements of the number size distribution of non-volatile particles and the mass concentration of particulate matter, soot (black carbon, BC), and (from September 2021) carbon dioxide (CO_2) were carried out at Mahlow. During two campaigns lasting several weeks in autumn 2021 and summer/autumn 2022, the TROPOS trailer was also deployed. It was equipped with the same measurement technology as the TROPOS container; in addition, the TU Berlin conducted various measurements of trace gases (NO_x, O_3, CO). The trailer was deployed in both years in Eichwalde and Berlin-Karolinenhof (residential areas 7.5 km east and 9 km east-northeast of the BER terminal, respectively). These measurements were only possible thanks to the support of the municipalities of Blankenfelde-Mahlow and Eichwalde (where the stations were set up on school grounds) and the Berliner Wasserbetriebe (Berlin Water Company; the Karolinenhof site, as well as the permanent station in Bohnsdorf, were located on the grounds of pumping stations).

Simultaneously with the use of the trailer, mobile measurements were also carried out by the Institute of Geoecology of the TU Braunschweig east of BER Airport using a car and cargo bike. The particle number concentration as well as the mass concentrations of particulate matter, soot (BC), and carbon dioxide (CO_2) were measured. In October 2021, also east of BER Airport, a total of 34 measurement flights were conducted using the UAS ALADINA, provided by the Institute of Flight Guidance of the TU Braunschweig. Particle number measurements were performed starting at particle diameters of both 5 and 11 nanometres. This allowed a specific analysis of the particle number concentration between 5 and 11 nanometres; this range is of interest for the investigation of new particle formation (in all other measurements of particle number concentrations and number size distributions within ULTRAFLEB, the lower limit was 10 nanometres, which corresponds to the requirements of the current EU Air Quality Directive (European Union, 2024) and current standards). In addition, ALADINA conducted measurements of the mass concentration of particles and soot (BC) and various meteorological parameters.

Measurements were also conducted in the vicinity of Berlin-Tegel Airport (TXL). Thanks to the partnership with the Berlin-Brandenburg Air Study (BEAR) and the support of the Federal Environment Agency (UBA), the TROPOS container described above was deployed in Berlin-Reinickendorf (located approximately 4 km northeast of the TXL terminal in a typical inner-city setting on the grounds of the Citizens' Office) as early as July 2020. Measurements continued there until the end of June 2021, after which the TROPOS container was relocated to Mahlow. The measurements in Reinickendorf thus covered approximately half a year before and after the closure of TXL airport on November 8, 2020, allowing for a before-and-after analysis.

The particle number concentration measurements conducted as part of ULTRAFLEB confirmed the findings of similar previous measurement projects at other major airports worldwide: Downwind of major airports, particles emitted by airport operations account for a very high to dominant share of the total particle number concentrations. This also applies to inner-city areas several kilometres away from the airport, despite the potentially significant contribution of particle emissions caused by road traffic. According to the measurement results, the size range in which airport particles play a dominant role extends up to a diameter of approximately 40 nanometres. For larger particles, at all ULTRAFLEB stations located east of the nearest airport (i.e., all stations except Mahlow), even lower concentrations were observed when the wind was coming from the airport, compared to other wind directions. This is presumed to be a consequence of long-distance transport: in the background air in the Berlin area, particle number concentrations are usually higher during easterly winds than during westerly winds.

The specific investigation of non-volatile particles yielded significant new results compared to previous studies. For quantitative analysis, a special focus was placed on the 10-50 nanometres

size range for both all and non-volatile particles. When the data were divided by wind direction, a distinct peak was observed at all stations for winds coming from the direction of the airport, and values with particularly high concentrations (exceeding the 95th percentile over the entire measurement period) occurred preferentially (although not exclusively) in these wind directions. When examining non-volatile particles in the 10-50 nanometres size range, a peak was still discernible at airport wind, but it was now comparable to average values, which were measured in some other wind directions. When considering cases with particularly high concentrations, no preferred direction was discernible. It was estimated that typically about 20-30 % of all airport particles are non-volatile. This is a low proportion: in the background air, the fraction of non-volatile particles in the 10-50 nanometres size range amounted to at least 60 % for the majority of the measurements (hourly means) at all ULTRAFLEB stations.

For all other concentrations measured as part of ULTRAFLEB (particle mass, soot, NO_2, O_3, CO, CO_2), no increased concentrations were detected in airport wind conditions compared to other wind directions. This also concerns soot which is also listed among the " pollutants of emerging concern" in the current EU Air Quality Directive (European Union, 2024). The only exception identified from the ULTRAFLEB data is the NO_2/CO concentration ratio: values above 0.1 occurred preferentially, and values above 0.2 exclusively in airport wind conditions; the latter cases were observed only rarely and were associated with a higher proportion of non-volatile particles among all particles (over 30 %) in the 10-50 nanometres range. The NO_2/CO concentration ratio is therefore a useful tracer in the investigation of emissions in the vicinity of airports.

The mobile measurements, carried out by car and cargo bike, provided information on the spatial distribution of the particle cloud at BER Airport. The measurement runs covered a straight-line distance of 0 to 10 km from the BER terminal. The measurements were conducted only during westerly winds, meaning that the study area was within the influence of the airport' emissions during every run. The measured particle number concentrations were typically above the median values (determined from all measurements taken during the same measurement run) up to a straight-line distance of approximately 7 km from the BER terminal. The other measured concentrations (particle mass, soot, CO_2) showed no correlation with the distance to the airport. The vertical measurements conducted by ALADINA illustrated the effect of the atmospheric boundary layer, which typically formed at an altitude below 400 m above ground in the morning and evening and hindered vertical mixing of the air. The ALADINA observations of particle number concentrations in the 5-11 nanometres range near the ground showed high concentrations not only in the area of the airport but also in the area of the A113 motorway.

One focus of the modelling activities within ULTRAFLEB was the creation of an emissions inventory for particle number concentrations and other relevant substances in the Berlin area. This inventory served as input data for the modelling. The validity of the model results depends significantly on the input data used, particularly on the sources considered. For air traffic, high-resolution information (flight logs) with high temporal and spatial resolution was available. Vehicle data were derived from databases containing information on average daily traffic volumes (DTV) and temporally constant proportions of the various vehicle types. The temporal distribution of vehicle emissions was determined using typical measured temporal patterns of traffic volumes. The data basis for other UFP sources, such as industry and households, was relatively uncertain and consisted primarily of mass-based emission inventories (for PM_{10}, CO_2, and NO_x) for Berlin and Brandenburg. The conversion into emission inventories for particle counts required the use of sector-specific conversion factors. However, the emission inventories differentiated only to a limited extent between the relevant sectors. The relevance of these other UFP sources in Berlin is normally rather minor compared to air and road traffic, so the impact of

these uncertainties on the final results is normally rather small. To calculate the regional background with LOTOS-EUROS, the particle number size distributions measured at rural stations in the wider Berlin area, specifically at the Neuglobsow station of the Federal Environment Agency (UBA) and the TROPOS station in Melpitz, were used as boundary conditions. This significantly improved the quality and robustness of this contribution compared to a previous project (Lorentz et al., 2021). For LOTOS-EUROS model runs for $PM_{2.5}$, PM_{10}, soot, and NOx, a network-nested approach was chosen to account for long-distance transport of the source groups motor vehicle traffic, domestic heating, and other, first at the European level, then at the German level, and finally at the Berlin level.

The combination of the LASPORT, LASAT, and LOTOS-EUROS model systems and the methodology for compiling the emissions inventory proved to be practical. When comparing the modelled concentrations with the measured values at the ULTRAFLEB stations, differences for statistical parameters such as concentration roses and mean daily cycles were mostly within a factor of 2. Considerably larger deviations also occurred for individual hourly values, which was to be expected given the limited accuracy of the input information, particularly regarding emissions. The databases and model approaches used appeared to be suitable and robust enough to meaningfully estimate and predict statistical parameters of particle number concentration.

A key result of the ULTRAFLEB modelling were datasets that were submitted to BEAR. The datasets comprised model values for the particle number concentration in the 10 to 100 nanometres range (UFP), for the particle mass concentrations PM_{10} and $PM_{2.5}$, as well as for the mass concentrations of soot and nitrogen oxides (NO_x and NO_2) for the years 2019 to 2023. Daily and annual mean values of these quantities were calculated for a grid with a resolution of 400 m for the entire Berlin area, as well as 50 m in two selected areas around TXL and BER airports. The latter area extended northward into the inner-city area of Berlin to include the control area of the BEAR study. Due to BEAR requirements, modelling was carried out up to 2023 in both selected areas, even though there has been no air traffic at TXL airport since November 2020. The model values are not only included as total values, but also broken down into the three source groups "airports," "motor vehicles," and "other." For 33 selected locations, these data were also provided with hourly resolution. These are the locations of the measuring stations (both the special ULTRAFLEB stations and other stations in Berlin) as well as the schools participating in the BEAR project.

According to the model results, the contribution of Berlin Brandenburg Airport (BER) to the long-term average concentration of ultrafine particles (diameter 10 to 100 nanometres) is typically over 30 % within a distance of approximately 2 km and over 40 % within a distance of up to approximately 1 km from the airport perimeter fence. On the airport grounds themselves and in the immediate vicinity, the proportion is over 50 %. At areas located more than 2 km away from the airport perimeter fence and located within the municipalities of Schönefeld, Blankenfelde-Mahlow , Schulzendorf, and Eichwalde, or in parts of the Berlin districts Bohnsdorf, Altglienicke and Rudow, airport operations contribute up to 30% of all ultrafine particles on average over the long term. In the inner-city area (within the circle line of the Berlin S-Bahn), the long-term contribution is below 10%, and in northwest Berlin it is around 1% (since the closure of Berlin Brandenburg Airport TXL). The contribution of motor vehicle traffic, except along major roads, is predominantly below 20 % in inner-city areas and significantly lower over large areas (only in years with particularly low background concentrations can the contribution exceed 20 %). Here, other sources and the regional background make the largest contribution to particle number concentration.

1 ULTRAFLEB: das Projekt

1.1 Ziel und Gegenstand

Das Forschungsprojekt „Einfluss der Großflughäfen auf zeitliche und räumliche Verteilungen von Ultrafeinstaub kleiner als 100 nm im Großraum Berlin“, kurz „Ultrafeinstaubbelastung durch Flughäfen in Berlin“ (ULTRAFLEB) begann im Jahr 2020 und endete im Jahr 2025. Etwa zeitgleich mit dem Beginn von ULTRAFLEB wurde der Großflughafens Berlin Brandenburg International (BER) eröffnet, der auf dem Gelände des bestehenden Flughafens Berlin-Schönefeld (SXF) errichtet wurde, und der Flughafen Berlin-Tegel (TXL) wurde geschlossen.

ULTRAFLEB hatte zwei Schwerpunkte: stationäre und mobile Feldmessungen im Umfeld der genannten Flughäfen, sowie eine umfassende Modellstudie. Im Fokus standen Ultrafeinpartikel (UFP), zudem erfolgte die Messung und Modellierung weiterer Stoffe. Eine wesentliche Neuerung bei den stationären ULTRAFLEB-Messungen, im Vergleich zu den meisten vorherigen Messkampagnen im Umfeld von Großflughäfen, war die Analyse des Beitrags nicht-flüchtiger Partikel. Mit mobilen Messungen wurde untersucht, ob ein räumlicher Zusammenhang zwischen den gemessenen Konzentrationen und der Entfernung zum Flughafen besteht. Genutzt wurden hierzu vor allem Kfz und Lastenfahrrad, aber auch ein ferngesteuertes Flugsystem (umgangssprachlich als Drohne bezeichnet): Die Messung von Vertikalprofilen bis in 700 m Höhe in unmittelbarer Nähe des Flughafens BER bei laufendem Flugbetrieb stellte eine weitere Besonderheit von ULTRAFLEB dar.

Hauptziel der Modellrechnungen war die Erstellung von Datensätzen von Konzentrationswerten für die Jahre 2019 bis 2023. Konkret waren dies die Anzahlkonzentration von UFP und die Massekonzentrationen von PM_{10}, $PM_{2,5}$, Ruß und Stickoxiden (NO_x). Berechnet werden sollten Tages- und Jahresmittelwerte dieser Größen für das Gesamtgebiet Berlin mit einer höheren Auflösung im Bereich der Flughäfen TXL und BER. Die Werte sollten zusätzlich aufgeteilt werden auf unterschiedliche Quellengruppen. Für ausgewählte Standorte sollten die Modell-Ergebnisse mit stündlicher Auflösung bereitgestellt werden. Eingesetzt wurden die Modelle LOTOS-EUROS, LASAT und LASPORT. Die Kombination dieser Modelle wurden hier erstmals zur Modellierung der Gesamtkonzentration von Ultrafeinpartikeln genutzt. In einem 2024 beendeten Projekt des Umweltbundesamts (UBA) konnten mit einer ähnlichen Kombination bereits die Konzentrationen von Ruß (*Black Carbon*, BC) in Berlin in hoher Auflösung dargestellt werden (Manders et al., 2024). Die Anwendung auf die Modellierung der Partikelanzahl erforderte Weiterentwicklungen zur Beschreibung der Emission und Dynamik von Partikeln, insbesondere flüchtiger Partikel.

1.2 Struktur und Beteiligte

1.2.1 Auftraggeber, Zeitplan, Auftragnehmer und sonstige Beteiligte

ULTRAFLEB wurde durch das Umweltbundesamt (UBA) beauftragt, FKZ 3720522010. Der Bewilligungszeitraum von ULTRAFLEB begann am 1. November 2020. Mit den Messungen im Umfeld des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) konnte dank der Unterstützung durch das Umweltbundesamt (UBA) bereits im Juli 2020 begonnen werden. Das Messprogramm endete am 31. Oktober 2022, danach konzentrierte sich die wissenschaftliche Tätigkeit auf Datenauswertung, Modellierung und Modellvalidierung. Der Bewilligungszeitraum endete am 31. Oktober 2025. Die ursprüngliche Bewilligung hatte ein früheres Ende sowohl der Messungen als auch des Gesamtprojekts vorgesehen. Aufgrund der Corona-Pandemie ergab sich jedoch die Notwendigkeit einer Verlängerung, siehe Abschnitt 1.3.2.

Das ULTRAFLEB-Konsortium bestand aus 7 Auftragnehmern. 4 Auftragnehmer waren für die Messungen verantwortlich:

- TROPOS: Dem Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) e. V. Leipzig befasst oblag die wissenschaftliche Gesamtleitung des Projekts sowie der Betrieb von zwei Messstationen (TROPOS-Container und TROPOS-Trailer).
- TUBS: Die Technische Universität Braunschweig war mit zwei Instituten beteiligt: Die Arbeitsgruppe Klimatologie und Umweltmeteorologie des Instituts für Geoökologie führte mobile Messungen per Kfz und Fahrrad durch. Die Arbeitsgruppe Fluggestützte Meteorologie und Messtechnik des Instituts für Flugführung war zuständig für Messungen mit Hilfe des selbstentwickelten UAS (umgangssprachlich als Drohne bezeichnet) ALADINA.
- TUB: Die Technische Universität Berlin, und hier speziell das Fachgebiet Umweltchemie und Luftreinhaltung rüstete eine der TROPOS-Stationen mit zusätzlichen Instrumenten zur Messung der Konzentration verschiedener Spurengase aus. Die TU Berlin unterstützte zudem die technische Betreuung der TROPOS-Stationen an allen Standorten.
- FBB: Die Flughafen Berlin Brandenburg GmbH ist die Betreibergesellschaft der Berliner Flughäfen. Die Umweltabteilung der FBB führt die in Verbindung mit dem Flughafenbetrieb gesetzlich erforderlichen Lärm- und Luftgüte-Messungen durch. Hierzu wird eine Messstation auf dem Gelände des Flughafens BER sowie eine weitere Station nordöstlich des BER in einem Wohngebiet in Berlin-Bohnsdorf betrieben. An beiden Stationen führte FBB im Rahmen von ULTRAFLEB UFP-Messungen durch. Zudem lieferte FBB weitere Daten, die vor allem für die Modellierung essentiell waren: Flugtagebücher, Daten zum luft- und landseitigen Kfz-Verkehr an den Flughäfen, sowie meteorologische Messungen.

Drei Auftragnehmer waren für die Modellierungen verantwortlich:

- TNO: Die Niederländische Organisation für Angewandte Naturwissenschaftliche Forschung, (*Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek*, TNO) ist die größte unabhängige Organisation für angewandte Forschung in den Niederlanden mit ca. 4.500 Mitarbeitenden. Im Rahmen von ULTRAFLEB kam das Chemie Transport-Modell LOTOS-EUROS zum Einsatz, das durch die Abteilung Air Quality and Emissions Research (TNO-AER, Standort Utrecht) angewendet und weiterentwickelt wird.
- IVU: Die IVU Umwelt GmbH, Freiburg im Breisgau, ist auf dem Gebiet der Analyse von Lärm- und Luftschadstoffbelastungen und diesbezüglicher Beratungs- und Gutachtertätigkeit aktiv und entwickelt dafür auch Software-Lösungen. Im Rahmen vom ULTRAFLEB konzentrierte sich IVU auf die Modellierung der Kfz-Beiträge, einschließlich der nötigen Vorarbeiten, insbesondere der Ermittlung der Kfz-Emissionen mit dem Modell IMMIS^{em}. Für die Ausbreitungsmodellierung wurde das Transportmodell LASAT eingesetzt.
- IBJ: Das Ingenieurbüro Janicke, Überlingen, befasst sich mit der Ausbreitung von Stoffen in der Atmosphäre und entwickelt diesbezügliche mathematische Modelle und Computerprogramme. Zu den vom Ingenieurbüro Janicke entwickelten Modellen und Modellsystemen gehören LASAT, AUSTAL, PLURIS, LASPORT, LASAIR. Mit LASPORT wurden die Emissionen des Flugverkehrs und des Flughafens modelliert. Als Ausbreitungsmodell ist das Partikelmodell LASAT integriert.

ULTRAFLEB wurde durch einen wissenschaftlicher Begleitkreis unterstützt:

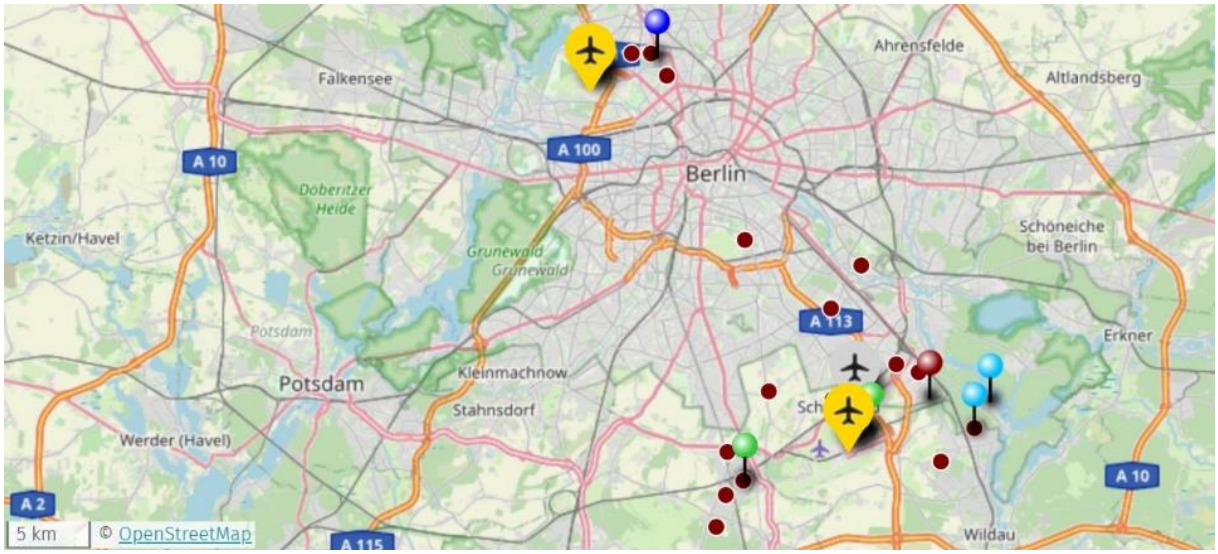
- Prof. Dr. med. Barbara Hoffmann, Umweltmedizinerin an der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, gleichzeitig Koordinatorin der Berlin Brandenburg Air Study (BEAR), siehe Abschnitt 1.2.3.
- Prof. Dr. Matthias Ketzel, Wissenschaftler an der Aarhus Universitet, Roskilde, Dänemark, Gastprofessor Global Centre for Clean Air Research (GCARE) an der University of Surrey.
- Dr. Andreas Kerschbaumer (bis 31.8.2024 Dr. Martin Lutz), Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Berlin.
- Dr. Diana Rose und Dr. Florian Ditas, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) Wiesbaden.
- Dr. Thomas Wohlfahrt, Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg.

Es bestand eine Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg. Die Daten verschiedener LfU-Luftgüte-Messstationen wurden im Rahmen von ULTRAFLEB zur Modellvalidierung genutzt. Zur Partnerschaft mit der Berlin Brandenburg Air Study (BEAR) siehe Abschnitt 1.2.3.

1.2.2 Messstationen: Lage, Ausstattung und Zeitplan

Abbildung 1 zeigt die Lage der Berliner Flughäfen TXL im Norden Berlins und BER (bis Ende 2020 SXF) am südlichen Stadtrand Berlins. Braune Punkte stellen die Grundschulen dar, die an der Berlin Brandenburg Air Study (BEAR) teilnahmen, siehe Abschnitt 1.2.3.

Abbildung 1: Berliner Flughäfen und Messstationen



Gelbe Flugzeug-Symbole markieren die Terminals der Flughäfen TXL (im Norden Berlins) und BER (am südlichen Stadtrand Berlins, das graue Flugzeug-Symbol markiert das ehemalige Terminal des Flughafens SXF). Stecknadel-Symbole markieren die ULTRAFLEB-Messstationen (zu Details siehe die folgenden Abbildungen). Braune Punkte markieren die Grundschulen, die an der Berlin Brandenburg Air Study (BEAR) teilnahmen. Quelle: Eigene Darstellung. Karte: OpenStreetMap.

Abbildung 2 stellt die Umgebung des Flughafens TXL dar. Hier wurde nur eine Station betrieben: Der TROPOS-Container befand sich vom 8. Juli 2020 bis zum 1. Juli 2021 auf dem Grundstück des Bezirksamts in Berlin-Reinickendorf. Der Standort war innerstädtisch geprägt

(Straßenverkehr, Wohnungen und Büros), befand sich aber gleichzeitig etwa 4 km ost-nordöstlich des Terminals des Flughafens Berlin-Tegel (TXL). Der Flugbetrieb in Tegel wurde im November 2020 eingestellt, die Messungen wurden jedoch an diesem Standort noch bis zum 1. Juli 2021 fortgeführt, dies erlaubte einen Vorher-Nachher-Vergleich.

Abbildung 2: Flughafen TXL und Messstation Berlin-Reinickendorf

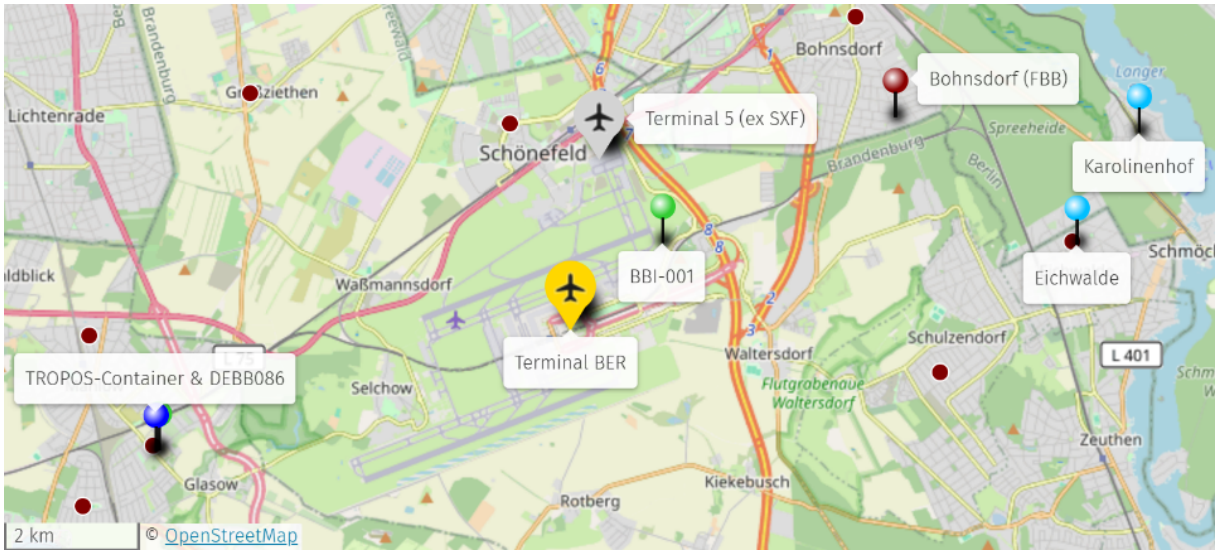
Wie Abbildung 1 für die Umgebung des Flughafens BER. Quelle: Eigene Darstellung. Karte: OpenStreetMap.

Abbildung 3 zeigt die Umgebung des Flughafens BER. Hier befanden sich die folgenden Stationen:

- BBI-001: meteorologische Station des Flughafens BER, gleichzeitig Luftgüte-Messstation des Luftgüte-Messnetzes Brandenburg unter dem Kürzel BBI-001. Am östlichen Ende der Nordbahn, etwa 2,5 km vom BER-Terminal. Im ULTRAFLEB-Messzeitraum erfolgten hier Messungen der Partikel-Anzahlkonzentration. Die Aufstiege der Drohne ALADINA im Oktober 2021, siehe Kapitel 4, fanden 500 m entfernt von BBI-001 (und damit 3 km entfernt vom BER-Terminal) in der Verlängerung der Nordbahn auf der gegenüberliegenden Seite der Autobahn statt.
- Berlin-Bohnsdorf: 6 km nordöstlich des BER-Terminals. Permanente Messstation des Flughafenbetreibers Flughafen Berlin Brandenburg Gmbh (FBB). Im ULTRAFLEB-Messzeitraum erfolgten hier Messungen der Partikel-Anzahlkonzentration und der Partikel-Anzahlgrößenverteilung.
- Blankenfelde Mahlow: TROPOS-Container vom 2. Juli 2021 bis zum 1. November 2022. Auf dem Gelände der Astrid-Lindgren-Grundschule, am Ortsrand von Blankenfelde-Mahlow, 5 km westlich des BER-Terminals. Dieser Standort ist ländlich geprägt, die nächste Hauptstraße (Glasower Damm) befindet sich etwa 70 m westlich und die nächste stark befahrene Bundesstraße (B96) etwa 800 m östlich der Station. Der TROPOS-Container wurde direkt neben der ständigen Luftgüte-Messstation DEBB086 (betrieben vom Landesamt für Umwelt Brandenburg) des Luftgüte-Messnetzes Brandenburg aufgestellt.
- Eichwalde und Berlin-Karolinenhof: Einsatzorte des TROPOS-Trailers während zwei mehrwöchiger Messkampagnen. Im Herbst 2021 befand sich der Trailer vom 15. September bis zum 11. Oktober in Eichwalde, danach vom 13. Oktober bis zum 12. November in Karolinenhof. Im Sommer/Herbst 2022 befand er sich vom 7. Juli bis zum 11. August in

Eichwalde, danach vom 11. August bis zum 1. November in Karolinenhof. Der Standort Eichwalde befand sich auf dem Gelände der Humboldt-Grundschule, 7,5 km östlich des BER-Terminals. Die Schule liegt in einer Wohnsiedlung, es befinden sich keine Hauptstraßen in der näheren Umgebung. Die Station Eichwalde war auch der Ausgangspunkt diverser mobiler Messungen mit Kfz und Lastenfahrrad östlich des BER (siehe Kapitel 3). Der Standort Karolinenhof lag auf dem Gelände der Pumpstation der Berliner-Wasserbetriebe, 9 km nordnordöstlich des BER-Terminals. Diese Station liegt ebenfalls in einer Wohnsiedlung, die nächste größere Hauptstraße (Adlergestell) führt etwa 500 m südwestlich vorbei.

Abbildung 3: Flughafen BER und Messstationen



Wie Abbildung 1 für die Umgebung des Flughafens TXL. Quelle: Eigene Darstellung. Karte: OpenStreetMap.

An allen genannten Standorten mit Ausnahme von BBI-001 erfolgten Messungen der Anzahlgrößenverteilung im Durchmesserbereich 10 bis 800 nm (TROPOS-Stationen) bzw. 10 bis 1.000 nm (FBB-Station Bohnsdorf). Die Messung erfolgte mittels Mobilitäts-Partikelgrößenspektrometer (*Mobility Particle Size Spectrometer*, MPSS). In diesem Bericht werden diese Messungen mit AMB (ambient) bezeichnet. Mehr Details zum Messprinzip werden im Abschnitt 2.2.1 dargestellt. An allen TROPOS-Stationen (Reinickendorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof) erfolgte auch die Messung der Anzahlgrößenverteilung nicht-flüchtiger Partikel. Diese Messungen werden in diesem Bericht mit TD (Thermodenuder) bezeichnet. Konkret erfolgte aller 5 Minuten (der Zeitdauer eines MPSS-Scans über die komplette Größenverteilung) eine Umstellung zwischen AMB- und TD-Messung. Mehr Details zum Messprinzip werden ebenfalls im Abschnitt 2.2.1 dargestellt. Die separate Messung der Anzahlgrößenverteilung nicht-flüchtiger Partikel im Umfeld von Flughäfen stellt eine wesentliche Innovation von ULTRAFLEB dar (eine weitere derartige Studie wurde von Takegawa et al. (2021) im Umfeld des Flughafens Tokio-Narita durchgeführt).

Parallel zu den MPSS-Messungen erfolgte an allen genannten Stationen die Messung der totalen Partikel-Anzahlkonzentration mittels Kondensations-Partikelzähler (*Total Condensation Particle Counter*, T-CPC). T-CPC zählen pauschal alle Partikel innerhalb des Empfindlichkeitsbereichs. Dieser reichte, in Übereinstimmung mit gängigen Normen, von etwa 10 nm bis in den Mikrometerbereich (zu Details siehe Abschnitt 2.2.2). Die T-CPC-Messung dient zum einen der Qualitätssicherung der Messungen der Anzahlgrößenverteilungen. Hierfür wird die Gesamtpartikelanzahl der T-CPCs mit dem Integral des Partikelgrößenspektrometers (MPSS,

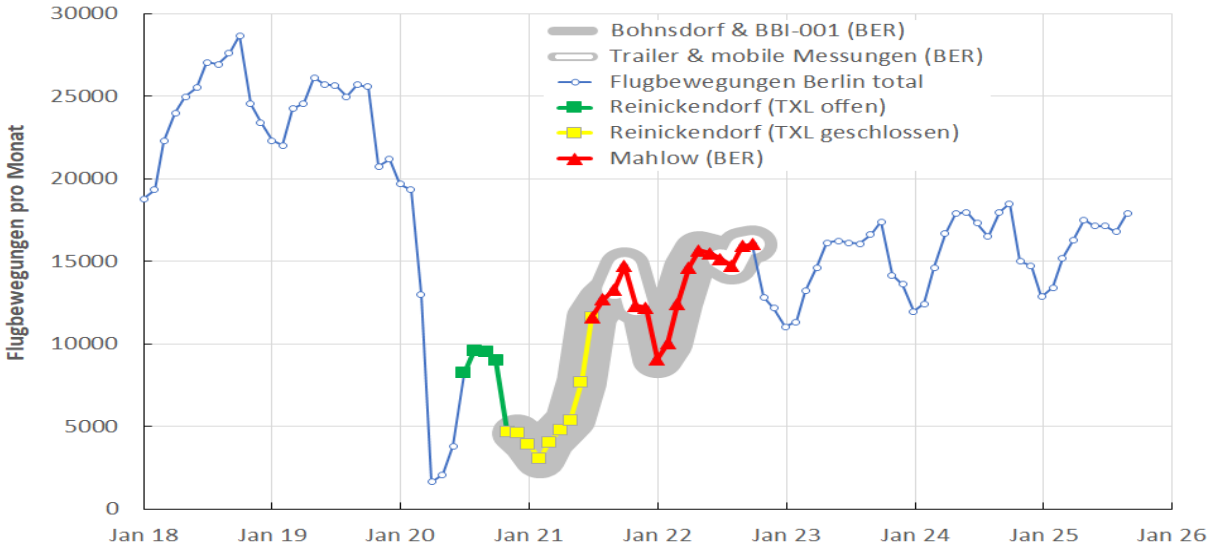
AMB-Messung) im Scanbereich von 10 nm bis 800 nm verglichen. Die parallel zu den MPSS-Messungen durchgeführten T-CPC-Messungen können zudem direkt mit den Ergebnissen von Messungen verglichen werden, bei denen ausschließlich ein T-CPC zum Einsatz kam. Hierzu zählen die im Kapitel 3 vorgestellten mobilen Messungen, die Station BBI-001 (nur während des ULTRAFLEB-Messzeitraums) sowie einige Messstationen des Luftgütemessnetzes Brandenburg (konkret: DEBB086 direkt neben dem TROPOS-Container in Mahlow, und Station DEBB112 in Wildau, 9 km südöstlich des BER-Terminals, jenseits des Kartenrands von Abbildung 3). Die durchgeführten T-CPC-Messungen entsprachen den Anforderungen der Richtlinie (EU) 2024/2881 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2024 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Europäische Union, 2024). Diese bezeichnet ultrafeine Partikel als einen „bisher unregulierten Schadstoff mit Anlass zur Besorgnis“ und schreibt entsprechende Messungen vor. In der während des ULTRAFLEB-Messzeitraums gültigen Fassung der EU-Luftqualitätsrichtlinie (Europäische Union, 2015) wurden UFP allerdings noch nicht erwähnt, d. h. zum damaligen Zeitpunkt fanden diese Messungen noch auf freiwilliger Basis statt.

An den TROPOS-Stationen erfolgte zudem die Messung weiterer Größen, die im Abschnitt 2.6 beschrieben werden.

Abbildung 4 stellt dar, zu welchen Zeiträumen Messungen an den genannten Stationen stattfanden. Zudem ist dargestellt, wie sich die monatliche Anzahl aller Flugbewegungen in Berlin entwickelte. Für den Zeitraum Januar 2018 bis einschließlich Oktober 2020 handelte sich um die Summe der monatlichen Flugbewegungen an den Flughäfen TXL und SXF, danach um die Anzahl der monatlichen Flugbewegungen am Flughafen BER. Zu erkennen sind zum einen die typischen saisonalen Schwankungen: Maxima im Sommer, Minima zum Jahreswechsel. Überlagert wird dies von den Auswirkungen der COVID-19-Pandemie, siehe Abschnitt 1.3.2. Deutlich zu erkennen ist der dramatische Einbruch der Anzahl an Flugbewegungen ab März 2020. Die beiden extremsten Minima wurden im Frühjahr 2020 und zum Jahreswechsel 2020/21 erreicht. Danach erholten sich die Zahlen, bis zum Zeitpunkt der Verfassung dieses Berichts im Oktober 2025 wurden aber keine vergleichbar hohen Verkehrszahlen erreicht wie vor Beginn der Pandemie.

Die Messungen in Reinickendorf im Einfluss des Flughafens von TXL (TROPOS-Container Juli-Oktober 2020, grüne Quadrate) fanden damit in einer leichten Erholungsphase zwischen den beiden extremen Minima statt. Die ULTRAFLEB-Messungen an den FBB-Stationen (graue Unterlegung) deckten praktisch den Komplettzeitraum vom zweiten extremen Minimum bis zum ungefähren Erreichen des Nach-Corona-Niveaus ab; es handelt sich um Messungen an der FBB-Station in Bohnsdorf und an der meteorologischen Station des Flughafens BER (BBI-001, nur Partikel-Anzahlkonzentrationen). Der TROPOS-Container verblieb von November 2020 bis einschließlich Juni 2021 (gelbe Quadrate) noch in Reinickendorf, obwohl hier aufgrund der Schließung von TXL kein Einfluss dieses Flughafens mehr vorlag. Dies geschah aus logistischen Gründen (die ebenfalls auf die Pandemie zurückzuführen sind, siehe Abschnitt 1.3.2). Aus wissenschaftlicher Sicht stellte sich dies als unkritisch heraus, da auch am Flughafen BER zu diesem Zeitpunkt nur wenige Flüge stattfanden. Die Fortsetzung der Messungen in Reinickendorf ermöglichte einen Vorher-Nachher-Vergleich (vor und nach Schließung des Flughafens TXL). Die Verlegung des TROPOS-Containers nach Mahlow (Einsatz dort von Juli 2021 bis Ende Oktober 2022, rote Quadrate) fand statt, als sich die Anzahl monatlicher Flugbewegungen dem Nach-Corona-Niveau bereits stark angenähert hatte.

Abbildung 4: Monatliche Anzahl Flüge in Berlin, und ULTRAFLEB-Messperioden



Anzahl monatlicher Flugbewegungen an den Berliner Flughäfen für den Zeitraum Januar 2018 bis September 2025 (bis einschließlich Oktober 2020 Summe der Bewegungen an den Flughäfen TXL und SXF, danach Bewegungen am BER). Farbig markierte Bereiche bezeichnen Monate, in denen die ULTRAFLEB Messungen an verschiedenen Standorten stattfanden. TROPOS-Container in Berlin-Reinickendorf: Grüne Quadrate (TXL offen) und gelbe Quadrate (TXL geschlossen). TROPOS-Container in Mahlow: Rote Dreiecke. FBB-Stationen Bohnsdorf und BBI-001: Graue Unterlegung. TROPOS-Trailer in Eichwalde oder Karolinenhof: Weiße Unterlegung. Quelle: Eigene Darstellung. Datenquelle: Flughafen Berlin Brandenburg, https://corporate.berlin-airport.de/de/unternehmen-presse/ber/verkehrsstatistik.html.

Für Einsätze des TROPOS-Trailers in Eichwalde und Karolinenhof wurden zwei Zeiträume ausgewählt, in denen aufgrund der saisonalen Schwankungen hohe Verkehrszahlen erwartet wurden. Konkret befand sich der TROPOS-Trailer vom 15. September bis zum 11. Oktober 2021 in Eichwalde und direkt danach bis zum 12. November 2021 in Karolinenhof, vom 7. Juli bis zum 11. August 2022 wieder in Eichwalde und anschließend bis zum 1. November 2022 wieder in Karolinenhof. Die Erwartungen traten ein: In beiden Zeiträumen (weiß unterlegte Bereiche) erreichte die Anzahl monatlicher Flugbewegungen vergleichsweise hohe Werte; auch in den Jahren danach bis zur Fertigstellung des Berichts wurden diese monatlichen Verkehrszahlen nur geringfügig in einigen Sommermonaten übertroffen. In diesen Zeiträumen fanden auch die mobilen Messungen mit Kfz und Lastenfahrrad statt, im Oktober 2021 kam zudem die Drohne ALADINA zum Einsatz.

1.2.3 Partnerschaft mit dem Projekt BEAR

Der Luftverkehr stellt eine bedeutsame Quelle von Ultrafeinpartikeln dar. In der Umgebung von Großflughäfen wird selbst in Innenstadtlagen bei Flughafenwind eine signifikante Erhöhung der UFP-Konzentration beobachtet. Damit stellt sich die Frage nach einer eventuellen gesundheitlichen Wirkung. Mehreren Wirkungsstudien weisen darauf hin, dass UFP in der Außenluft ein gesundheitliches Risiko darstellen könnten, das Risiko lässt sich aber bisher nicht eindeutig quantifizieren (Hellack et al., 2022). Aufgrund der Schließung des Flughafens TXL und der Verlagerung des Berliner Luftverkehrs zum Flughafen BER (siehe Abschnitt 1.3.1) war der Berliner Raum für ein epidemiologisches Projekt zur Wirkung von UFP prädestiniert, da hier ein Vorher-Nachher-Vergleich durchgeführt werden konnte.

Die Berlin-Brandenburg Air Study (BEAR) war eine Studie der Charité – Universitätsmedizin Berlin und des Universitätsklinikums Düsseldorf (BEAR, o. J.). Bei Grundschulkindern (3. und 4. Klasse) wurden bestimmte Gesundheitsparameter erhoben und die Lungen- und Herz-Kreislauf-

Gesundheit sowie die neurokognitive Entwicklung untersucht. Diese Studien wurden an insgesamt 16 Grundschulen durchgeführt. Die Lage dieser Schulen ist in Abbildung 1, Abbildung 2 und Abbildung 3 markiert. Drei Schulen liegen in Berlin-Reinickendorf. Bis zur Schließung von TXL im November 2020 lagen sie bei Westwind häufig in der Abluftfahne dieses Flughafens, seitdem sind diese Schulen praktisch unbeeinflusst von Flughafen-Abluft. 10 Schulen liegen im näheren Umfeld des Flughafens BER (zwei davon im Berliner Bezirk Treptow-Köpenick, die übrigen 8 in den brandenburgischen Gemeinden Blankenfelde-Mahlow, Schönefeld, Eichwalde und Schulzendorf, die an den BER angrenzen). Hier gab es bereits vor November 2020 Flugverkehr und somit eine entsprechende Partikel-Belastung, mit der Schließung von TXL und der Erweiterung des Flughafen Schönefeld (SXF) zum BER (offizielle Eröffnung am 31. Oktober 2020) kam es jedoch zu einer signifikanten Erhöhung des Flugverkehrs. Die übrigen drei Schulen befinden sich im Berliner Innenstadtbereich (im Nordteil der Bezirke Treptow-Köpenick und Neukölln) und damit weiter entfernt von beiden Flughäfen, diese Schulen dienten als Kontrollbereich der Studie.

BEAR benötigte Messdaten und Modell-Ergebnisse von ULTRAFLEB, um die UFP-Belastung an den Schulstandorten sowie in der Wohnumgebung der Probanden abzuschätzen. BEAR führte auch eigene Messungen der UFP-Anzahlkonzentrationen in der Außenluft durch. Genutzt wurden drei Kondensations-Partikelzähler (*Condensation Particle Counter*, CPC), die jeweils in einem wetterfesten Gehäuse untergebracht waren und auf dem Gelände der Partnerschulen aufgestellt wurden.

1.3 Externe Ereignisse mit Einfluss auf den Projektverlauf

1.3.1 Schließung des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) und Eröffnung des Flughafens BER

Anfang November 2020 stellte der Flughafen Berlin-Tegel (TXL) im Norden Berlins seinen Betrieb ein und der komplette Berliner Flugverkehr wurde zum neuen Flughafen BER verlegt. Dieser befindet sich am Südrand Berlins und umfasst den zuvor bestehenden Flughafen Berlin-Schönefeld (SXF). Dieses herausragende Ereignis war aus wissenschaftlicher Sicht interessant, insbesondere für Vorher-Nachher-Untersuchungen.

Der Flugverkehr Berlins war traditionell über mehrere Flughäfen verteilt, mit der Spaltung Deutschlands und Berlins wurde diese Situation zwangsläufig. Auch nach der Wiedervereinigung wurde der Berliner Flugverkehr zunächst weiterhin über mehrere Flughäfen abgewickelt. Nach der Schließung des Militärflugplatzes (Royal Air Force) Berlin-Gatow 1994 und des Zentralflughafens Berlin-Tempelhof 2008 verblieben Berlin-Tegel (TXL) im Westteil Berlins und Berlin-Schönefeld (SXF), der ehemalige Zentralflughafen der DDR. TXL hatte seit dem Jahr 2005 jedes Jahr ein etwa doppelt so hohes Verkehrsaufkommen im Vergleich zu SXF, sowohl in Flugbewegungen als auch in Fluggastzahlen gemessen. In den 90er Jahren lagen die Unterschiede sogar bei einem Faktor 3-5 bei den Flugbewegungen und sogar 4-6 bei den Fluggastzahlen, allerdings bei einem deutlich niedrigeren absoluten Verkehrsaufkommen. Danach verzeichneten beide Flughäfen ein kontinuierliches Wachstum (SXF seit dem Jahr 2004, TXL bereits eher) und das neue Verhältnis von etwa 2:1 stellte sich ein.

Bereits in den 90er Jahren entstanden Pläne, den Berliner Flugverkehr in einem einzigen Flughafen zusammenzufassen. Im Jahr 1996 fiel die Standort-Entscheidung: Die südliche Start- und Landebahn des bestehenden Flughafens SXF sollte verlängert und zur Nordbahn des neuen Flughafens werden. Südlich davon sollte parallel dazu eine neue Südbahn entstehen. Zwischen Nord- und Südbahn sollte das neue Terminal mit Eisenbahn- und Autobahn-Anschluss entstehen. Der erste Spatenstich erfolgte am 5. September 2006. Während der Bauphase wurde der Betrieb von SXF ohne Unterbrechung weitergeführt. Die SXF-Nordbahn wurde am 1.

Dezember 2007 geschlossen und danach zurückgebaut. Die Festlegung des Namens für den neuen Flughafen erfolgte erst im Jahr 2009, mit vollem Namen heißt der (damals noch in Bau befindliche) Flughafen seitdem offiziell Berlin Brandenburg „Willy Brandt“, englisch Berlin Brandenburg Airport. Im Allgemeinen wird er nach seinem IATA-Code nur als BER bezeichnet.

Die Eröffnung des Flughafens BER war ursprünglich für das Jahr 2011 geplant, sie hatte sich aber mehrfach verschoben. Auch in der Planungsphase von ULTRAFLEB war der genaue Zeitplan unsicher. Der Flughafen BER wurde schließlich am 31. Oktober 2020 symbolisch eröffnet, an diesem Tag nahm das neue BER-Terminal seinen Betrieb auf. Die rechtliche Eröffnung erfolgte am 4. November 2020, an dem Tag fand die erste offizielle Landung auf der neuen Südbahn statt (gelegentlich wurde diese Bahn bereits in der Bauphase genutzt, wenn die verbliebene Bahn des Flughafens SXF wegen Renovierungsarbeiten geschlossen war. Regelmäßiger Verkehr auf der neuen Südbahn begann sogar erst am Abend des 31. März 2021). Am 8. November 2020 erfolgte der letzte Start auf dem Flughafen TXL (die letzte Landung fand am Abend zuvor statt), damit war die Komplettverlegung des gesamten Berliner Flugverkehrs zum Flughafen BER abgeschlossen. Das bisherige Terminal des Flughafens SXF auf der Nordseite des Flughafens BER blieb unter dem Namen „Terminal 5“ zunächst weiterhin geöffnet und diente der Abfertigung von Low-Cost-Fluggesellschaften. Am 23. Februar 2021 schloss auch Terminal 5, seitdem nutzt der komplette Berliner Passagierverkehr das neue BER-Terminal (die Schließung von Terminal 5 erfolgte zunächst „vorübergehend“ bis zu einem eventuellen Ende der COVID-19-Pandemie. Im November 2022 wurde jedoch beschlossen, Terminal 5 nicht wieder in Betrieb zu nehmen).

Die Schließung des Flughafens TXL und die Eröffnung des Flughafens BER fielen damit praktisch genau mit dem Beginn des Bewilligungszeitraums von ULTRAFLEB am 1. November 2020 zusammen. Allerdings konnten bereits seit Juli 2020 Messungen in Berlin-Reinickendorf, etwa 4 km östlich des Terminals des Flughafens TXL, durchgeführt werden, siehe Abschnitt 1.2.3. Somit gelang es in ULTRAFLEB, Messdaten aus der Umgebung beider Flughäfen zu gewinnen, und im Fall des Flughafens TXL war ein Vorher-Nachher-Vergleich möglich.

1.3.2 COVID-19-Pandemie

Die COVID-19-Pandemie (Corona-Pandemie) in den Jahren 2020 bis 2022 hatte eine massive Auswirkung auf die Ökonomie und das öffentliche Leben weltweit. Auch der Flugverkehr war stark betroffen. Die monatliche Anzahl an Flugbewegungen an den Berliner Flughäfen von Januar 2018 bis August 2025 ist in Abbildung 4 im Abschnitt 1.2.2 dargestellt. Im Frühjahr 2020, und damit noch vor dem Beginn der ULTRAFLEB-Messungen, kam es zu einem dramatischen Einbruch der Verkehrszahlen. Ein weiteres Minimum wurde etwa zum Jahreswechsel 2020/21 erreicht. Danach erholten sich die Zahlen, erreichten aber bis zur Fertigstellung dieses Berichts (Oktober 2025) nur etwa zwei Drittel des Vor-Corona-Niveaus.

Die Pandemie hatte auch einen signifikanten Einfluss auf den Zeit- und Kostenplan von ULTRAFLEB. In der ursprünglichen Planung hätten die Messungen im Spätherbst 2021 geendet und Modellrechnungen wären nur für die Jahre 2019 bis 2021 durchgeführt worden. Die Validierung durch Vergleich mit Messergebnissen wären damit nur für das Jahr 2021 und zum Teil für das Jahr 2020 möglich gewesen, alle drei Jahre waren jedoch von Interesse für das Partner-Projekt BEAR, siehe Abschnitt 1.2.3). Als Eingangsdaten für die Modellrechnungen dienten diverse Emissionsdaten, die zum Teil erst im zweiten Jahr nach dem Bezugsjahr vorlagen, d. h. die Rechnungen für das Bezugsjahr 2021 konnten frühestens Anfang 2023 beginnen. Deshalb war ursprünglich geplant, dass ULTRAFLEB am 17. April 2024, etwa 2,5 Jahre nach dem Abschluss der Messungen, enden würde.

Die drastisch gesunkenen Verkehrszahlen bedeuteten, dass die UFP-Konzentrationen während der Pandemie nicht repräsentativ für die typische UFP-Belastung waren. Zudem ergaben sich logistische Herausforderungen: Die Aufstellung von Messstationen in der Umgebung des Flughafens BER bedurfte vorheriger Vor-Ort-Besuche und Verhandlungen mit den Gemeinden, um geeignete Aufstellplätze auszuwählen und die vertraglichen und technischen Grundlagen zu schaffen. Die mit der Pandemie einhergehenden Kontakt- und Reiseverbote bedeuteten, dass diese vorbereitenden Maßnahmen erst mit großer Verspätung beginnen konnten. Aus beiden Gründen war eine Ausweitung der Messungen auf das Jahr 2022 unabdingbar.

Für das Partner-Projekt BEAR (siehe Abschnitt 1.2.3) stellte sich die Situation ebenso gravierend dar. Ein Ziel war, eventuelle Auswirkungen des Anstiegs der UFP-Konzentrationen im Umfeld des Flughafens BER auf die Gesundheit zu identifizieren. Dieser Anstieg fand nun aber zunächst nicht wie erwartet statt. Unabhängig davon konnten in der Hochphase der Pandemie die geplanten medizinischen Untersuchungen aufgrund der Schulschließungen und Kontaktbeschränkungen überhaupt nicht oder nur eingeschränkt durchgeführt werden. Hier wurde eine Verlängerung sogar bis Ende 2023 unabdingbar. Da für die BEAR-Studien Modell-Ergebnisse von ULTRAFLEB benötigt wurden, ergab sich auch von dieser Seite ein Interesse an einer Ausweitung von ULTRAFLEB, speziell an Modellrechnungen auch für die Jahre 2022 und 2023. Das Jahr 2022 war auch für ULTRAFLEB von Interesse aufgrund der Ausweitung der Messungen auf dieses Jahr. Mit einer Ausweitung der Modellierung um zwei weitere Jahre musste der Endzeitpunkt von ULTRAFLEB verschoben werden. Zudem mussten die Computer-Ressourcen und Personalmittel entsprechend aufgestockt werden.

Es wurden mehrere Aufstockungen und Verlängerungen beantragt und vom Auftraggeber genehmigt. Im Ergebnis konnte der Messzeitraum bis Ende Oktober 2022 ausgedehnt werden. Dadurch war es möglich, wie ursprünglich geplant zwei spezielle Kampagnen durchzuführen. Diese Kampagnen beinhalteten die Aufstellung des TROPOS-Trailers in Eichwalde bzw. Karolinenhof und mobile Messungen mit Kfz und Lastenfahrrad. Nach ursprünglicher Planung sollten diese im Frühjahr und im Herbst 2021 stattfinden. Tatsächlich fanden sie nun im Herbst 2021 und im Sommer/Herbst 2022 statt. Modellrechnungen wurden für die Jahre 2019 bis 2023 durchgeführt, und ULTRAFLEB endete am 30. Oktober 2025.

Wie aus Abbildung 4 im Abschnitt 1.2.2 ersichtlich, erreichten die monatlichen Flugbewegungen ab etwa der zweiten Jahreshälfte 2021 wieder einigermaßen normale Zahlen. Ab dann fand nur noch ein leichter Anstieg statt, unterbrochen durch saisonale Minima zum Jahreswechsel. D. h. die aufgrund der Projektverlängerung hinzugekommenen Messwerte für das Jahr 2022 und die Modellwerte für die Jahre 2022 und 2023 können näherungsweise als repräsentativ für die Nach-Corona-Zeit angesehen werden.

1.4 Veröffentlichungen

Aus dem Projekt ULTRAFLEB sind bisher die folgenden wissenschaftlichen Artikel hervorgegangen:

- Gerling & Weber (2023a) publizierten die Ergebnisse der Kfz-Messungen des Instituts für Geoökologie der TU Braunschweig, siehe Abschnitt 3.2.1.
- Harm-Altstädter et al. (2024) publizierten Ergebnisse der Vertikalmessungen mit ALADINA, einem unbemenschten Flugsystem (*Uncrewed Aerial System*, UAS, umgangssprachlich auch als Drohne bezeichnet) des Instituts für Flugführung der TU Braunschweig, siehe Kapitel 4.
- Kecorius et al. (2024) publizierten im Rahmen des Projekts BEAR (siehe Abschnitt 1.2.3) statistische Auswertungen der räumlichen und zeitlichen Verteilung von gemessenen

Partikel-Anzahlkonzentrationen in der Außenluft im Raum Berlin. Die Messungen wurden überwiegend von BEAR selbst durchgeführt, es flossen aber auch Messwerte der ULTRAFLEB-Stationen sowie aufbereitete Flugverkehrsdaten in die Analysen ein.

Weitere Publikationen sind in Vorbereitung. Hierzu zählen eine generelle Übersichts-Publikation (Wiedensohler et al., in Vorbereitung) und eine Publikation im Rahmen des Projekts VERRARI (Seume et al. (in Review), siehe dazu die Beiträge zum 5. UFP-Symposium 2024).

Es erfolgten zudem mehrere Konferenzbeiträge in Form von Vorträgen oder Postern:

- Ulf Winkler, TROPOS, präsentierte eine generelle Übersicht zum Projekt ULTRAFLEB auf dem 58. Messtechnischen Kolloquium am 15. Mai 2023 in Hamburg (Winkler, 2023).
- Barbara Harm-Altstädter, TU Braunschweig, präsentierte die ALADINA-Messungen auf der European Aerosol Conference (EAC) am 4. September 2023 in Malaga, Spanien (Harm-Altstädter et al., 2023).
- Lars Gerling, TU Braunschweig, präsentierte auf derselben Konferenz die Ergebnisse der Kfz-Messungen (Gerling & Weber, 2023b).
- Ulf Janicke, Ingenieurbüro Janicke, präsentierte erste Ergebnisse zu ULTRAFLEB auf der Online-Konferenz „Aviation Emissions Characterization (AEC) Roadmap and Aviation Center for Environment (ASCENT) Combined Meeting“, 23. bis 25. Mai 2023.
- Auf dem 5. Symposium zum Thema „Ultrafeine Partikel in der Außenluft und Innenräumen“ (5. UFP-Symposium) am 16- und 17. September 2024 an der Technischen Universität Berlin, organisiert gemeinsam mit dem Umweltbundesamt, gab es mehrere Vorträge und Poster, auf denen Ergebnisse des Projekts ULTRAFLEB vorgestellt wurden:
  - Ulf Winkler: ULTRAFLEB-Übersichtsvortrag (Winkler, 2024).
  - Astrid Manders, TNO: Vortrag zur ULTRAFLEB-Modellierung (Manders, 2024).
  - Anne Voß, TU Braunschweig: Präsentation eines Posters (Voß et al., 2024) des Instituts für Flugführung mit Ergebnissen der ALADINA-Messungen, dieses Poster wurde als eines der besten Poster des Symposiums ausgezeichnet.
  - Erik Seume, TU Braunschweig: Präsentation eines Posters (Seume et al., 2024) zum Projekt VERRARI, einem gemeinsamen Projekt des Instituts für Flugantriebe und Strömungsmaschinen und des Instituts für Flugführung. Das Projekt adressiert das Problem der schleichenden Zerstörung von Flugzeugbauteilen, insbesondere des Triebwerks, durch die Interaktion mit Partikeln in der Luft (Erosion und Korrosion). Ziel des Projekts ist, anhand von Fernerkundungsdaten genauer abzuschätzen, welcher Partikel-Belastung ein individuelles Flugzeug über einen längeren Zeitraum ausgesetzt war, und die Wartungszyklen für dieses Flugzeug entsprechend zu planen (*predictive maintenance*). Im Rahmen dieses Projekts wurden die ALADINA-Messdaten genutzt, um die Fernerkundungsdaten zu validieren. Eine Publikation zum selben Thema wurde eigereicht (Seume et al., in Review).
- Florian Pfäfflin, IVU Umwelt, referierte auf dem "Kolloquium Luftqualität an Straßen 2025" über die Ermittlung der UFP-Emissionen des Straßenverkehrs (siehe Abschnitt 6.2) für die ULTRAFLEB-Ausbreitungsrechnungen (Pfäfflin et al., 2025). Das Kolloquium wurde durch die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) und die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV) am 11. und 12. März 2025 in Bergisch Gladbach durchgeführt.

- Malte Schuchard, TU Braunschweig, präsentierte ein Poster mit Ergebnissen der ALADINA-Messungen im Rahmen von ULTRAFLEB und SOURCE FFR (Messungen am Flughafen Frankfurt, siehe Abschnitt 2.1) auf der Generalversammlung der European Geosciences Union (EGU General Assembly) am 2. Mai 2025 in Wien, Österreich (Bretschneider et al., 2025).
- Astrid Manders präsentierte ULTRAFLEB-Ergebnisse (Schwerpunkt Modellierung) auf der European Aerosol Conference (EAC) am 1. September 2025 in Lecce, Italien (Manders et al., 2025).
- Erik Seume präsentierte auf derselben Konferenz ein weiteres Poster mit Bezug zum Projekt VERRARI sowie zu den dort zur Validierung genutzten ALADINA-Messungen (Seume et al., 2025).

2 Stationäre Messungen

2.1 Ultrafeinpartikel im Umfeld von Flughäfen: Frühere Studien

Einen sehr guten Überblick über frühere Messstudien zu Ultrafeinpartikeln im Umfeld von Großflughäfen bieten die Reviews von Stacey (2019) und Frenzel & Kohnert (2020). Stacey (2019) bietet einen breiten Überblick über Studien, die zwischen 2007 und 2017 veröffentlich wurden (einschließlich direkte Emissionsmessungen, d.h. Messungen auf dem Prüfstand nahe der Ausgangsöffnung einer Flugzeugturbine; derartige Messungen waren nicht Gegenstand von ULTRAFLEB). Frenzel & Kohnert (2020) konzentrierten sich auf Messungen im Umfeld der 5 Großflughäfen Los Angeles, Amsterdam, Zürich, Frankfurt/Main und Kopenhagen, in deren Umfeld die bislang umfassendsten Arbeiten zu UFP durchgeführt wurden und somit der höchste Erkenntnisgewinn erzielt wurde.

Konsens aller Messungen war, dass sich unmittelbar windabwärts der Flughäfen signifikant höhere UFP-Anzahlkonzentrationen ergaben als weiter entfernt oder windaufwärts. Die Konzentrationen lagen auch höher als etwa im Straßenverkehr, auf dem Vorfeld des Flughafens Kopenhagen-Kastrup wurden etwa 4-mal so hohe Anzahlkonzentrationen gemessen wie an einer stark belasteten Straße im Zentrum von Kopenhagen (Ellermann et al., 2012). Stacey (2019) wies aber darauf hin, dass die quantitativen Angaben der gelisteten Studien teilweise schwer vergleichbar sind, auch aufgrund damals noch fehlender verbindlicher Messnormen. Die genaue Untergrenze des Messbereichs (d.h. der Durchmesser der kleinsten Partikel, die noch zur gemessenen Partikel-Anzahlkonzentration beitragen) ist kritisch für das Ergebnis (siehe Abschnitt 2.2.2), bei den gelisteten Messungen variierte sie aber zwischen 3 und 10 nm.

Direkt windabwärts des Flughafens nimmt die UFP-Konzentration mit wachsender Entfernung schnell ab. Trotzdem zeichnete sich die Flughafen-Abgasfahne im Extremfall noch in 18 km Entfernung im Stadtgebiet in Los Angeles deutlich in den UFP-Konzentrationen ab (Hudda et al., 2014). Im Umfeld des Flughafen Amsterdam-Schiphol lag die mittlere UFP-Konzentrationen bei Flughafen-Wind sogar in 40 km Entfernung noch geringfügig höher als bei anderen Windrichtungen (Keuken et al., 2015).

Die mittlere Partikelgröße bei der Emission hängt vom Schub ab (Stacey, 2019): Partikel mit Durchmesser kleiner als 30 nm entstehen bei niedrigem Schub, Partikel im Bereich 30–90 nm bei einem Schub von 35% oder höher. Bei Messungen in Flughafenumgebung werden die Häufigkeitsverteilungen von Partikeln mit Durchmessern im Bereich 10-20 nm dominiert. Dies weist prinzipiell auf eine Dominanz von Partikeln hin, die während des Standby-Betriebs oder Rollens auf dem Vorfeld produziert werden (Stacey, 2019); dies entspricht auch den Modell-Erwartungen (siehe Abschnitt 7.3 und dort Abbildung 53). Zum Vergleich: Der Straßenverkehr produziert Spitzenkonzentrationen üblicherweise im Bereich von 30-50 nm, an Orten mit typischer Hintergrundluft tritt das Maximum sogar erst im Bereich von 60-100 nm auf (Stacey, 2019). D.h. nicht nur anhand der Windrichtung, sondern auch anhand der Größenverteilung kann bei Immissionsmessungen eher einfach zwischen Flugzeugemissionen und Emissionen aus anderen Quellen unterschieden werden. Messungen zum Beispiel aus dem Umfeld des Flughafens Zürich zeigen, dass mit wachsendem Flugverkehr die mittlere Partikelgröße abnimmt (Fleuti et al., 2017).

Vor allem der Schwefelanteil im Flugzeugtreibstoff spielt eine kritische Rolle bei der Entstehung von UFP: Laut Stacey (2019) enthält Kerosin typischerweise zwischen 600 und 900 ppmv Schwefel (zum Vergleich: Kfz-Treibstoff in Europa < 10 ppmv). In Deutschland werden diese Werte eher deutlich unterschritten: Aus der Analyse von Kerosin-Einlieferungszertifikaten des Jahres 2011 an 14 deutschen Verkehrsflughäfen ergaben sich generell Werte zwischen 1 ppmv

und 2.676 ppmv (knapp unter dem zulässigen Maximum von 3.000 ppmv), bei etwa 80% der Zertifikate lag der Anteil aber unter 600 ppmv und bei 50% aller Zertifikate sogar unter 200 ppmv (Zschocke, 2014). Trotzdem scheint auch hier noch Potential zur weiteren Reduktion des Schwefelanteils um etwa eine Größenordnung und damit zur signifikanten Reduktion der Anzahl emittierter Partikel zu bestehen.

Als neuere (noch nicht in den Reviews von Stacey (2019) und Frenzel & Kohnert (2020) enthaltene) UFP-Messstudien, teilweise ergänzt durch Modellstudien, sind u.a. Untersuchungen im Umfeld der Flughäfen London-Heathrow (Masiol et al., 2017; Stacey et al., 2020), Seattle-Tacoma (Austin et al., 2021) und Amsterdam-Schiphol (Voogt et al., 2019) zu nennen, bei letzterer erfolgte auch eine begleitende Studie zu möglichen gesundheitlichen Effekten (Janssen et al., 2019). Bei einer Studie im Umfeld des Flughafens Tokio-Narita (Takegawa et al., 2021), erfolgte eine zusätzliche selektive Messung der Anzahlkonzentration nicht-flüchtiger Partikel, wie sie im Rahmen vom ULTRAFLEB durchgeführt wurde; dieses Thema wird auch in einem Review von Owen et al. (2022) diskutiert.

In Deutschland fanden und finden Studien im Umfeld des Flughafens Frankfurt statt. Seit Anfang September 2015 betreiben das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) und das Umweltbundesamt (UBA) UFP-Messungen an der HLNUG-Luftmessstation Raunheim 5 km südwestlich des Flughafens Frankfurt einen Ultra-Kondensationspartikelzähler (Gerwig et al., 2016). Diese Messungen wurden teilweise auch durch mobile Messungen begleitet (Gregor et al., 2015). Basierend auf den Messdaten des Jahres 2015 wurde im Auftrag des Umweltbundesamt (UBA) eine kombinierte Mess- und Modellstudie durchgeführt (Gerwig et al., 2021; Lorentz et al., 2021), bei denen auch bereits die Programme LASPORT bzw. LASAT eingesetzt wurden, die im Rahmen von ULTRAFLEB zum Einsatz kamen (siehe Abschnitte 5.3.1 und 5.3.2). Eine weitere Station wird durch das UBA in Langen, etwa 6 km südöstlich des Flughafens Frankfurt betrieben, diese Station ist ansonsten durch typischen urbanen Hintergrund geprägt. Der 6-Jahres-Trend (2015–2021) der UFP-Konzentration an dieser Station wurde durch Gerwig et al. (2025) untersucht.

In den Jahren 2017 bis 2020 führte das HLNUG umfangreiche UFP-Messungen in der Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main durch (Rose & Jacobi, 2018, 2019; Rose et al., 2020). Die Ergebnisse zeigen anschaulich, dass selbst im Innenstadtbereich von Frankfurt/Main bei Wind aus Richtung Flughafen deutlich erhöhte UFP-Konzentrationen beobachtet wurden. Auf den Messdaten beruht zudem eine Studie zur Identifizierung und Quellenzuordnung von organischen Verbindungen in UFP (Ungeheuer et al., 2021).

Sowohl die obenerwähnte 6-Jahres-Trenduntersuchung (Gerwig et al., 2025) als auch der Endbericht der HLNUG-Messstudie (Rose et al., 2020) thematisierten insbesondere auch die Auswirkungen des Rückgangs des Flugverkehrs aufgrund der COVID-19-Pandemie im Jahr 2020. Die Pandemie beeinflusste auch das Projekt ULTRAFLEB (siehe Abschnitt 1.3.2), Messungen mit Bezug zur Pandemie faden zudem im Umfeld des Flughafens Zürich statt (Sintermann, Hüglin, et al., 2021; Sintermann, Schauffelberger, et al., 2021).

Im April 2023 begann die „Study On Ultrafine Particles in the Frankfurt Airport Region“ (SOURCE FFR), eine UFP-Belastungsstudie im Umfeld des Flughafens Frankfurt. Das wissenschaftliche Konsortium wird, wie ULTRAFLEB, von TROPOS geleitet, aus dem ULTRAFLEB-Konsortium sind zudem auch die Technische Universität Braunschweig (mit der Drohne ALADINA, siehe Kapitel 4) sowie, für die begleitende Modellstudie, IVU Umwelt und TNO beteiligt. Im Rahmen von SOURCE FFR wurde neueste Aerosolmesstechnik erstmals auf einem Flughafenvorfeld eingesetzt, u.a. eine Zentrifuge zur Separierung von Partikeln nach der Größe und zu anschließender Einzelvermessung (SOURCE FFR, o. J.-a, o. J.-b, o. J.-c; TROPOS, 2024).

2.2 Messgrößen der Partikel-Anzahl

2.2.1 Anzahlgrößenverteilung (alle und nicht-flüchtige Partikel)

Zur Messung der Partikel-Anzahlgrößenverteilung wurde ein Mobilitäts-Partikelgrößenspektrometer (*Mobility Particle Size Spectrometer*, MPSS) genutzt. Für einen generellen Überblick über das Messprinzip siehe Wiedensohler et al. (2012, 2018), hierbei handelt es sich um grundlegende Publikationen der Europäischen Forschungsinfrastruktur ACTRIS (Aerosol, Clouds and Trace Gases Research InfraStructure) zur Harmonisierung der Qualitätssicherung von Messungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilung.

Das Prinzip der Messung ist wie folgt: Die Probenluft passiert zunächst eine radioaktive Quelle (^{85}Kr), diese sorgt dafür, dass ein Teil der Partikel elektrisch geladen wird und sich ein wohldefiniertes Ladungsgleichgewicht einstellt. Anschließend werden die geladenen Partikel in verschiedene Größenkanäle sortiert, und die Konzentration in jedem Kanal wird gemessen. Das Ladungsgleichgewicht besitzt eine typische Asymmetrie: Es liegen mehr negative als positive Partikelladungen vor. Deshalb werden bei Standard-MPSS-Messungen (und so auch in diesem Projekt) nur negativ geladene Partikel sortiert und deren Konzentration gemessen.

Die Sortierung der Partikel in die einzelnen Kanäle erfolgt anhand der sogenannten elektrischen Mobilität der Partikel. Diese hängt sowohl vom Partikeldurchmesser als auch von der Ladungszahl der Partikel ab. Es ist deshalb notwendig, eine sogenannte Inversion durchzuführen: Die gemessene Mobilitätsverteilung wird mathematisch in eine Größenverteilung umgerechnet. Diese Umrechnung erfordert eine Kenntnis der Parameter des Ladungsgleichgewichts; durch den obenerwähnten Einsatz der radioaktiven Quelle wird ein solches Gleichgewicht erzeugt, bei dem diese Parameter bekannt und unabhängig von äußeren Faktoren, insbesondere dem Wetter, sind. Bei den Inversionsrechnungen werden auch weitere Aspekte berücksichtigt, insbesondere Diffusionsverluste: Die primär ermittelte Anzahl an Partikeln in jedem Größenkanal ist niedriger als die gesuchte tatsächliche Anzahl Partikel dieser Größe in der Umgebungsluft. Die Verlustrate ist bekannt, sie ist abhängig zum einen vom Partikel-Durchmesser (je kleiner, umso höhere Verluste), zum anderen von der Streckenlänge, die die Luft im Messgerät zurücklegt.

An den TROPOS-Stationen wurde mit 64 Kanälen bei einem Scanbereich von 8,7 nm bis 840 nm gearbeitet. Die Station Bohnsdorf (FBB) nutzte stattdessen 129 Kanäle im Bereich von 10,5 nm bis 1055 nm. Ein MPSS-Scan über die komplette Verteilung dauerte 5 Minuten, im Fall der Station Bohnsdorf ist dies die Zeitauflösung der Messungen. An den TROPOS-Stationen erfolgte nach jedem Scan eine Umschaltung zwischen der Messung aller Partikel (in diesem Report als AMB=ambient bezeichnet) und der Messung nicht-flüchtiger Partikel, die Zeitauflösung beider Messungen lag damit nur bei 10 Minuten.

Bei der Messung nicht-flüchtiger Partikel passiert die Probenluft vor Erreichen des MPSS einen sogenannten Thermodenuder (TD). Während der Passage des Thermodenuders ist die Luft für etwa 2 Sekunden einer Temperatur von 300 °C ausgesetzt. Flüchtige Partikel verdampfen, nur nicht-flüchtige Partikel werden im MPSS erfasst. Ggf. tragen auch schwer flüchtige Komponenten zur gemessenen Konzentration bei, etwa langkettige Kohlenwasserstoffe, bei denen die herrschenden Bedingungen nicht für eine vollständige Verdampfung ausreichen. Bei intern gemischten Partikeln, die zum Teil aus flüchtiger und zum Teil aus nicht-flüchtiger Materie bestehen, kommt es nur zu einer teilweisen Verdampfung. Diese Partikel werden weiterhin durch das MPSS erfasst, sie werden nun aber einem kleineren Partikeldurchmesser zugeordnet als im Ausgangszustand. Deshalb kann bei Betrachtung eines begrenzten Größenbereichs im Allgemeinen NICHT angenommen werden, dass es sich bei der Differenz AMB-TD (der Differenz

der Partikel-Anzahlkonzentrationen bei ausgeschaltetem und bei eingeschaltetem Thermodenuder) um die Konzentration flüchtiger Partikel handelt; tatsächlich wird häufig sogar eine Differenz kleiner als Null und damit ein Verhältnis TD/AMB größer als 1 gemessen, siehe als Beispiel Abbildung 14 im Abschnitt 2.4.2 (mittleres Verhältnis TD/AMB als Funktion des Partikeldurchmessers, bei Flughafen-Wind und anderem Wind) oder Abbildung 23 im Abschnitt 2.6.1 (Streudiagramme des Verhältnisses TD/AMB im Größenbereich 10-50 nm, relativ zur AMB-Konzentration im selben Größenbereich).

Die obenerwähnte Verlustkorrektur erfolgte für AMB- und TD-Messungen gleichermaßen; sogenannte Thermophorese-Verluste wurden als vernachlässigbar angenommen und deshalb bei den TD-Messungen nicht berücksichtigt. Thermophorese-Verluste können dadurch entstehen, dass im Thermodenuder Temperaturgradienten im Luftstrom auftreten, die einen verstärkten Wandverlust bewirken. Quantitative Messungen dieses Verlusts wurden durch Wehner et al. (2002) präsentiert. Diese Messungen erfolgten allerdings für ein Thermodenuder-Modell mit einem Innendurchmesser von 20 mm, d. h. hier entstehen größere Temperaturgradienten. Bei dem im Rahmen von ULTRAFLEB verwendeten Modell betrug der Innendurchmesser lediglich 9,5 mm (3/8 Zoll), die Ergebnisse von Wehner et al. (2002) sind hier somit nicht anwendbar (die Längen waren praktisch identisch: sie betrugen 500 mm bei dem von Wehner et al. (2002) verwendeten Thermodenuder, und 460 mm bei dem für ULTRAFLEB verwendeten Modell).

2.2.2 Totale Anzahlkonzentration

Die Messung der totalen Anzahlkonzentration von Partikeln nutzt einen Kondensations-Partikelzähler (*Total Condensation Particle Counter*, T-CPC). Das Prinzip besteht darin, dass die Partikel zum Wachstum angeregt werden, bis sie hinreichend groß sind (>10 µm), um einfach optisch detektiert werden zu können. Dies geschieht durch das Einstellen übersättigter Bedingungen: Der Luftstrom wird zunächst erwärmt und es wird eine Flüssigkeit zugegeben, welche verdampft. Danach wird der Luftstrom abgekühlt und ist nun übersättigt, es kommt zu einer Anlagerung der Flüssigkeit an die Partikel. Als Flüssigkeit wurde n-Butanol genutzt.

Bei CPC-Messungen können Partikel somit NICHT nach der Größe unterschieden werden; gemessen wird die Gesamtzahl aller Partikel innerhalb des Größenbereichs, in dem der CPC empfindlich ist. Im Gegensatz zu den im Abschnitt 2.2.1 beschriebenen MPSS-Messungen sind CPC-Messungen dafür wesentlich einfacher umsetzbar: Es handelt sich um kompakte und (im Vergleich zu MPSS) wesentlich preiswertere Geräte. Bei den in Abschnitt 2.2.1 beschriebenen MPSS-Messungen wird in der Regel stets ein CPC parallel betrieben, der Vergleich des Integrals über die MPSS-Messungen im Bereich 10-800 nm mit den CPC-Messungen wird als Qualitätskontrolle verwendet (der Proportionalitätsfaktor zwischen beiden Messungen sollte nicht dramatisch von 1 abweichen und zeitlich kaum variieren).

Die im Rahmen von ULTRAFLEB eingesetzten Geräte entsprachen der Norm E DIN EN 16976:2023 (Ausnahme: ALADINA-Messungen, siehe Abschnitt 4.1). Die Festlegungen dieser Norm lassen sich kurz wie folgt zusammenfassen: Bei Partikeln mit Durchmesser kleiner als 10 nm muss die Nachweisempfindlichkeit unter 50 % bleiben, bei Partikeln mit Durchmesser größer als 10 nm muss sie hingegen über 50 % liegen und spätestens bei einem Durchmesser von 20 nm 90 % erreicht haben. Die Einstellung dieser Bedingungen erfolgt vor allem durch Variieren des angelegten Temperaturgradienten: Je größer der Gradient, umso kleinere Partikel wirken effektiv als Kondensationskeime und können bis zur optischen Detektierbarkeit anwachsen. Bei den ALADINA-Messungen wurden zwei CPC parallel betrieben, die 50 %-Grenzen lagen in einem Gerät bei 5 nm, im anderen bei 11 nm, aus der Differenz beider Messungen ergab sich somit die Partikel-Anzahlkonzentration im Bereich 5-11 nm.

Bei einem Durchmesser von 1.000 nm muss die Nachweisempfindlichkeit der Norm zufolge immer noch über 90 % liegen. Tatsächlich erreicht sie hier eine Empfindlichkeit von praktisch 1, erst bei noch größeren Durchmessern geht ein signifikanter Teil der Partikel im Gerät verloren. Für Partikel größer als 1.000 nm werden in der Norm keine minimalen oder maximalen Nachweisempfindlichkeiten festgelegt, da diese Partikel in der Regel einen praktisch vernachlässigbaren Beitrag zur Gesamt-Partikelanzahl liefern.

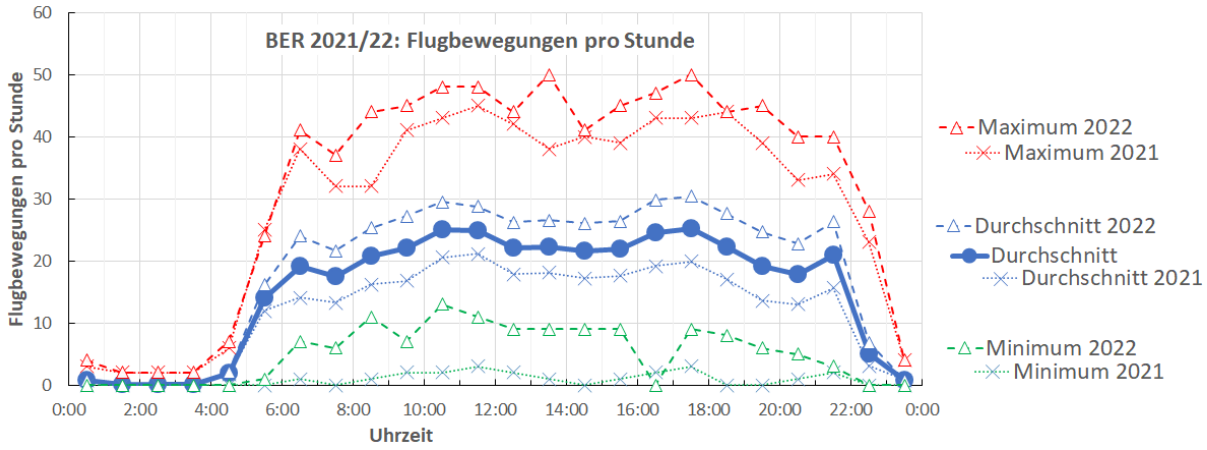
T-CPC-Messungen werden häufig auch als UFP-Messungen bezeichnet, obwohl ultrafeine Partikel (UFP) eigentlich als Partikel mit Durchmesser kleiner als 100 nm definiert sind. Partikel über dieser Grenze tragen praktisch allerdings kaum noch zum kompletten T-CPC-Signal bei: Typischerweise haben mindestens 80 % aller Partikel (> 10 nm) einen Durchmesser kleiner als 100 nm, siehe Abbildung 44 im Abschnitt 5.3.4. Die Richtlinie (EU) 2024/2881 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2024 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Europäische Union, 2024) orientiert sich an den technischen Möglichkeiten der T-CPC-Messtechnologie, und legt die folgenden Definitionen und Messvorschriften fest: „Ultrafeine Partikel oder UFP sind Partikel mit einem Durchmesser von höchstens 100 nm; UFP werden als Konzentration der Partikelanzahl pro Kubikzentimeter für einen Größenbereich mit einer unteren Grenze von 10 nm und ohne obere Grenze gemessen“.

2.3 Zeitlicher Verlauf der Partikel-Anzahlkonzentrationen

In diesem Abschnitt soll der zeitliche Verlauf der gemessenen Partikel-Anzahlkonzentrationen betrachtet werden. Von Interesse ist dabei insbesondere, ob und in wieweit sich die zeitliche Veränderung der Anzahl Flugbewegungen an den Berliner Flughäfen auch in einer zeitlichen Veränderung dieser Konzentrationen resultierte.

Für die folgenden Analysen wurden nur Mess- und Modellwerte aus dem Zeitraum 6-22 Uhr verwendet. Der Grund wird aus Abbildung 5 ersichtlich. Diese zeigt die tageszeitliche Verteilung des Flugverkehrs am Flughafen BER in den Jahren 2021 und 2022. Der Flughafen unterliegt dem Nachtflugverbot, hochfrequenter Flugverkehr findet im Wesentlichen zwischen 6 und 22 Uhr Ortszeit statt.

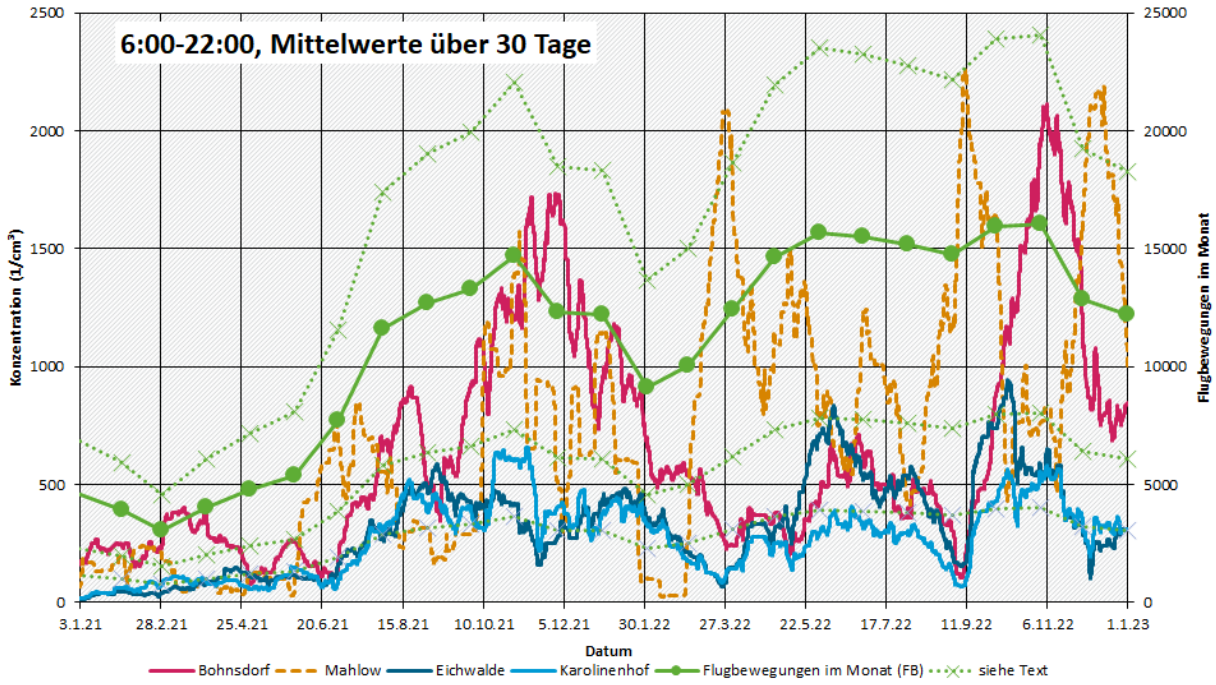
Abbildung 5: BER 2021/22: Flugbewegungen pro Stunde



Tageszeitliche Verteilung der Flugbewegungen pro Stunde am Flughafen BER in den Jahren 2021 und 2022: Maximum, Durchschnitt und Minimum. Die Punkte sind jeweils mittig gezeichnet, d. h. bei 0:30 Uhr für die Stunde 0-1 Uhr etc. Quelle: Eigene Darstellung. Datenquelle: Flugtagebücher des BER, zur Verfügung gestellt von FBB.

Zum Zweck der Analyse des zeitliche Verlaufs der gemessenen Partikel-Anzahlkonzentrationen erfolgt in diesem Abschnitt auch bereits ein Vergleich mit Ergebnissen der Modellierung (die Validierung der Modelle wird ansonsten erst im Kapitel 9 im Detail diskutiert). Denn die Modelle geben wieder, welche Veränderungen der Partikel-Anzahlkonzentrationen als Konsequenz einer veränderten Anzahl Flugbewegungen erwartet worden wären. Abbildung 6 zeigt nur Modell-Ergebnisse, konkret den modellierten Luftverkehrs-Beitrag zu den Partikel-Anzahlkonzentrationen (10-100 nm) an den Stationen im Umfeld des BER: Bohnsdorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof. Diese werden verglichen mit der monatliche Anzahl Flugbewegungen am BER in den Jahren 2021 und 2022. Die Modell-Werte liegen als Stundenmittel vor; Abbildung 6 zeigt gleitende Mittel über 30 Tage. In die Mittelung einbezogen wurden nur Stundenmittel aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit, also zu Zeiten mit hoher Anzahl Flugbewegungen.

Abbildung 6: BER: Modellwerte PN_Flug (10-100 nm) und Flüge im Monat



Modellwerte für den Luftverkehrs-Beitrag zu den Partikel-Anzahlkonzentrationen (10-100 nm) an den Stationen im Umfeld des BER (Bohnsdorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof). Gleitende Mittel über 30 Tage, zu Details siehe Text. Fette grüne Linien und Punkte: Anzahl monatlicher Flugbewegungen am BER (Werte auf rechter y-Achse; Datenpunkte am Monatsende des jeweiligen Monats). Gestrichelte grüne Linien und Kreuze: dasselbe, multipliziert mit dem Faktor 1,5, 0,5 bzw. 0,25. Quelle: Eigene Darstellung. Datenquelle der Anzahl Flugbewegungen: Flughafen Berlin Brandenburg, https://corporate.berlin-airport.de/de/unternehmen-presse/ber/verkehrsstatistik.html.

Der Trend bei der Anzahl monatlicher Flugbewegungen ist im dargestellten Zeitraum klar zunehmend, von Pandemie-bedingt nur etwa 5.000 Bewegungen bis einschließlich Mai 2021 zu etwa 15.000 Bewegungen ab Mai 2022 (eine längere Zeitserie, von Januar 2018 bis September 2025, ist in Abbildung 4 im Abschnitt 1.2.2 dargestellt). Zudem traten um die Jahreswechsel 2021/22 und 2022/23 typische saisonal bedingte Minima auf. Generell ist dieser Trend auch in den Modellwerten sichtbar. Allerdings wird hier der Trend durch andere Faktoren überlagert, insbesondere die genaue Windverteilung innerhalb des Mittelungszeitraum spielt eine entscheidende Rolle. Dies ist deutlich beim Vergleich zwischen den Erwartungen für Mahlow (dunkelgelb, gestrichelte Linie) und den anderen drei Stationen (fette Linien): Mahlow, etwa 5 km westlich des BER-Terminals, wird bei östlichen Winden von der Abluftfahne des Flughafens

BER getroffen, die anderen Stationen bei westlichen Winden. Letztere herrschen generell vor, und in diesen Zeiträumen lagen die Modellwerte vor allem in Bohnsdorf (dunkelrot) wesentlich höher lagen als in Mahlow. Im Jahr 2022 traten aber auch längere Perioden mit einer Häufung von Winden aus Südost auf, hier ergaben sich entsprechend in Mahlow deutlich höhere mittlere Flughafen-Beiträge. Für die drei Stationen östlich des BER stimmen die zeitlichen Lagen der Peaks in den Modellwerten ungefähr überein. Hier werden die Unterschiede in den Werten auch durch die genaue Windrichtung, zudem aber auch durch die Entfernung bestimmt: der Standort Bohnsdorf (dunkelrot) lag nur 6 km vom BER-Terminal entfernt, Eichwalde (dunkelblau) 7,5 km und Karolinenhof (hellblau) 9 km.

In den folgenden Abbildungen für die drei Stationen mit langen Messreihen (Reinickendorf, Bohnsdorf und Mahlow) sind sowohl gemessene als auch modellierte Konzentrationen dargestellt. Es erfolgte ebenfalls eine gleitende Mittelung, aber nur über 7 Tage. Auch hier wurden nur Stundenmittel aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit in die Mittelung einbezogen. Konkret sind die folgenden Messwerte dargestellt:

- T-CPC, dunkelblaue fette Linie: Konzentration aller Partikel, gemessen mittels Kondensations-Partikelzähler (*Total Condensation Particle Counter*, T-CPC). Zum Messverfahren siehe Abschnitt 2.2.2. Die Untergrenze der Messung lag bei 10 nm, die technisch bedingte Obergrenze der Messung liegt oberhalb von 1.000 nm (die genaue Lage dieser Grenze hat allerdings einen geringen Einfluss auf das Messergebnis, da derart große Partikel nur in sehr geringem Maß zur Partikel-Anzahlgrößenverteilung beitragen).
- AMB 10-800 nm, hellblaue fette Linie: Konzentration aller Partikel, bestimmt durch Integration der gemessenen Partikel-Anzahlgrößenverteilung im Durchmesserbereich 10-800 nm. Zum Messverfahren siehe Abschnitt 2.2.1.
- TD 10-800 nm, dunkelrote fette Linie: Konzentration aller nicht-flüchtigen Partikel, bestimmt durch Integration der gemessenen Anzahlgrößenverteilung nicht-flüchtiger Partikel im Durchmesserbereich 10-800 nm. Zum Messverfahren siehe Abschnitt 2.2.1.

Zudem wurden die folgenden Modellwerte dargestellt, PN=Partikel-Anzahl (*particle number*), die Modellwerte umfassen dabei stets den Größenbereich 10-100 nm:

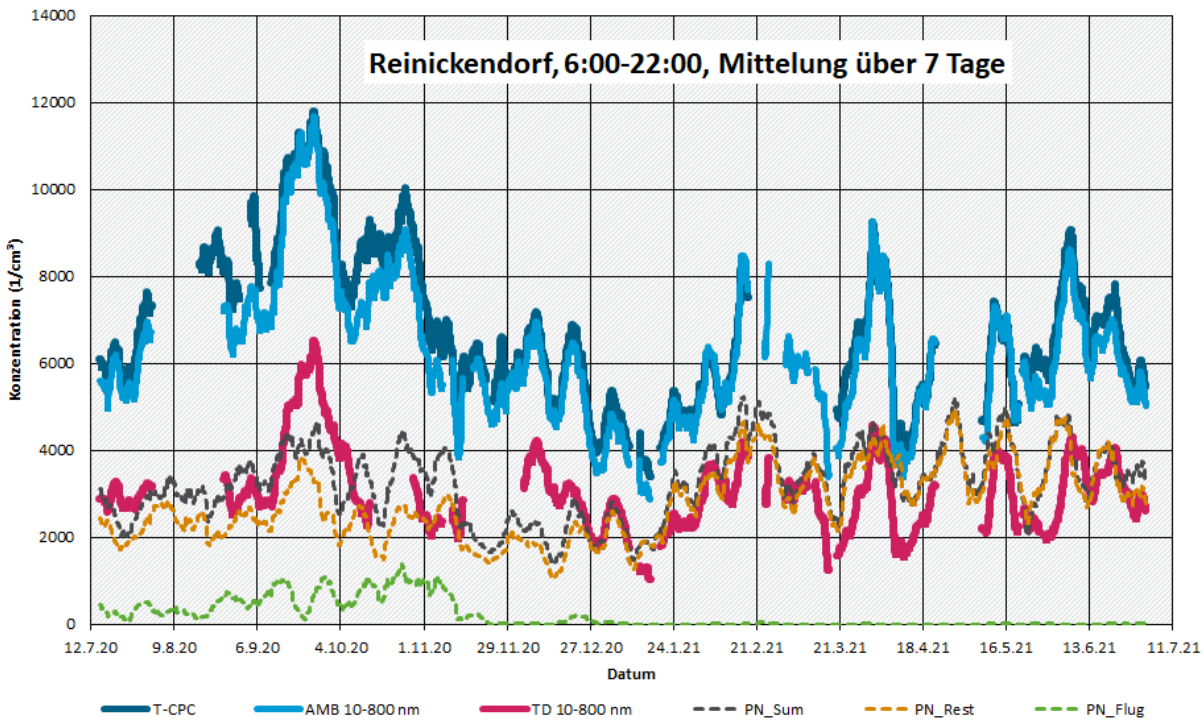
- PN_Sum, schwarze gestrichelte Linie: alle erwarteten Partikel an diesem Standort.
- PN_Flug, grüne gestrichelte Linie: erwarteter Luftverkehrs-Beitrag. Dieselben Werte wie in Abbildung 6, nun aber nur für die jeweilige Station, und als Mittel über nur 7 Tage.
- PN_Rest, dunkelgelbe gestrichelte Linie: PN_Sum abzüglich PN_Flug und PN_Kfz. PN_Kfz steht dabei für Partikel aus Straßenverkehrs-Emissionen. Der Beitrag von PN_Kfz zur totalen Partikel-Anzahl ist vergleichsweise gering, PN_Kfz wurde deshalb nicht explizit dargestellt.

Zum Vergleich zwischen Messwerten und Modell-Erwartungen ist anzumerken, dass Unterschiede in den absoluten Werten hier nicht betrachtet werden sollen und auch generell nicht überinterpretiert werden sollten. Zum einen werden unterschiedliche Größenbereiche abgedeckt. Dies allein erklärt aber nicht die im Folgenden sichtbaren Unterschiede zwischen Mess- und Modellwerten: Aus einer entsprechenden Auswertung der an den ULTRAFLEB-Stationen gemessene Partikel-Anzahlgrößenverteilungen (diese werden im Abschnitt 2.4 vorgestellt) ergab sich, dass der Bereich 10-100 nm (abgedeckt durch die Modelle) typischerweise einen Anteil von mindestens 80 % am Bereich 10-800 nm hat, bei Wind aus Richtung Flughafen sogar eher 90 %. Eine statistische Auswertung der an einem bestimmten Standort gemessenen Partikel Anzahlkonzentrationen liefert eher eine Log-Normalverteilung als

eine Normalverteilung, d. h. bei einer arithmetischen Mittelung, wie hier angewendet, haben hohe Werte einen überproportionalen Einfluss (dies gilt sowohl für Mess- als auch Modellwerte). Es wurde dennoch eine arithmetische Mittelung genutzt, da die Modell-Erwartung für den Luftverkehrs-Beitrag häufig auch Null beträgt. An dieser Stelle soll keine Modell-Validierung durchgeführt werden, von Interesse sind hier insbesondere der Trend und die Lage der Peaks.

Abbildung 7 stellt die Messwerte und Modell-Erwartungen für Reinickendorf dar. Bis zur Schließung des Flughafens TXL erwartete das Modell, dass die Luftverkehrs-Beiträge (wöchentliche Mittelwerte) bis zu etwa 1.000 Partikel pro cm^3 betragen können (PN_Flug). In denselben Wochen wurden Konzentrationen sonstiger Partikel (PN_Rest) von etwa 2.500 Partikeln pro cm^3 oder mehr erwartet, so dass der Luftverkehrs-Beitrag PN_Flug in diesem Zeitraum zumeist etwa einen Viertel oder weniger der erwarteten totalen UFP-Konzentrationen (PN_Sum, 3.500-4.500 Partikel pro cm^3) ausgemacht hätte. Nach der Schließung des Flughafens TXL erwartete das Modell im Zeitraum November 2021 bis Mitte Januar 2022 nur noch mittlere totale Konzentrationen von etwa 2.000 Partikeln pro cm^3. Diese Reduzierung ist jedoch nicht allein auf die Schließung von TXL zurückzuführen: Auch PN_Rest wurde in diesem Zeitraum niedriger erwartet als zuvor (ab der Schließung von TXL sind PN_Rest und PN_Sum fast identisch, der geringe Unterschied besteht im Beitrag des Straßenverkehrs sowie, bei entsprechenden Windrichtungen, aus einem vom Flughafen BER verursachten Beitrag zu PN_Flug). Ab etwa Ende Januar 2022 sollte PN_Rest dann sogar deutlich höhere Werte erreichen als vor November 2021, und im Ergebnis sollte PN_Sum in Reinickendorf dann ungefähr genauso hohe Werte erreichen wie vor November 2021, trotz Wegfalls des Flughafens TXL. Auch vor Schließung von TXL erwartete das Modell, dass die Variationen der totalen Konzentrationen vor allem durch die Variationen der sonstigen Konzentrationen beeinflusst werden.

Abbildung 7: Reinickendorf: Partikel-Anzahlkonzentration, 7-Tage-Mittel



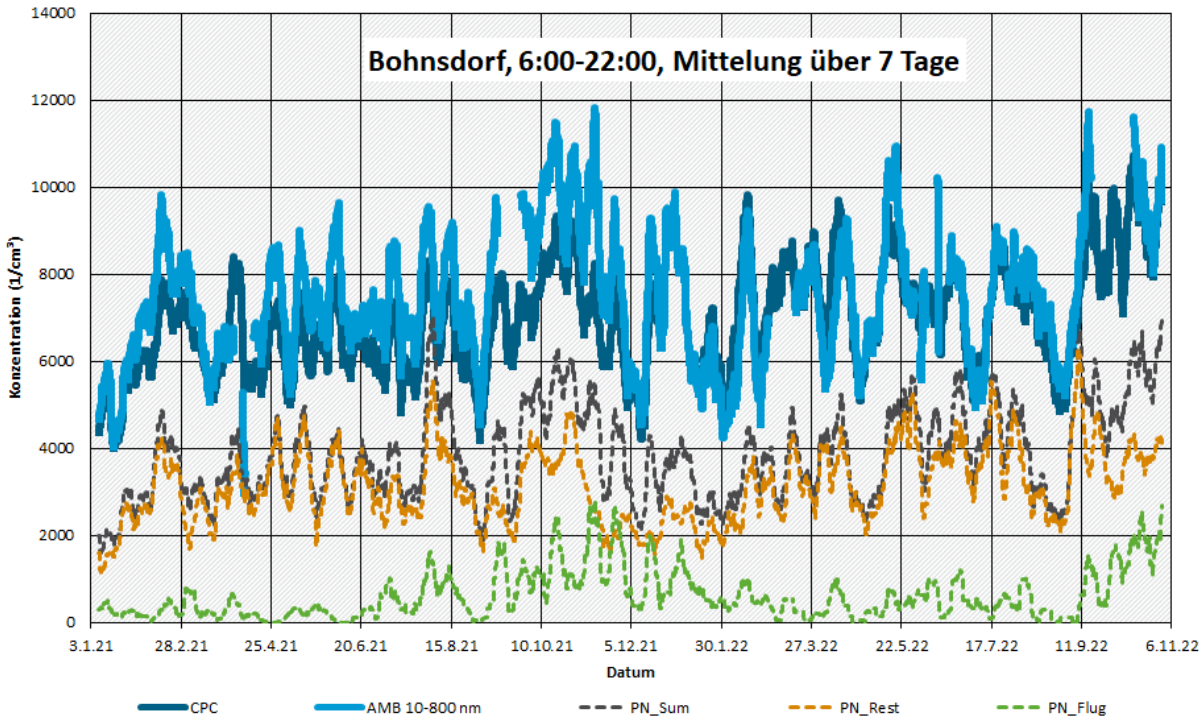
Partikel-Anzahlkonzentrationen, gemessen in Reinickendorf. Stundenmittel, gemittelt über 7 Tage. Fette Linien: Messwerte, gestrichelte Linien: Modell-Erwartungen 10-100 nm; zu Details siehe Text. Teilstriche auf der Datums-Achse wurden aller 28 Tage (4 Wochen) gesetzt, die Daten bezeichnen die Enddaten des Mittelungs-Intervalls. Quelle: Eigene Darstellung.

Bei Vergleich der Messwerte mit den Modell-Erwartungen lässt sich folgendes feststellen:

- Der generelle Verlauf (zeitliche Lage von Minima und Maxima) der gemessenen Konzentrationen stimmt sehr gut mit den Modell-Erwartungen überein. Der bestimmende Faktor sind hier die Variationen der sonstigen Konzentration (PN_Rest), auch vor Schließung von TXL. Auffallend ist insbesondere ein Peak Ende September 2021: In den Messwerten ist er besonders deutlich, aber auch in den Modellwerten PN_Rest ist er vorhanden, während die Luftverkehrs-Beiträge PN_Flug zu diesem Zeitpunkt besonders niedrig gewesen sein sollten. Dieser Peak wurde also wahrscheinlich durch sonstige Beiträge verursacht.
- Laut den Modellwerten sollte kein deutlicher systematischer Unterschied zwischen den Werten vor und nach der Schließung des Flughafens TXL vorhanden sein. Bei den gemessenen Konzentrationen nicht-flüchtiger Partikel (TD 10-800 nm) ist dies tatsächlich der Fall. Bei allen Partikeln (T-CPC und AMB 10-800 nm) hingegen sind systematische Unterschiede sichtbar: Im Zeitraum Anfang August bis Anfang November 2021 lagen die Konzentrationen aller Partikel um typischerweise etwa 1.000-2.000 Partikel pro cm^3 höher als im Zeitraum Februar bis Juli 2022, und die totalen gemessenen Konzentrationen in ersterem Zeitraum lagen somit um etwa ein Drittel höher als in letzterem Zeitraum (die höchsten Konzentrationen Ende September 2021 sind allerdings, wie schon bemerkt, wohl nicht auf den Flughafenbetrieb zurückzuführen). Es bleibt an dieser Stelle offen, ob hier eher die Luftverkehrs- oder die sonstigen Beiträge vom Modell unter- bzw. überschätzt wurden.

Abbildung 8 stellt die Situation in Bohnsdorf dar, hier fand kein Monitoring nicht-flüchtiger Partikel statt. Besonders hohe Beiträge des Luftverkehrs wurden vor allem im Zeitraum September 2021 bis Januar 2022 und ab Mitte September 2022 erwartet. Dies bildet sich in den Messungen tatsächlich ab. Hier wird das Modell also bestätigt, was den Zeitverlauf betrifft.

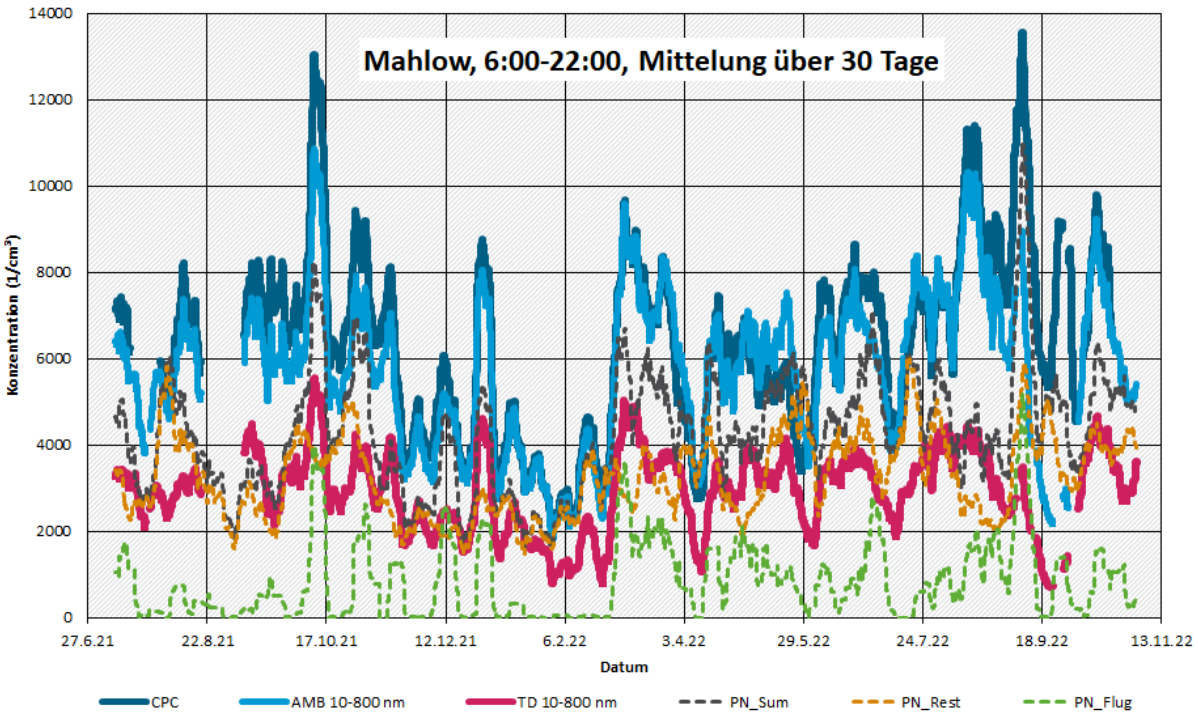
Abbildung 8: Bohnsdorf: Partikel-Anzahlkonzentration, 7-Tage-Mittel



Wie Abbildung 7 für Bohnsdorf; hier fand keine Messung der Konzentration nicht-flüchtiger Partikel statt. Teilstriche auf der Datums-Achse wurden aller 56 Tage (8 Wochen) gesetzt. Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 9 stellt die Situation in Mahlow dar. Da Mahlow nur bei selteneren östlichen Winden unter Flughafen-Einfluss stand, erscheinen die Perioden mit signifikant hohen Modellwerten PN_Flug besonders abrupt. Dies gilt insbesondere für das Jahr 2021: Bis einschließlich März 2021 wurde praktisch der komplette Flugverkehr ausschließlich über die Nordbahn und dann bis einschließlich November 2021 im monatlichen Wechsel entweder nur über die Süd- oder nur die Nordbahn geführt. Wie im Abschnitt 2.5.2 ausgeführt wird, waren die Windrichtung-Bereiche, die während der Benutzung der Nordbahn und der Südbahn durch den Flughafen signifikant beeinflusst wurden, in Mahlow deutlich gegeneinander verschoben. Bei Ein-Bahn-Betrieb wurde somit in Mahlow ein deutlich kleinerer Windrichtungsbereich beeinflusst als bei Parallelbetrieb beider Bahnen. An den anderen (weiter entfernt vom BER-Terminal befindlichen) Messstandorten spielte dies keine signifikante Rolle. Einige Peaks von PN_Flug (grün) stimmten in ihrer Lage offenbar mit (wenn auch schwächeren) Peaks von PN_Rest (gelb) überein. Der Grund dafür ist, dass es sich in Mahlow bei Flughafen-Wind um östliche Winde handelt, die auch bereits vor Erreichen des Flughafens häufig eine höhere Partikel-Belastung heranführen, im Vergleich zu westlichen Winden (siehe dazu Abschnitt 2.4). Die sich aus der Addition von PN-Flug und PN_Rest (sowie eines geringen Beitrags von PN_Kfz) ergebenden totalen Modellwerte PN_Sum zeigen entsprechend ebenfalls abrupte Variationen. Diese bilden sich offenbar auch in den Messwerten ab, dies gilt sowohl für die Konzentrationen aller Partikel (T-CPC und AMB 10-800 nm) als auch der nicht-flüchtigen Partikel (TD 10-800 nm).

Abbildung 9: Mahlow: Partikel-Anzahlkonzentration, 7-Tage-Mittel



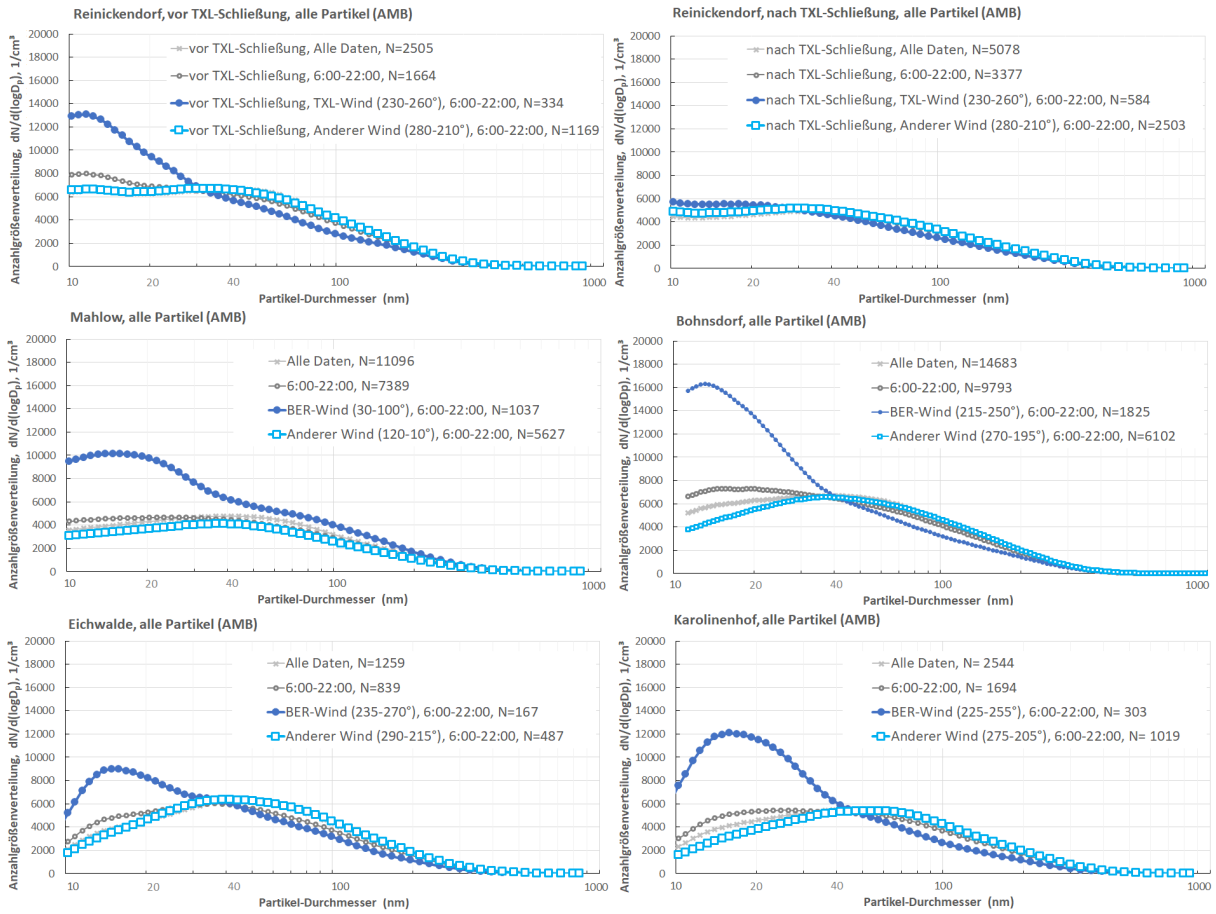
Wie Abbildung 7 für Mahlow. Teilstriche der x-Achse sind aller 56 Tage (8 Wochen) gesetzt. Quelle: Eigene Darstellung.

2.4 Partikel-Anzahlgrößenverteilungen

2.4.1 Alle Partikel (Ambient-Partikel, AMB)

In diesem Abschnitt werden die gemessenen mittleren Anzahlgrößenverteilungen an allen ULTRAFLEB-Stationen dargestellt. Dabei wird insbesondere zwischen den Verteilungen bei Wind aus Richtung Flughafen und bei anderen Windrichtungen unterschieden. Daraus ergibt sich, in welchem Partikel-Größenbereich Luftverkehrs-Emissionen relevant sind.

Abbildung 10: Partikel-Anzahlgrößenverteilungen, alle Stationen



Mittlere Partikel-Anzahlgrößenverteilungen, gemessen an den Stationen Reinickendorf (vor und nach Schließung des Flughafens TXL), Bohnsdorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof. Berechnung alle für Stundenmittel im Betriebszeitraum der jeweiligen Station, nur für Stundenmittel aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit, sowie zusätzlich nur für Mittelwerte aus Stunden, in denen der Wind entweder aus Richtung Flughafen BER oder aus anderen Windrichtungen wehte; die jeweiligen Winkelbereiche sind in der Legende angegeben. Ebenfalls in der Legende angegeben sind die Anzahl Stundenmittel *N*, die zur jeweiligen Verteilung beitrugen. Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 10 zeigt die Anzahlgrößenverteilungen für alle ULTRAFLEB-Messstationen. Die geographische Lage dieser Stationen wurde in den Abbildungen im Abschnitt 1.2.2 dargestellt: die Station Reinickendorf befindet sich östlich des Flughafens TXL (Abbildung 2), alle übrigen Stationen im Umfeld des Flughafens BER (Abbildung 3). Es handelt sich hier um die Größenverteilungen aller Partikel, in diesem Bericht auch als AMB-Messungen bezeichnet (AMB=ambient). Im Fall der Station Reinickendorf erfolgte eine separate Ermittlung der mittleren Verteilungen in den Zeiten vor und nach Schließung des Flughafens TXL.

In Abbildung 10 werden die mittleren Partikel-Anzahlgrößenverteilungen dargestellt, die sich aus den folgenden Datenselektionen ergaben:

- Alle Stundenmittel im Betriebszeitraum der jeweiligen Station.
- Nur Stundenmittel, die zwischen 6 und 22 Uhr Ortszeit gemessen wurden (d. h. gemittelt wurde zwischen 6 und 7 Uhr, 7 und 8 Uhr, …, 21 und 22 Uhr). Hochfrequenter Flugverkehr findet im Wesentlichen in dieser Zeit statt (Abbildung 5 im Abschnitt 2.3).
- Stundenmittel aus dem Zeitraum 6-22 Uhr mit Wind aus Richtung Flughafen. Die genaue Flughafen-Windrichtung ist individuell für jeden Standort, siehe dazu Abschnitt 2.5.2.
- Stundenmittel aus dem Zeitraum 6-22 Uhr mit Wind aus anderen Windrichtungen (welche sich um mindestens 20° von den extremen Flughafen-Windrichtungen unterscheiden).

In der Legende von Abbildung 10 ist die Anzahl valider Stundenmittelwerte angegeben, die zur Berechnung der dargestellten mittleren Verteilungen beitrugen. In Bohnsdorf sind diese Anzahlwerte am höchsten: Es liegen Messwerte für fast zwei komplette Jahre vor (1.1.21-31.10.22), zudem befindet sich der Flughafen BER von Bohnsdorf aus gesehen etwa in der Hauptwindrichtung. Am niedrigsten ist die Anzahl Stundenmittel im Fall von Eichwalde und Karolinenhof, hier beschränkten sich die Messungen auf wenige Wochen.

Gemeinsam ist allen Verteilungen (mit Ausnahme von Reinickendorf nach Schließung des Flughafens TXL), dass im Bereich bis zu etwa 40 nm bei Flughafenwind wesentlich höhere Konzentrationen erreicht werden als bei anderen Windrichtungen (in Reinickendorf und Eichwalde erst unterhalb von etwa 30 nm). Dies gilt selbst für die innerstädtische Station Berlin-Reinickendorf (hier nur vor der Schließung des Flughafens TXL). In den mittleren Größenverteilungen der ULTRAFLEB-Stationen haben die Partikel im Größenbereich 10-40 nm bei Flughafenwind einen Anteil von etwa 70-80 % an der Gesamt-Partikelanzahl (>10 nm), bei anderem Wind hingegen nur etwa 40-60 % (die jeweils höchsten Anteile traten in Reinickendorf auf). Diese signifikante Erhöhung der Konzentrationen im Bereich 10-40 nm resultiert entsprechend auch in einer signifikanten Erhöhung der Gesamt-Partikelanzahl (>10 nm) bei Wind aus Richtung Flughafen; in diesem Punkt bestätigten die ULTRAFLEB-Messungen somit die Ergebnisse früherer Studien an anderen Großflughäfen weltweit, siehe Abschnitt 2.1.

Es ist interessant, die Größenverteilung mit den typischen Partikelmoden zu vergleichen. Für Ultrafeinpartikel sind die folgenden Moden relevant (Raes et al., 2000; DWD, o. J.):

- Nukleationsmode: 1-10 nm, hier entstehen die Partikel aus der Gasphase.
- Aitken-Mode: 10-100 nm, hier wachsen die Partikel durch Kondensation von Gasen und Wasserdampf. Das Wachstum ist dabei besonders schnell bis zu einem Durchmesser von etwa 50 nm, darüber hinaus verlangsamt es sich (DWD, o. J.).. Benannt ist der Mode nach dem schottischen Physiker und Meteorologen John Aitken (1839-1919).
- Akkumulationsmode: 100-1.000 nm, hier wachsen die Partikel vor allem durch Koagulation.

Die angegebenen Grenzen sind dabei Größenordnungsbereiche, tatsächlich überlappen die Moden einander, siehe die anschauliche Darstellung des Deutschen Wetterdiensts (DWD, o. J.).

Bei den mittleren Größenverteilungen bei Flughafenwind (Ausnahme: Reinickendorf nach Schließung des Flughafens TXL) haben die mittleren Verteilungen ein deutliches Maximum im Bereich 10-20 nm, hier finden sich im Mittel etwa 3-mal bis 4-mal mehr Partikel als bei anderen

Windrichtungen. Hier liegt etwa der Grenzbereich zwischen dem Nukleations- und dem Aitken-Mode. Ein Großteil der Partikel hat somit bisher kaum Wachstum im Aitken-Mode durchlaufen.

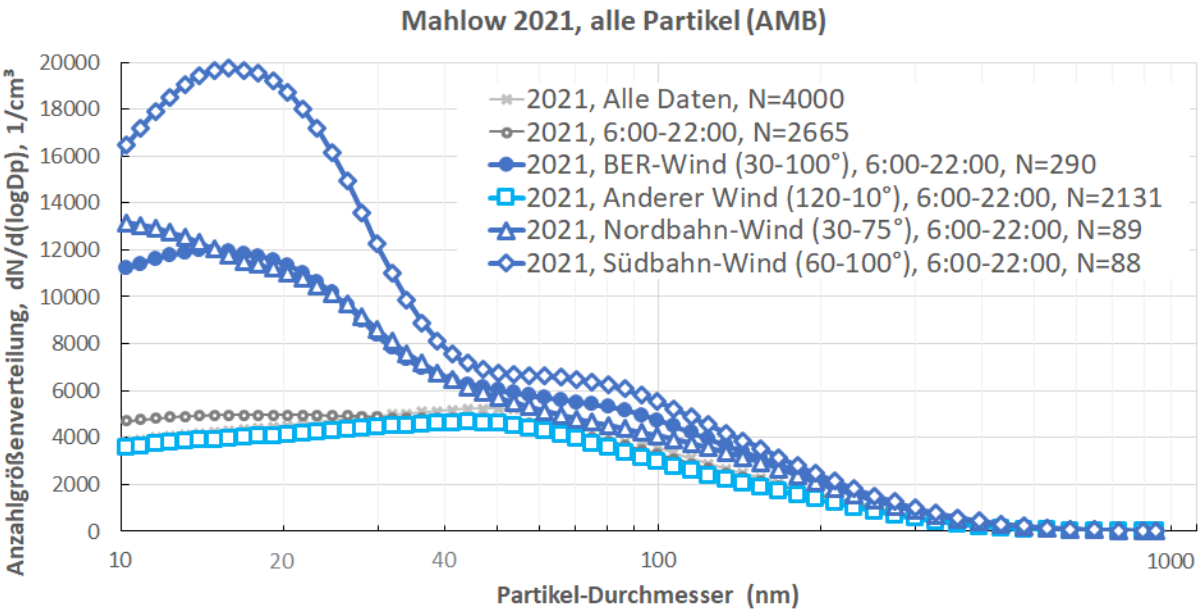
Bei anderen Windrichtungen ergibt sich im Mittel ein Maximum der Partikel-Anzahlkonzentrationen erst bei etwa 40-60 nm, d.h. etwa in dem Bereich, ab welchem sich die Zuwachsrate im Aitken-Mode verlangsamt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass ein Großteil der Partikel weiter entfernt von der jeweiligen Messstation entstand und somit ausreichend Zeit hatte, um auf diese Durchmesser anzuwachsen. In Reinickendorf, der einzigen innerstädtische Station, ist bei anderen Windrichtungen (und im Fall der Messungen nach Schließung von TXL auch bei „Flughafen"-Wind) kein ausgeprägtes Maximum zu erkennen, vielmehr bilden die Messwerte im Bereich bis zu etwa 60 nm in sehr guter Näherung ein Plateau. Mit weiter zunehmendem Durchmesser verringern sich jedoch auch hier die Konzentrationen.

Spätestens ab etwa 60 nm nehmen die Konzentrationen überall mit zunehmendem Durchmesser ab. Mit Ausnahme von Mahlow ergaben sich an allen Stationen oberhalb von etwa 40 nm bei anderen Windrichtungen höhere Konzentrationen als bei Flughafenwind (am deutlichsten in Eichwalde und Karolinenhof). Dies ist damit erklärbar, dass bei Partikeln dieser Größe Ferntransport der dominierende Einfluss-Faktor ist. Unterstützt wird diese Annahme durch langjährige Messungen an der Station Melpitz (Atabakhsh et al., 2023). Die Station Melpitz, betrieben von TROPOS, befindet sich im sächsischen Tiefland etwa 120 km südlich von Berlin (die nächste Stadt ist Torgau) und wird kaum durch signifikante lokale Partikelquellen beeinflusst. In Melpitz werden typischerweise bei Winden aus östlichen und südöstlichen Richtungen höhere Partikel-Anzahlkonzentrationen gemessen als bei Winden aus westlichen Richtungen. Mit Ausnahme von Mahlow befanden sich alle ULTRAFLEB-Messstationen östlich bis nordöstlich des nächstgelegenen Flughafens, d. h. östliche und südöstliche Winde gehören hier zu den anderen Windrichtungen.

In Mahlow, westlich des Flughafens BER, ergaben sich bei allen Partikeldurchmessern bei Flughafenwind höhere Werte als bei anderen Windrichtungen. Unterhalb von 40 nm liegen die Verteilungen allerdings deutlich weiter auseinander als oberhalb davon, d. h. generell zeigen auch die Ergebnisse von Mahlow eine ähnliche Struktur wie die Verteilungen an den anderen Messstationen, und der Flughafen sollte auch hier nur unterhalb von 40 nm tatsächlich verantwortlich für die erhöhten Werte bei Flughafen-Wind sein.

Laut Abbildung 10 liegen die mittleren Konzentrationen <40 nm bei Flughafen-Wind in Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof (5, 7,5 und 9 km vom Terminal des Flughafens BER entfernt) deutlich niedriger als in Bohnsdorf (6 km). Im Fall von Eichwalde und Karolinenhof ist dies auf die größere Entfernung zum Flughafen BER zurückzuführen, wie sich aus Vergleich mit den Modellwerten ergibt (siehe Abbildung 6 im Abschnitt 2.3). In Mahlow spielt eine Rolle, dass sich der Flugbetrieb auf zwei Start- und Landebahnen aufteilt. Bis Ende März 2021 wurde praktisch ausschließlich die Nordbahn genutzt, bis einschließlich November 2021 wurde dann praktisch der komplette Flugverkehr im monatlichen Wechsel entweder nur über die Nord- oder nur die Südbahn geführt. Wie im Abschnitt 2.5.2 gezeigt wird, wurden zu Zeiten mit reinem Nordbahn-Verkehr deutlich erhöhte Partikel-Anzahlkonzentrationen im Wesentlichen nur im Windrichtungsbereich 15-85° beobachtet, zu Zeiten mit reinem Südbahn-Verkehr hingegen nur im Bereich 50-130°, die beiden Bereiche sind damit deutlich gegeneinander verschoben (in Bohnsdorf, Eichwalde und Karolinenhof hingegen überlappten die bei Ein-Bahn-Betrieb beeinflussten Winkelbereiche praktisch komplett). Bei der Erstellung der in Abbildung 10 gezeigten mittleren Verteilungen für Mahlow im Bereich 15-130° (BER) wurden somit auch Daten einbezogen, bei denen der Wind aus Richtung der jeweils inaktiven Bahn wehte.

Abbildung 11: Mahlow 2021: Partikel-Anzahlgrößenverteilungen



Wie Abbildung 10 für Mahlow 2021. Zusätzlich eingezeichnet wurden die mittlere Partikel-Anzahlgrößenverteilungen für alle Zeiten aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit, zu denen der Wind aus Richtung Nordbahn bzw. Südbahn wehte UND zu denen diese Bahn in Betrieb war. Quelle: Eigene Darstellung.

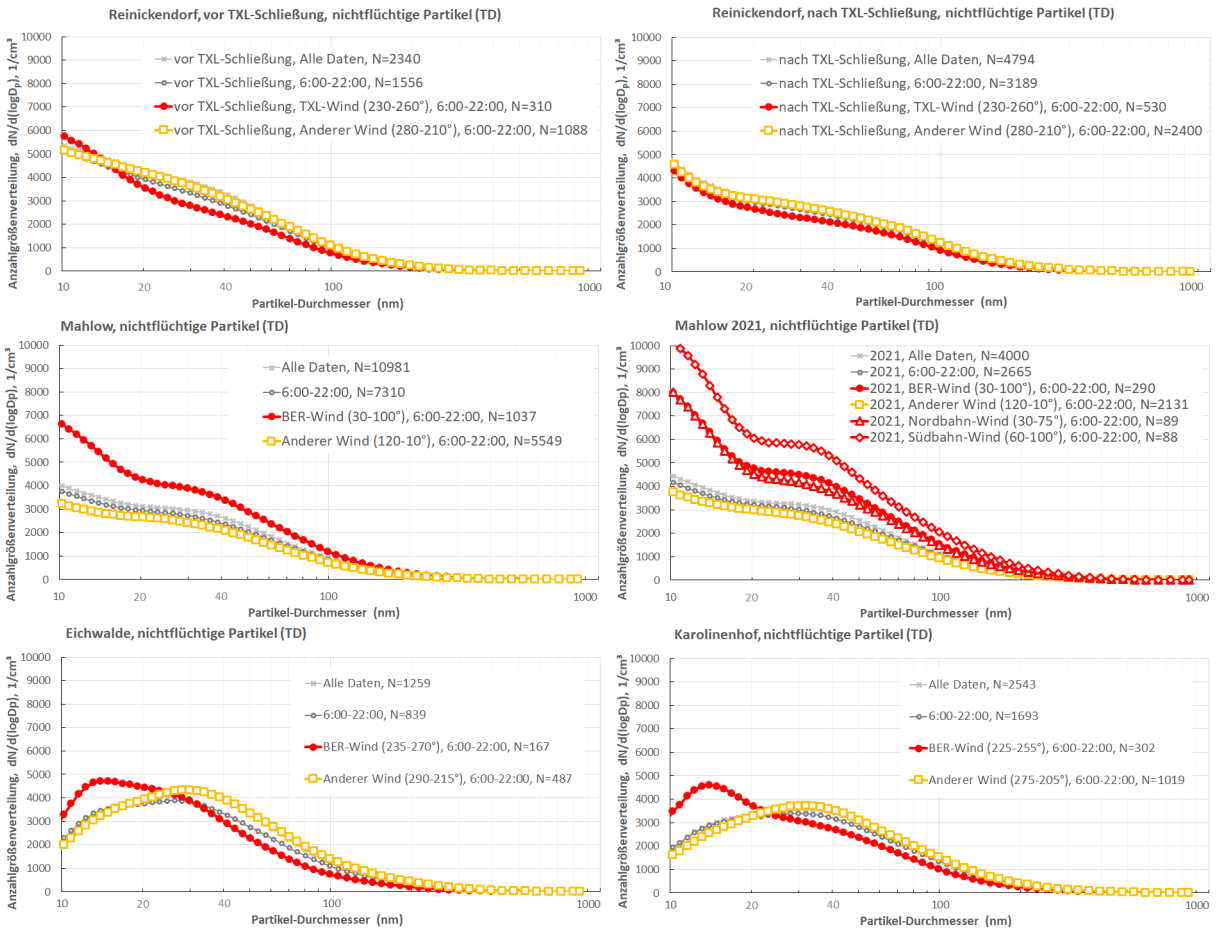
Abbildung 11 wiederholt speziell für Mahlow die Darstellung aus Abbildung 10 oben rechts, diesmal aber nur für das Jahr 2021 (denn ab dem Jahr 2022 wurden praktisch stets beide Bahnen simultan betrieben) und unter zusätzlicher Darstellung der Verteilungen bei Wind speziell aus Richtung Nord- bzw. Südbahn. Zur Berechnung dieser beider Verteilungen wurden nur Messwerte aus Stunden berücksichtigt, zu denen nicht nur der Wind aus der jeweiligen Richtung wehte, sondern auch die jeweilige Bahn tatsächlich in Betrieb war. Die Verteilung für Südbahn-Wind ist hinsichtlich der erreichten Absolutwerte nun durchaus mit den in Bohnsdorf gemessenen Werten vergleichbar. Die hohen Konzentrationen bei Südbahn-Wind sind vor allem auf hohe Werte im Oktober 2021 zurückzuführen. Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Konzentrationen (Abbildung 9 im Abschnitt 2.3) ergab sich, dass in diesem Monat besonders hohe Konzentrationen sowohl vom Modell erwartet (aufgrund besonders hoher Flughafen-Beiträge) als auch tatsächlich gemessen wurden. Im August 2021, dem anderen Südbahn-Monat im Messzeitraum, waren sowohl die erwarteten als auch die gemessenen Konzentrationen eher vergleichbar mit den Werten in den drei Nordbahn-Monaten im Messzeitraum (Juli, September und November 2021).

2.4.2 Nicht-flüchtige Partikel (Thermodenuder, TD)

Abbildung 12 stellt (analog zu Abbildung 10 für alle Partikel, aber mit veränderter Skalierung) die resultierenden mittleren Anzahlgrößenverteilungen nicht-flüchtiger Partikel dar; das Kürzel TD bezieht sich auf den Thermodenuder, der hier zum Einsatz kam, siehe Abschnitt 2.2.1.

Man beachte, dass Abbildung 12 im Gegensatz zu Abbildung 10 kein Diagramm für Bohnsdorf enthält (denn dort erfolgte keine TD-Messung). Stattdessen beziehen sich beide Diagramme der mittleren Zeile auf Mahlow: einmal auf für den kompletten Messzeitraum (linkes Diagramm), einmal nur auf das Jahr 2021 (rechtes Diagramm), hier wurden, analog zu Abbildung 11, auch die mittleren Anzahlgrößenverteilungen bei Nordbahn- bzw. Südbahn-Wind hinzugefügt.

Abbildung 12: Anzahlgrößenverteilungen nicht-flüchtiger Partikel



Wie Abbildung 10 für nicht-flüchtige Partikel. Die beiden Diagramme in der mittleren Reihe beziehen sich beide auf Mahlow: links auf den kompletten Betriebszeitraum, rechts nur auf das Jahr 2021; analog zu Abbildung 11 erfolgte hier die zusätzliche Einzeichnung der Verteilungen für die Nordbahn und die Südbahn. Quelle: Eigene Darstellung.

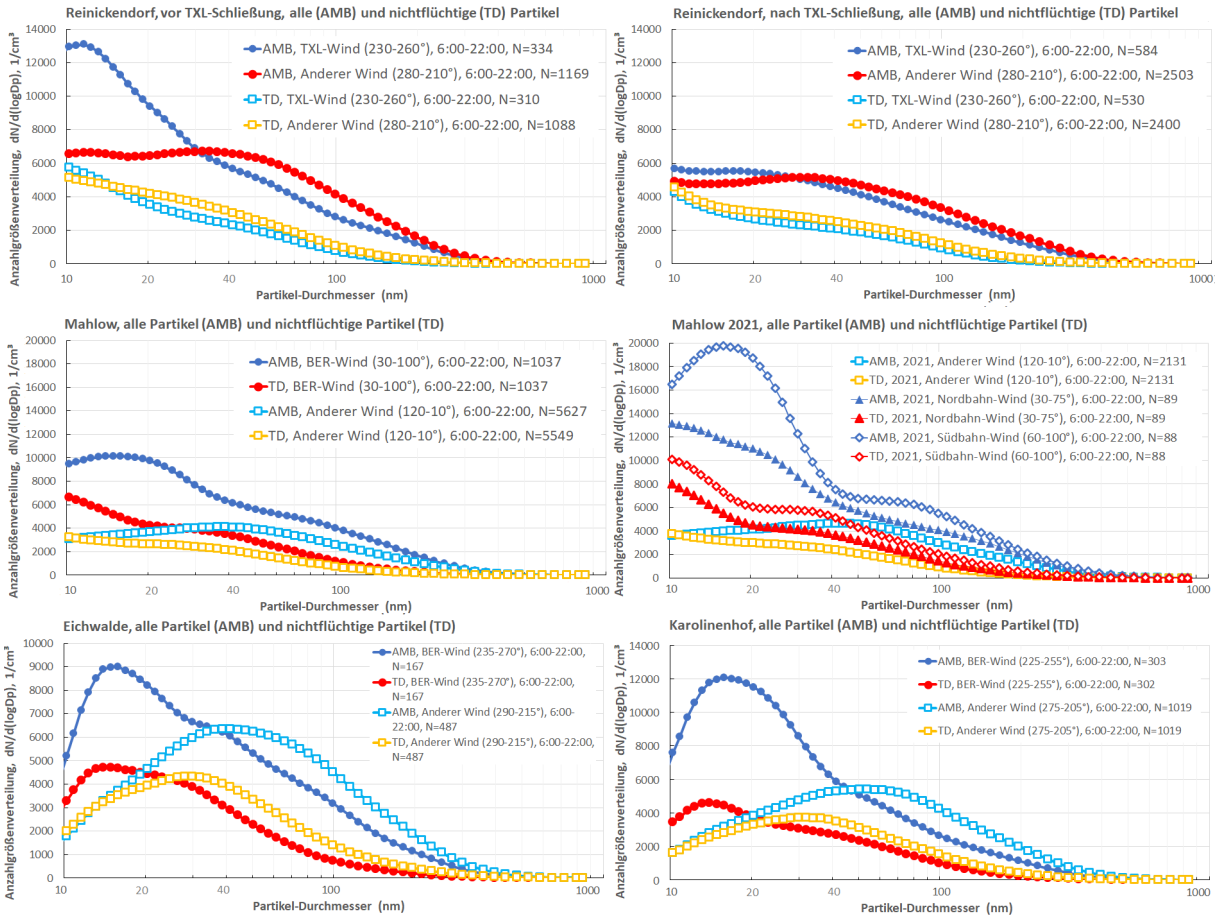
Wie bei Ambient-Partikeln (AMB, Abbildung 10) endet auch bei nicht-flüchtigen Partikeln (TD) der Flughafen-Einfluss bei einem bestimmten Grenzdurchmesser. Allerdings liegt dieser hier schon bei etwa 20 nm anstatt etwa 40 nm. An allen Stationen (mit Ausnahme von Reinickendorf nach der Schließung von TXL) treten unterhalb von 20 nm bei Flughafenwind höhere Konzentrationen auf als bei anderen Windrichtungen; oberhalb davon ist das Gegenteil der Fall Die Ausnahme ist Mahlow: Hier treten bei allen Durchmessern höhere Konzentrationen bei Flughafenwind auf. Bei 20 nm ist jedoch ein deutlicher Knick in der Verteilung zu erkennen. Wie auch bei den AMB-Messungen liegt der Grund auch hier darin, dass sich die Station Mahlow als einzige Station westlich statt östlich des nächstgelegenen Flughafens befand.

Wie in Abschnitt 2.4.1 dargelegt, wachsen Partikel im Aitken-Mode (Größenordnungsbereich 10-100 nm) durch Kondensation von Gasen und Wasserdampf auf der Partikel-Oberfläche. Die angelagerte Materie verblieb demnach aber offenbar überwiegend im flüchtigen Zustand, im Thermodenuder wurden die Durchmesser dieser Partikel somit wieder auf weniger als 20 nm reduziert, sofern die Partikel nicht überhaupt komplett verdampften.

In Abbildung 13 wurden die Anzahlgrößenverteilungen für alle Partikel (AMB, Flughafenwind dunkelblau, anderer Wind hellblau) und nicht-flüchtige Partikel (TD, Flughafenwind rot, anderer Wind gelb) übereinandergelegt. Man beachte, dass jedes Diagramm individuell skaliert wurde. Bei anderem Wind ergaben sich in Eichwalde und Karolinenhof unterhalb von 20 nm praktisch

identische AMB- und TD-Werte. Dies deutet darauf hin, dass nicht vom Flughafen stammende Partikel in diesem Durchmesserbereich, der etwa dem Übergangsbereich zwischen Nukleations- und Aitken-Mode entspricht, praktisch komplett nicht-flüchtig sind (es kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein signifikanter Teil dennoch flüchtig war und somit nicht zur TD-Verteilung bei diesen Durchmessern beitrug, dass sich dies jedoch dadurch ausglich, dass größere Partikel im Thermodenuder nur teilverdampften und somit zu diesem Durchmesser verschoben wurden). An der innerstädtischen Station Reinickendorf war dies ganz klar nicht der Fall, hier ist also auch in diesem Durchmesserbereich ein signifikanter Anteil der nicht vom Flughafen stammenden Partikel flüchtig. Mahlow liegt zwischen beiden Extremen.

Abbildung 13: Anzahlgrößenverteilungen AMB und TD

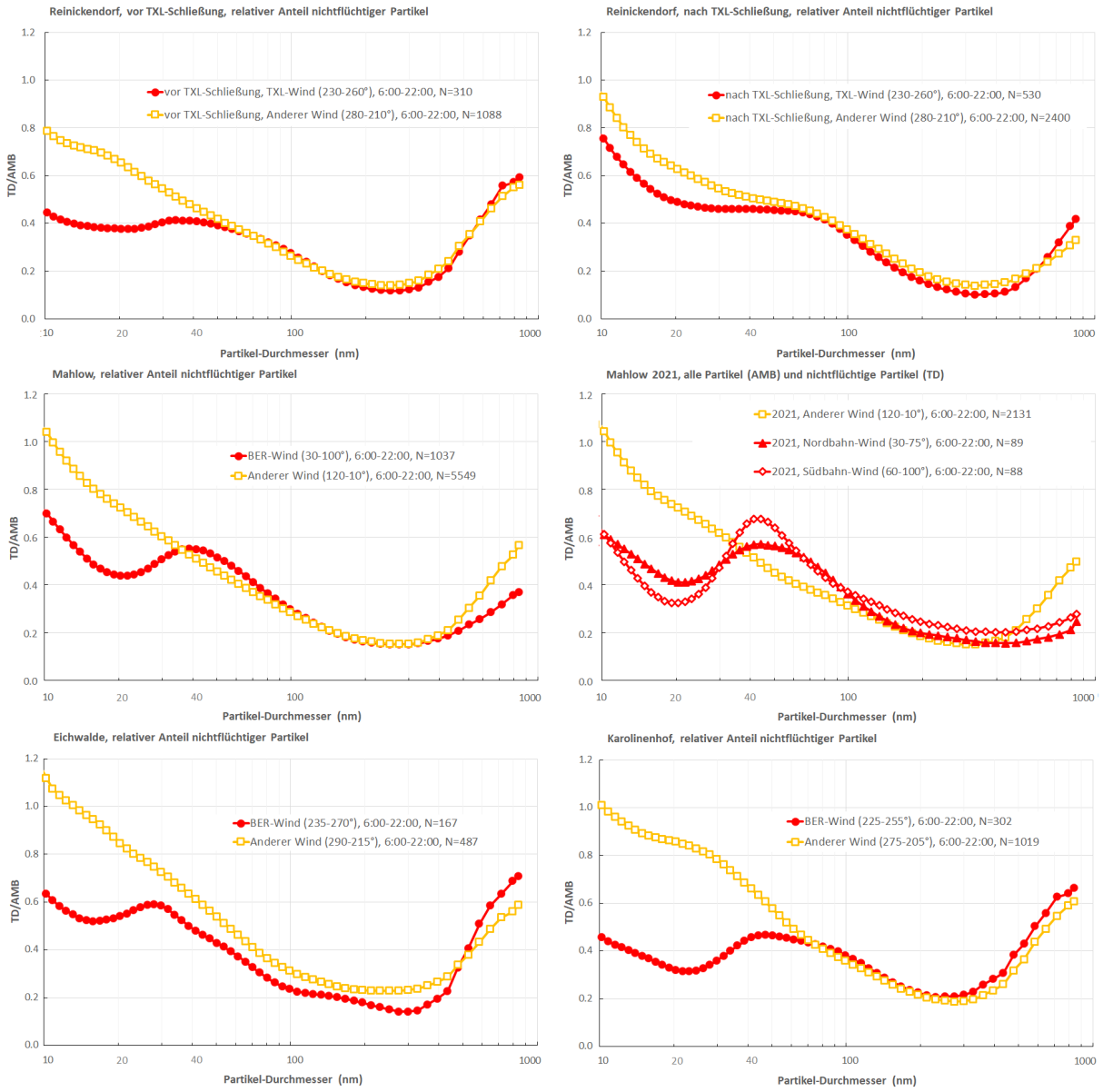


Wie Abbildung 12. Die Anzahlgrößenverteilungen für alle Partikel (AMB, Flughafenwind dunkelblau, anderer Wind hellblau) und nicht-flüchtige Partikel (TD, Flughafenwind rot, anderer Wind gelb) übereinandergelegt. Hier wurde jedes Diagramm individuell skaliert. Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 14 zeigt die sich bei der Division der mittleren TD- und AMB-Größenverteilungen ergebenden Verhältnisse TD/AMB für alle TROPOS-Stationen. Wären alle Partikel eines bestimmten Durchmessers nicht-flüchtig bzw. flüchtig, würde sich für diesen Durchmesser ein Verhältnis von 1 bzw. 0 ergeben. In der Praxis liegt nicht nur ein Gemisch aus flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln vor, sondern es existieren auch intern gemischte Partikel, die im Thermodenuder nur teilverdampfen und somit bei den TD-Messungen bei einem niedrigeren Durchmesser registriert werden als bei den AMB-Messungen. Dies erschwert die Interpretation, und kann auch dazu führen, dass in eingeschränkten Durchmesserbereichen Verhältnisse größer als 1 auftreten. In den in Abbildung 14 gezeigten Verhältnissen der mittleren Verteilungen ergibt

sich dieser Fall nur bei Wind aus anderen Richtungen (gelbe Kurven): in Eichwalde im Bereich <13 nm, in Karolinenhof und Mahlow nur im Bereich <11 nm, bei der innerstädtischen Station Reinickendorf tritt der Fall zumindest oberhalb von 10 nm nicht auf.

Abbildung 14: Verhältnis TD/AMB in Abhängigkeit vom Durchmesser



Verhältnis TD/AMB, das sich bei Division der in Abbildung 13 gezeigten Verteilungen ergibt. Quelle: Eigene Darstellung.

Mit zunehmendem Partikeldurchmesser fallen die TD/AMB-Verhältnisse bei Wind aus anderen Richtungen (gelbe Kurven) stetig ab. Im Bereich zwischen etwa 40 und 60 nm wird ein Verhältnis von 0,5 unterschritten, und oberhalb von 200 nm wird ein Minimum von bis zu 0,2 erreicht. Darüber steigt das Verhältnis erneut an. D.h. vor allem im Akkumulationsmode (Größenbereich 100-1.000 nm) dominieren offenbar flüchtige Partikel.

Bei Betrachtung der Kurven für den Wind aus Richtung Flughafen (rote Kurven in Abbildung 14) ergibt sich analog zu Abbildung 10 auch hier ein kritischer Durchmesser von etwa 40 nm: Oberhalb davon verlaufen die Kurven für Flughafenwind und anderen Wind etwa in identischer Weise, unterhalb davon hingegen laufen sie auseinander (Ausnahme: Reinickendorf nach

Schließung des Flughafens). Bei 10 nm liegen die TD/AMB-Verhältnisse bei Flughafen-Wind deutlich niedriger als bei anderem Wind. Das Verhältnis fällt hier, im Übergangsbereich zwischen Nukleations- und Aitken-Mode, zunächst ab, erreicht aber ein lokales Minimum bei etwa 20 nm und steigt danach an, um etwa bei 40 nm dann ungefähr dieselben Werte wie bei anderem Wind zu erreichen. Bei Wind aus Richtung Flughafen liegt somit unterhalb von 40 nm ein deutlich höherer Anteil flüchtiger Partikel vor als bei anderen Windrichtungen, diese Partikel verdampften im Thermodenuder komplett (Anm.: Da die Messgrenze bei 10 nm lag, werden Partikel mit einem verbleibenden Durchmesser kleiner als 10 nm hier ebenfalls als komplett flüchtig registriert).

2.5 Partikel-Anzahlkonzentrationen im Bereich 10-50 nm

2.5.1 Begründung für die Nutzung des Bereich 10-50 nm

Im Abschnitt 2.4 ergab sich bei der Auswertung der Partikel-Größenverteilungen, dass ein deutlicher Einfluss des Flughafens nur bei Partikeln kleiner als 40 nm auftritt. Bei nicht-flüchtigen Partikeln ist dieser Einfluss sogar erst unterhalb von etwa 20 nm sichtbar. Flughafen-Partikel im Bereich 20-40 nm sind somit entweder überwiegend rein flüchtig oder zumindest intern gemischt, und werden deshalb im Thermodenuder auf einen Durchmesser kleiner als 20 nm reduziert, sofern sie nicht komplett verdampfen.

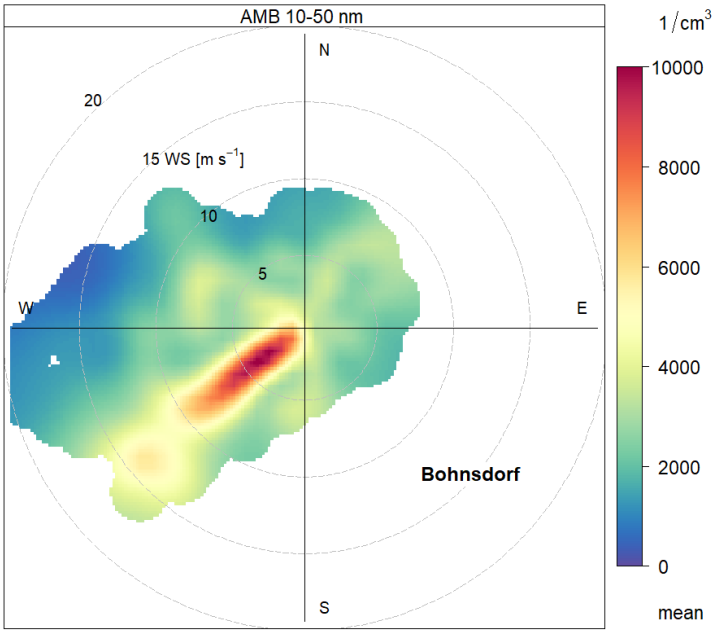
Deshalb liegt im Folgenden der Fokus auf Partikel im Bereich 10-50 nm, d. h. bei der Obergrenze wurde ein Sicherheitsabstand von 10 nm hinzugegeben. Der Bereich 10-50 nm umfasst somit den überwiegenden Teil aller Flughafen-Partikel größer als 10 nm, der Untergrenze des Messbereichs. Auf andere Ursachen zurückzuführende Windrichtung-Abhängigkeiten der Konzentrationen können in diesem Größenbereich zwar durchaus auch auftreten, insbesondere die Windrichtungsabhängigkeit der Konzentrationen aufgrund von Effekten des Ferntransports zeigt sich jedoch vor allem oberhalb von 50 nm, wie im Abschnitt 2.4.1 diskutiert. Eine Beschränkung der Obergrenze auf 50 nm reduziert somit den relativen Beitrag von Flughafen-unabhängigen Einflüssen auf die Konzentrationen.

2.5.2 Abhängigkeit von der Windrichtung: Messwerte

Eine Möglichkeit, um die Abhängigkeit der mittleren Konzentrationen von Windrichtung und Windgeschwindigkeit darzustellen, sind bivariate Polarplots. Die Polarplots wurden mit Hilfe des Software-Pakets *openair* (Carslaw & Ropkins, 2012) erstellt. Der Abstand jedes Punktes der Kontur zum Koordinatenursprung ist ein Maß für die Windgeschwindigkeit. *openair* nutzt einen Rundungsmechanismus, um trotz der stark variierenden Datenabdeckung möglichst geschlossene Konturen zu erstellen. Vor allem in Randbereichen, wo nur wenige Messungen zur Kontur beitragen, kann dies allerdings zu Artefakten führen, die nicht überinterpretiert werden sollten. Alle Polarplots in diesem Abschnitt beziehen sich auf mittleren Partikel-Anzahlkonzentrationen im Bereich 10-50 nm. Gemittelt wurde über alle Messwerte (Stundenmittel) aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit, also zu Zeiten mit aktivem Flughafen-Betrieb (siehe Abbildung 5 im Abschnitt 2.4.1).

Abbildung 15 zeigt den Polarplot für die FBB-Station Bohnsdorf; in Bohndorf erfolgten nur AMB-Messungen, d. h. Messungen aller Partikel. Man erkennt eine deutliche Signatur des Flughafens BER: bei Windgeschwindigkeiten zwischen 0 und 10 m/s treten hier bei südwestlichen Winden in einem engen Winkelbereich stark erhöhte Konzentrationen auf; Werte im Bereich 7.000-10.000 1/cm^3 werden erreicht, d.h. etwa um einen Faktor 2-3 höher als die typischen Werte bei anderen Windrichtungen (etwa 2.000-4.000 1/cm^3).

Abbildung 15: Polarplot für Bohnsdorf, alle Partikel (AMB), 10-50 nm



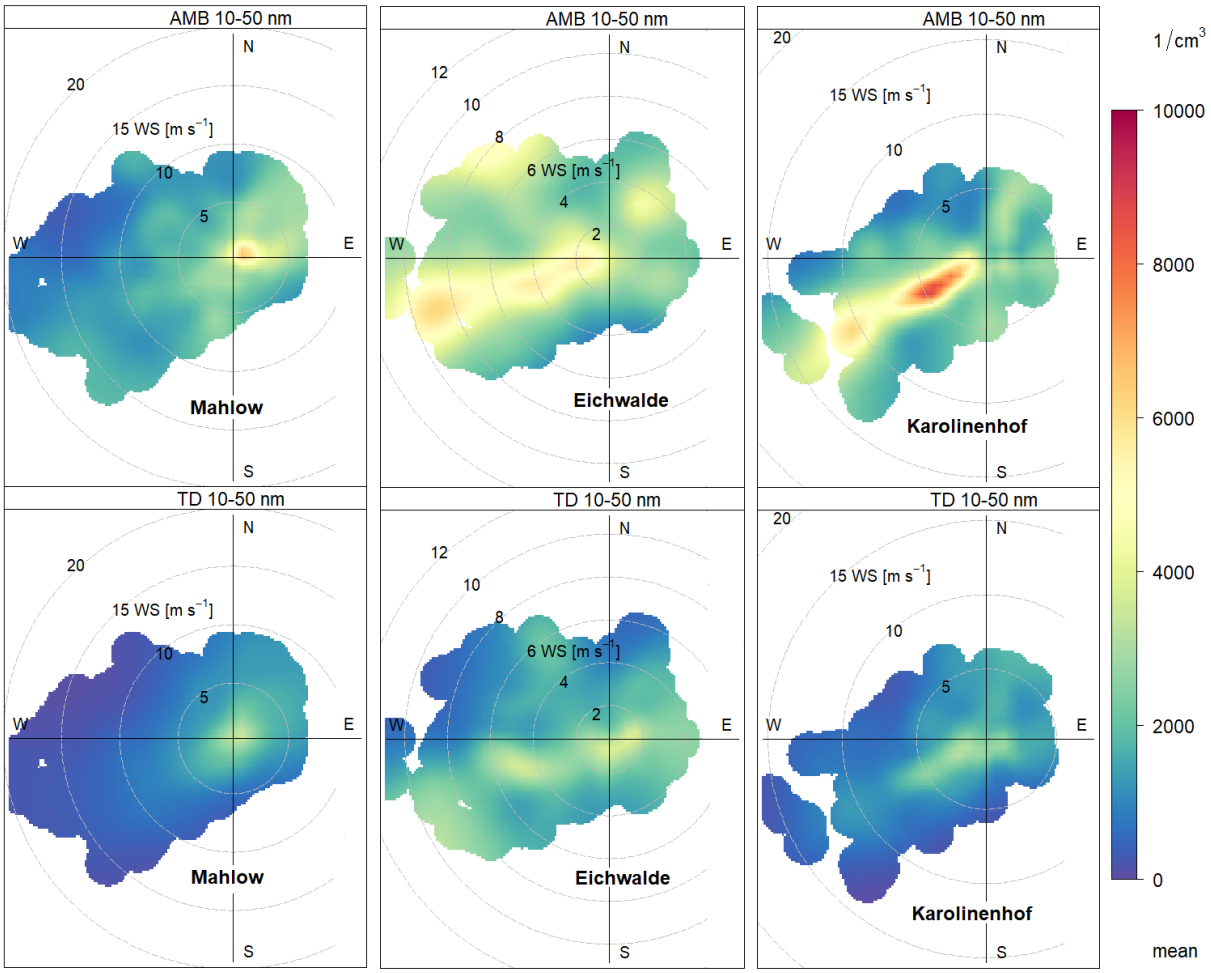
Polarplot der mittleren Partikel-Anzahlkonzentrationen (alle Partikel) im Bereich 10-50 nm, gemessen an der FBB-Station Bohnsdorf. Quelle: Eigene Darstellung.

Bei noch höheren Windgeschwindigkeiten treten im selben Winkelbereich immer noch erhöhte Konzentrationen auf, die Absolutwerte liegen aber nur noch im Bereich von etwa 5.000 1/cm^3. Wie aus den entsprechenden Abbildungen für die anderen Stationen weiter unten deutlich wird, variiert der Windgeschwindigkeits-Bereich, in dem im Mittel besonders hohe Konzentrationen auftraten, von Station zu Station. Dies sollte nicht überinterpretiert werden: einige Kombinationen aus Windrichtung und Windgeschwindigkeit sind nur durch wenige Daten abgedeckt, insofern können hier bereits wenige über- oder unterdurchschnittliche Werte einen deutlichen Unterschied ausmachen.

Abbildung 16 stellt entsprechende Polarplots für die drei TROPOS-Messstandorte im Umfeld des BER dar. Hier wurden nicht nur die Konzentrationen für alle Partikel (AMB, obere Reihe), sondern auch speziell für alle nicht-flüchtigen Partikel (TD, untere Reihe) gemessen. Bei den AMB-Messungen treten auch hier deutlich erhöhte Konzentrationen bei südwestlichen Winden (Eichwalde und Karolinenhof) bzw. bei nordöstlichen Winden (Mahlow) auf, d. h. in jedem Fall bei Winden aus Richtung Flughafen BER. Werte in vergleichbarer Höhe mit Bohnsdorf traten jedoch nur in Karolinenhof auf, und hier auch nur bei Windgeschwindigkeiten bis zu etwa 6 m/s. Die mittleren Konzentrationen der Flughafen-Signaturen in Mahlow und Eichwalde sind deutlich niedriger und bleiben unter 7.000 1/cm^3. In Mahlow traten selbst Konzentrationen in dieser Höhe sogar nur bei Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s auf. Im folgenden Abschnitt 2.5.3 werden zum Vergleich dazu Polarplots der Modellwerte dargestellt.

An dieser Stelle sollen aber zunächst die nicht-flüchtigen Partikel betrachtet werden (untere Reihe in Abbildung 16). Bei allen drei Stationen finden sich hier Signaturen ähnlich denen, die bei Darstellung aller Partikel sichtbar sind, die Absolutwerte liegen aber typischerweise etwa um einen Faktor 2 niedriger und heben sich damit auch weniger deutlich vom Hintergrund ab als bei allen Partikeln. Dies gilt speziell für Eichwalde und, weniger stark, Karolinenhof; an diesen Stationen erscheint auch der Hintergrund kontrastreicher als in Bohnsdorf (sowohl in den AMB- als auch in den TD-Plots).

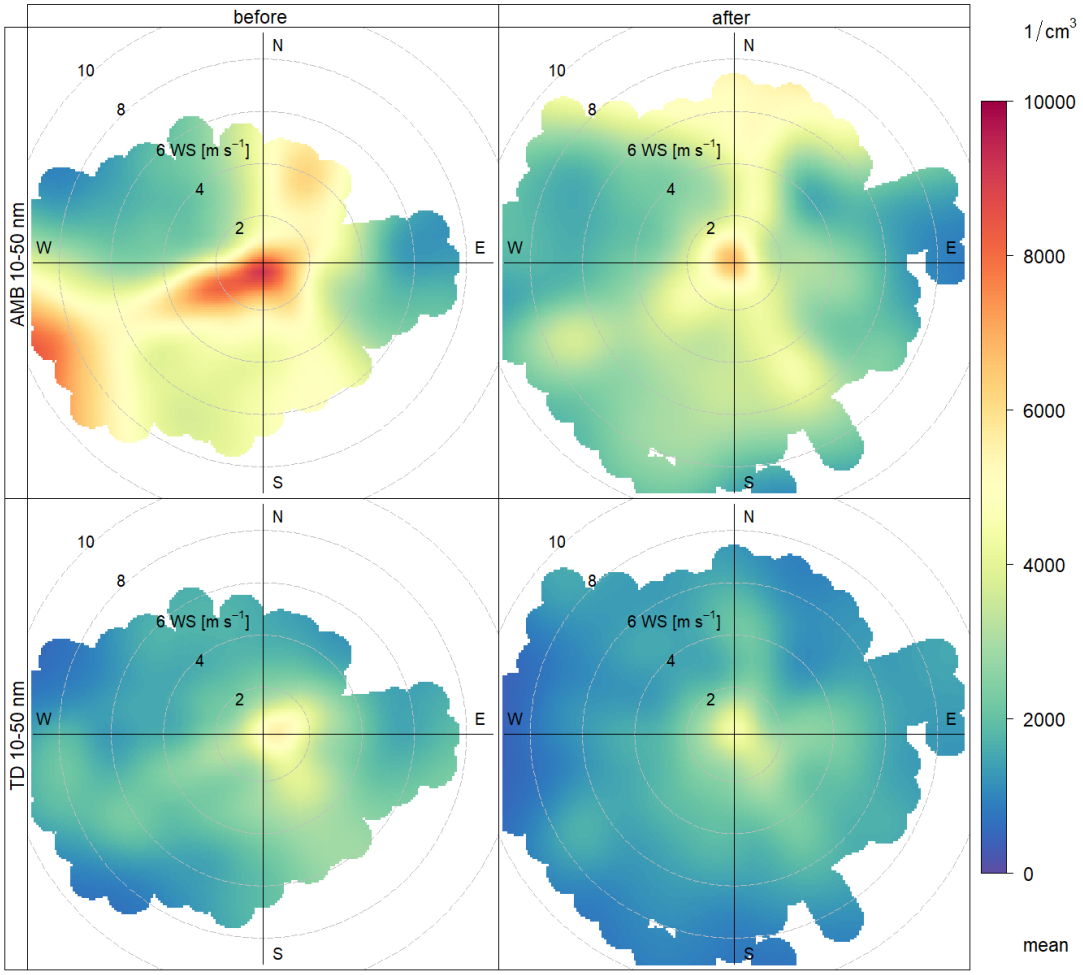
Abbildung 16: Polarplots für Mahlow, Eichwalde & Karolinenhof, 10-50 nm



Polarplots für die TROPOS-Stationen Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof. Mittlere Konzentration aller Partikel (AMB, obere Reihe) bzw. aller nichtflüchtigen Partikel (TD, untere Reihe), jeweils im Bereich 1050 nm. Man beachte, dass die Skalierung der Windgeschwindigkeit individuell für jede Einzelabbildung ist. Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 17 zeigt Polarplots für Reinickendorf. Hier wurde nicht nur zwischen allen Partikeln (AMB 10-50 nm, obere Reihe) und nicht-flüchtigen Partikeln (TD 10-50 nm, untere Reihe) unterschieden, sondern auch für die Zeit vor (links) und nach (rechts) der Schließung des Flughafens TXL. Der generelle Einfluss von TXL scheint einen weiten Bereich zu betreffen: Praktisch überall zwischen Süden und Westen liegen die AMB-Konzentrationen nach Schließung von TXL (Abbildung oben rechts) niedriger als davor (Abbildung oben links). Besonders hohe Konzentrationen treten aber auch hier nur in einem engen Winkelbereich (west-südwestlich) auf, mit Absolutwerten vergleichbar zu Bohnsdorf und Karolinenhof. Der Bereich besonders hoher Konzentrationen reicht bis zu Windgeschwindigkeiten von etwa 4 m/s (im Randbereich der Kontur treten dann erneut sehr hohe Konzentrationen in Flughafen-Richtung auf. Dies sollte aber auch nicht überinterpretiert werden, da vor allem im Randbereich nur wenige Messungen zur Kontur beitragen). Diese Signatur in Richtung TXL scheint auch in der rechten oberen Abbildung noch vorhanden zu sein, wenn auch stark abgeschwächt, dies muss eine andere Ursache haben als den Flughafen-Betrieb. Zudem ist auch eine schwächere Kontur in südsüdöstlicher Richtung sichtbar. Wie im folgenden Abschnitt 2.5.3 gezeigt wird, trägt dazu wahrscheinlich der etwa 25 km Luftlinie entfernte Flughafen BER bei. Diese Signatur bleibt auch nach Schließung von TXL leicht abgeschwächt erhalten. Ebenfalls erhalten bleibt eine weitere Signatur in nordnordöstlicher Richtung, die nicht auf den Flughafenbetrieb zurückzuführen ist.

Abbildung 17: Polarplot für Reinickendorf (10-50 nm)



Polarplot der mittleren Partikel-Anzahlkonzentrationen im Bereich 10-50 nm. Getrennt für alle Partikel (AMB, obere Reihe) und nicht-flüchtige Partikel (TD, untere Reihe) sowie vor (links) und nach (rechts) der Schließung des Flughafens TXL. Quelle: Eigene Darstellung.

Die absolut höchsten Konzentrationen nach Schließung von TXL wurden im Mittel rund um den Koordinatenursprung, d. h. bei praktischer Windstille gemessen. Ursächlich hierfür ist wahrscheinlich der Kfz-Verkehr (wie im folgenden Abschnitt 2.5.3 deutlich wird): die Station befand sich neben dem Parkplatz des Bürgeramts Reinickendorf-Ost (hier wurde während der Pandemie auch eine per Kfz zu erreichende Covid-Teststation betrieben) und ist umgeben von innerstädtischen Straßen. Auch vor der Schließung von TXL scheint sich der Bereich besonders hoher Konzentrationen (die bei höheren Windgeschwindigkeiten durch Flughafen-Emissionen verursacht wurden) auch um den Koordinatenursprung zu erstrecken, und zumindest die hohen Werte bei sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten (unabhängig von der Windrichtung) können dann ebenfalls durch Kfz-Emissionen verursacht worden sein.

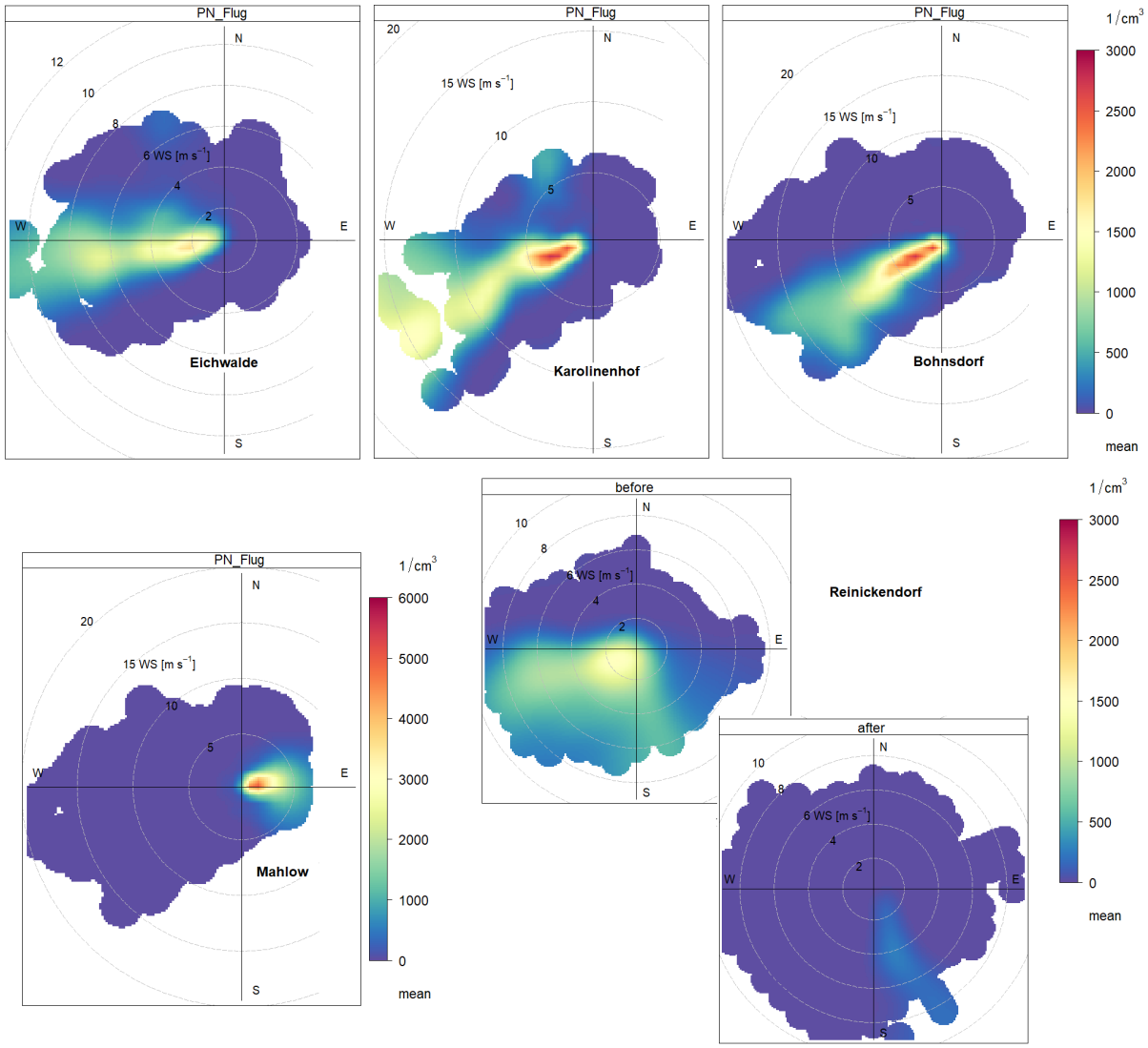
Bei der Betrachtung nicht-flüchtiger Partikel (TD 10-50 nm, untere Reihe) finden sich die höchsten mittleren Konzentrationen ebenfalls beim Koordinatenursprung, sowohl vor als auch nach der Schließung von TXL. Die in den AMB-Messungen auftretenden Signaturen finden sich auch hier, sie heben sich jedoch kaum vom Hintergrund ab. Dies betrifft die TXL-Signatur (bei Wes-Südwest-Wind, nach der Schließung von TXL kaum bis nicht mehr vorhanden), die Signatur in Richtung Nord-Nordost (diese besonders deutlich nach der Schließung von TXL) und die Signatur in Richtung Süd-Südost (diese ist auch vor der Schließung des Flughafens TXL

deutlicher als die TXL-Signatur. Ein Beitrag des Flughafens BER wird hier vermutet, dieser muss aber nicht zwingend die einzige Ursache dieser Signatur sein).

2.5.3 Abhängigkeit von der Windrichtung: Modellwerte

Zum Vergleich mit den Polarplots der Messwerte im vorigen Abschnitt 2.5.2 werden in diesem Abschnitt Polarplots der Modellwerte gezeigt. Diese beziehen sich auf Partikel im Bereich 10-100 nm; für diesen Größenbereich wurden Modell-Ergebnisse als Stundenmittel für die Standorte aller ULTRAFLEB-Stationen zur Verfügung gestellt. Die Polarplots der Messwerte hingegen bezogen sich, aus den im Abschnitt 2.5.1 dargelegten Gründen, auf den Bereich 10-50 nm. Hier soll keine Modell-Validierung vorgenommen werden; Ziel ist eine Überprüfung, in wieweit sich in den Messwerten sichtbare Strukturen auch in den Modellwerten abbilden.

Abbildung 18: Polarplots für PN_Flug (10-100 nm)



Polarplot der Modell-Erwartungen für PN-Flug, d. h. alle Partikel (10-100 nmn), die durch den Flughafenbetrieb erzeugt wurden. Für Reinickendorf erfolgte eine separate Darstellung für die Zeit vor und nach der Schließung des Flughafens TXL. Man beachte, dass die Skalierung der Windgeschwindigkeit individuell für jede Einzelabbildung ist. Für Mahlow wurde zudem eine individuelle Skalierung der Konzentrations-Kontur angewendet. Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 18 zeigt für alle Stationen Polarplots der Modellwerte für PN_Flug, d.h. für Partikel, die beim Flughafen-Betrieb entstehen. Zur Erstellung der Plots wurden Werte für exakt dieselben Stunden genutzt, für die Messergebnisse vorlagen und die damit zu den im vorigen Abschnitt 2.5.2 gezeigten Polarplots der Messergebnisse beitrugen. In den Modellergebnissen ergeben sich erwartungsgemäß deutliche Flughafen-Signaturen (denn hier trägt per Definition ausschließlich der Flughafen zu den Konzentrationen bei). Die Absolutwerte der Anzahlkonzentrationen im Kernbereich der Flughafen-Signaturen von Karolinenhof und Bohnsdorf sind etwa vergleichbar, in Eichwalde hingegen wurden von den Modellen deutlich niedrigere Konzentrationen erreicht. Dieses Verhalten war auch in den Messwerten sichtbar (Abbildung 15 und Abbildung 16 im Abschnitt 2.5.2), der experimentelle Befund wird also bestätigt. Karolinenhof liegt etwa 1,5 km weiter vom BER-Terminal entfernt als Eichwalde. Dass trotzdem in Karolinenhof höhere Konzentrationen erwartet und gemessen wurden, hängt damit zusammen, dass die Messungen an beiden Standorten in verschiedenen Zeiträumen stattfanden.

In Reinickendorf erwarteten die Modelle, dass sich der Einfluss des Flughafens TXL etwa auf den Bereich zwischen Westen und Süden erstrecken sollte, mit Schwerpunkt in west-südwestlicher Richtung. Dies entspricht auch dem experimentellen Befund (Abbildung 17 im Abschnitt 2.5.2). Die Modelle erwarteten in Reinickendorf im Mittel eher niedrige Flughafen-Beiträge PN_Flug, verglichen mit den übrigen Stationen. Da an der innerstädtischen Station Reinickendorf aber eher hohe Hintergrund-Konzentrationen, auch im Bereich 10-50 nm, auftraten, waren die gemessenen totalen Konzentrationen dennoch vergleichbar mit Bohnsdorf oder Karolinenhof.

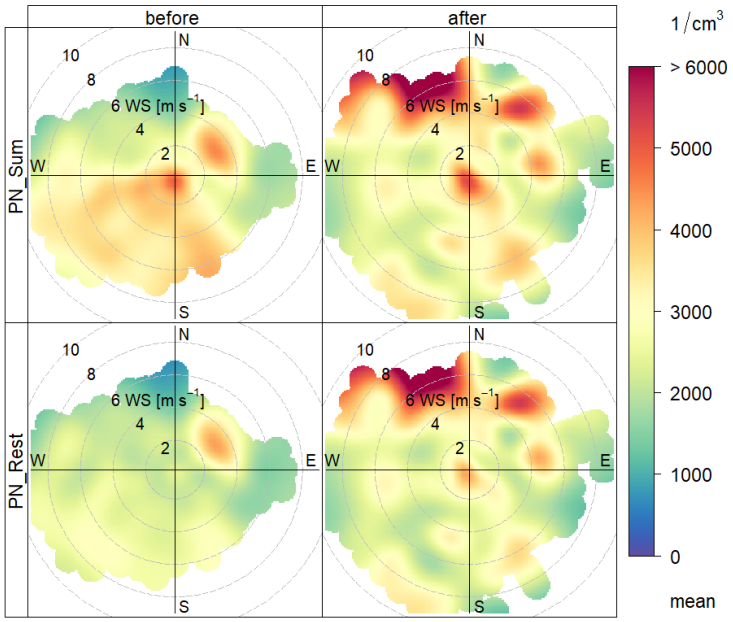
In Abbildung 18 ist in den Modellwerten für Reinickendorf nicht nur der Einfluss des Flughafens TXL, sondern auch des 25 km Luftlinie entfernten Flughafens BER sichtbar. Diese BER-Signatur bleibt nach der Schließung von TXL erhalten, ist jedoch schwächer als davor, obwohl der BER nun den kompletten Flugverkehr Berlins aufgenommen hat. Beides lässt sich auch in den Messwerten erkennen (Abbildung 17 im Abschnitt 2.5.2) und ist mit den unterschiedlichen Zeiträumen erklärbar, siehe auch Abbildung 4 im Abschnitt 1.2.2: der Zeitraum vor der Schließung von TXL (Juli-Oktober 2020) umfasst die Hauptreisezeit des Jahres 2020 (welche sich Corona-bedingt zwar deutlich schwächer gestaltete als alle Sommer danach und vor allem davor, dennoch ergab sich hier ein lokales Maximum). Der Zeitraum danach (bis Ende Juni 2021) umfasst das typische Minimum des Flugverkehrs um den Jahreswechsel und endet noch deutlich vor dem Höhepunkt der Hauptreisezeit 2021.

Im Fall von Mahlow stimmen Modellergebnisse (Abbildung 18) und Messergebnisse (Abbildung 16 im Abschnitt 2.5.2) dahingehend überein, dass bei sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten besonders hohe Konzentrationen erwartet wurden und auch eintraten, während bei höheren Windgeschwindigkeiten der mittlere Flughafen-Beitrag vergleichsweise niedrig ausfiel. Die Modelle erwarteten sogar extrem hohe Beiträge (im Vergleich mit den anderen Stationen), die so in den Messungen nicht auftraten. In Mahlow ist die Datenabdeckung für Flughafen-Wind (der hier aus östlichen Richtungen kam) allerdings eher niedrig, insofern können bereits wenige Extremereignisse (die im Modell erwartet wurden, aber dann nicht in diesem Maße auftraten) einen erheblichen Einfluss auf die dargestellten Mittelwerte haben. Zu Mahlow siehe eine weitere Betrachtung weiter unten.

Abbildung 19 zeigt, welche Anzahlkonzentrationen in Reinickendorf durch die Modelle für sonstige Partikel (PN_Rest, unterer Reihe) sowie für alle Partikel (PN_Sum, obere Reihe) erwartet wurden. Diese Betrachtung soll hier nur für Reinickendorf durchgeführt werden, da der Polarplot der Mess-Ergebnisse für Reinickendorf (Abbildung 17 im Abschnitt 2.5.2) neben der Flughafen-Signatur einige weitere deutliche Signaturen enthielt. PN_Rest umfasst alle Partikel, die weder auf den Flughafen-Betrieb (PN_Flug) noch auf Kfz-Emissionen (PN_Kfz) zurückzuführen sind. PN_Sum ist die Summe aus PN_Rest, PN_Flug und PN_Kfz. Die Polarplots

für PN_Sum und PN_Rest für die Zeit nach der Schließung des Flughafens TXL (Abbildung 19 rechts oben und unten) sind fast identisch, d. h. PN_Kfz ist, außer bei sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten, vernachlässigbar klein. Unterschiede bestehen lediglich in Richtung Südsüdost (hier besteht ein von Null verschiedener Beitrag von PN_Flug zu PN_Sum in Form der die Signatur des Flughafens BER, siehe Abbildung 18) und beim Koordinatenursprung, d. h. bei praktischer Windstille. In dieser Situation leistet PN_Kfz an diesem innerstädtischen Standort doch einen signifikanten Beitrag zu PN_Sum.

Abbildung 19: Reinickendorf: Polarplots für Modellwerte PN_Sum und PN_Rest (10-100 nm)



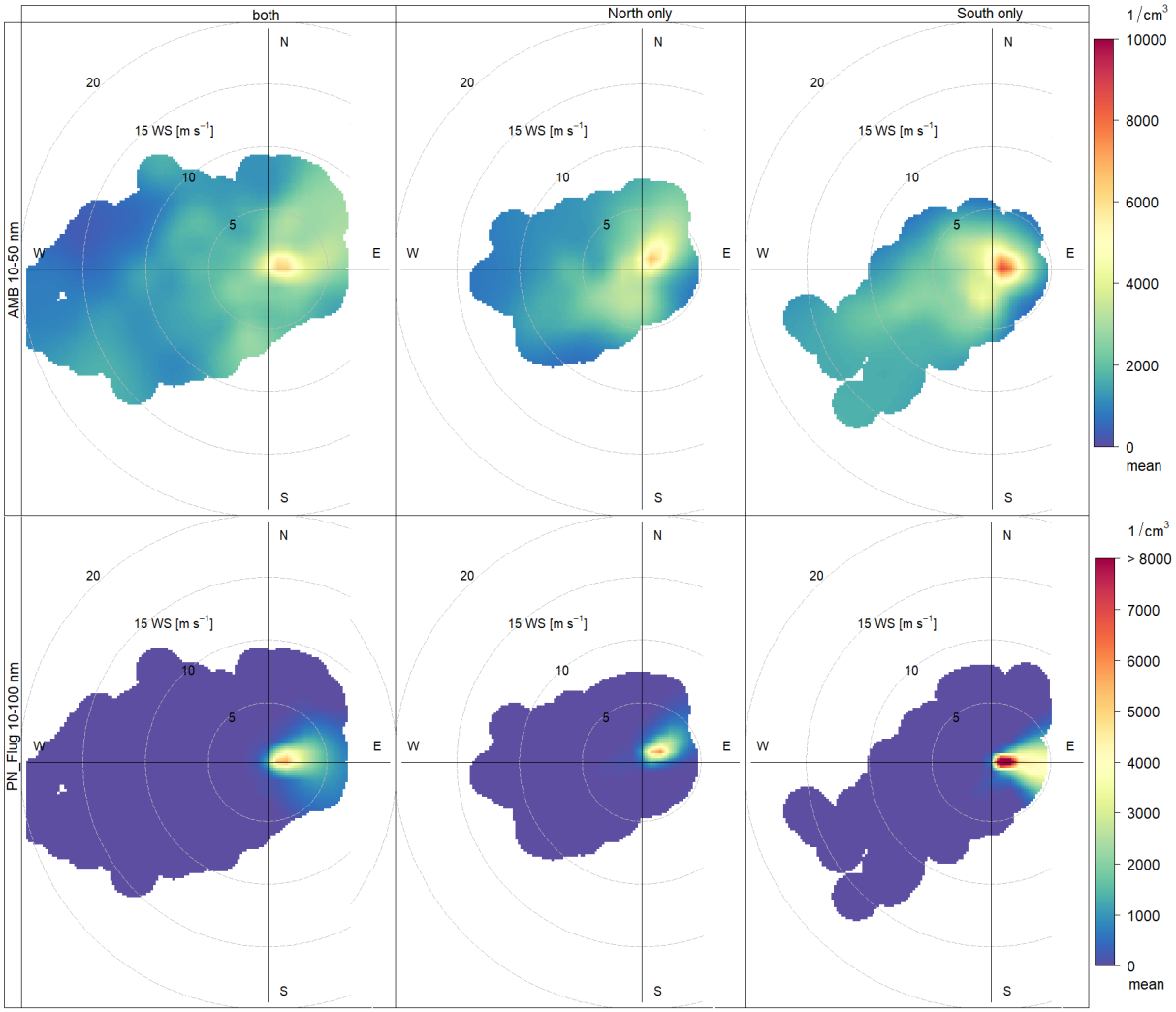
Polarplot der Modell-Erwartungen (10-100 nm) für alle Partikel (PN_Sum, obere Reihe) sowie für sonstige Partikel (PN_Rest= PN_Sum-PN_Flug-PN_Kfz, untere Reihe). Die Maximalwerte am oberen Rand der beiden rechten Abbildungen liegen bei etwa 7.000 1/cm³. Quelle: Eigene Darstellung.

Auffallend in den Modellwerten in Abbildung 19 sind erhöhte Konzentrationen bei nordöstlichen Winden (nach der Schließung von TXL sogar im Komplettbereich Nordwest bis Nordost). In den Messwerten ist dieses generelle Muster auch sichtbar, wenn auch weniger deutlich (Abbildung 17 im Abschnitt 2.5.2). Für die Zeit nach der Schließung von TXL, nicht jedoch für die Zeit davor, ist zudem in westsüdwestlicher Richtung eine schwache Struktur in PN_Rest erkennbar. Diese könnte für den messtechnischen Befund verantwortlich sein, dass eine (wenn auch schwache) Signatur in der Windrichtung des Flughafens TXL auch nach der Schließung dieses Flughafens noch vorhanden zu sein scheint. Da alle genannten Strukturen auch in PN_Rest erscheinen, sind sie weder vom Flug- noch vom Kfz-Verkehr verursacht.

Abbildung 20 zeigt erneut Polarplots für Mahlow. Dargestellt sind sowohl Messwerte (analog zu Abbildung 16 im Abschnitt 2.5.2; in Abbildung 20 wurde nur AMB 10-50 nm dargestellt) als auch Modellwerte für PN_Flug (d.h. die Anzahlkonzentrationen nur von Partikeln aus Flughafen-Emissionen, analog zu Abbildung 18). In Abbildung 20 wurde nach der Nutzung der Start- und Landebahnen unterschieden: es wurden nur Zeitpunkte in die Mittelung einbezogen, zu denen der Verkehr über beide Bahnen (links), ausschließlich über die Nordbahn (Mitte) oder ausschließlich über die Südbahn (rechts) geführt wurde. Bis Ende März 2021 wurde praktisch ausschließlich die Nordbahn genutzt, bis einschließlich November 2021 wurde der Flugbetrieb am BER im monatlichen Wechsel exklusiv entweder nur über die Nordbahn oder nur über die Südbahn geführt, seit Dezember 2021 sind beide Bahnen in der Regel gleichermaßen ausgelastet

(in die Erstellung der Abbildung 20 wurden nur Zeitpunkte ab Anfang Juli 2021 einbezogen, da die Messungen in Mahlow erst dann begannen). Diese spezielle Analyse erfolgt hier nur für Mahlow, denn nur hier unterschieden sich die Windrichtungsbereiche, in denen besonders hohe Konzentrationen festgestellt wurden, deutlich zwischen den Nordbahn- und Südbahn-Monaten. An den Stationen Bohnsdorf, Eichwalde und Karolinenhof, die sich etwas weiter entfernt vom Flughafen BER befinden als Mahlow, überlagerten die Einflussbereiche der Nordbahn- und Südbahn-Monate einander praktisch komplett.

Abbildung 20: Mahlow: Polarplots für Zwei- und Ein-Bahn-Betrieb



Polarplots für Mahlow. Obere Reihe: Mittelwerte aus den Messwerten AMB 10-50 nm. Untere Reihe: Modell-Erwartungen (10-100 nm) für Flughafen-Partikel (PN_Flug). Separate Polarplots für die Zeitpunkte mit simultaner Bahnnutzung (links), mit reiner Nordbahn-Nutzung (Mitte) und reiner Südbahn-Nutzung (rechts). Die höchsten Modellwerte bei reiner Südbahn-Nutzung (Abbildung unten rechts) erreichen über 12.000 1/cm³. Quelle: Eigene Darstellung.

Man erkennt, sowohl in den Mess- als auch in den Modellwerten, dass bei exklusiver Nordbahn-Nutzung die Flughafen-Signatur zu etwas nördlicheren Richtungen verdreht ist, im Vergleich zur Situation bei exklusiver Südbahn-Nutzung oder simultaner Bahnnutzung, zudem wurden bei exklusiver Nordbahn-Nutzung im Mittel niedrigere Konzentrationen sowohl erwartet als auch gemessen. Messungen und Modelle stimmen somit in wesentlichen Punkten überein. Die bei reiner Südbahn-Nutzung vom Modell erwarteten besonders hohen Konzentrationen wurden durch die Messwerte nicht in dieser Höhe bestätigt. Diese besonders hohen Konzentrationen

sind aber nur auf wenige Datenpunkte zurückzuführen: Reine Südbahn-Nutzung fand im Messzeitraum nur im August und Oktober 2021 statt, die Mittelung beruht also auf den wenigen Zeitpunkten mit östlichen Winden in diesen beiden Monaten. Tatsächlich traten besonders hohe Modell- und Messwerte nur im Oktober 2021 auf (siehe Abbildung 9 im Abschnitt 2.3).

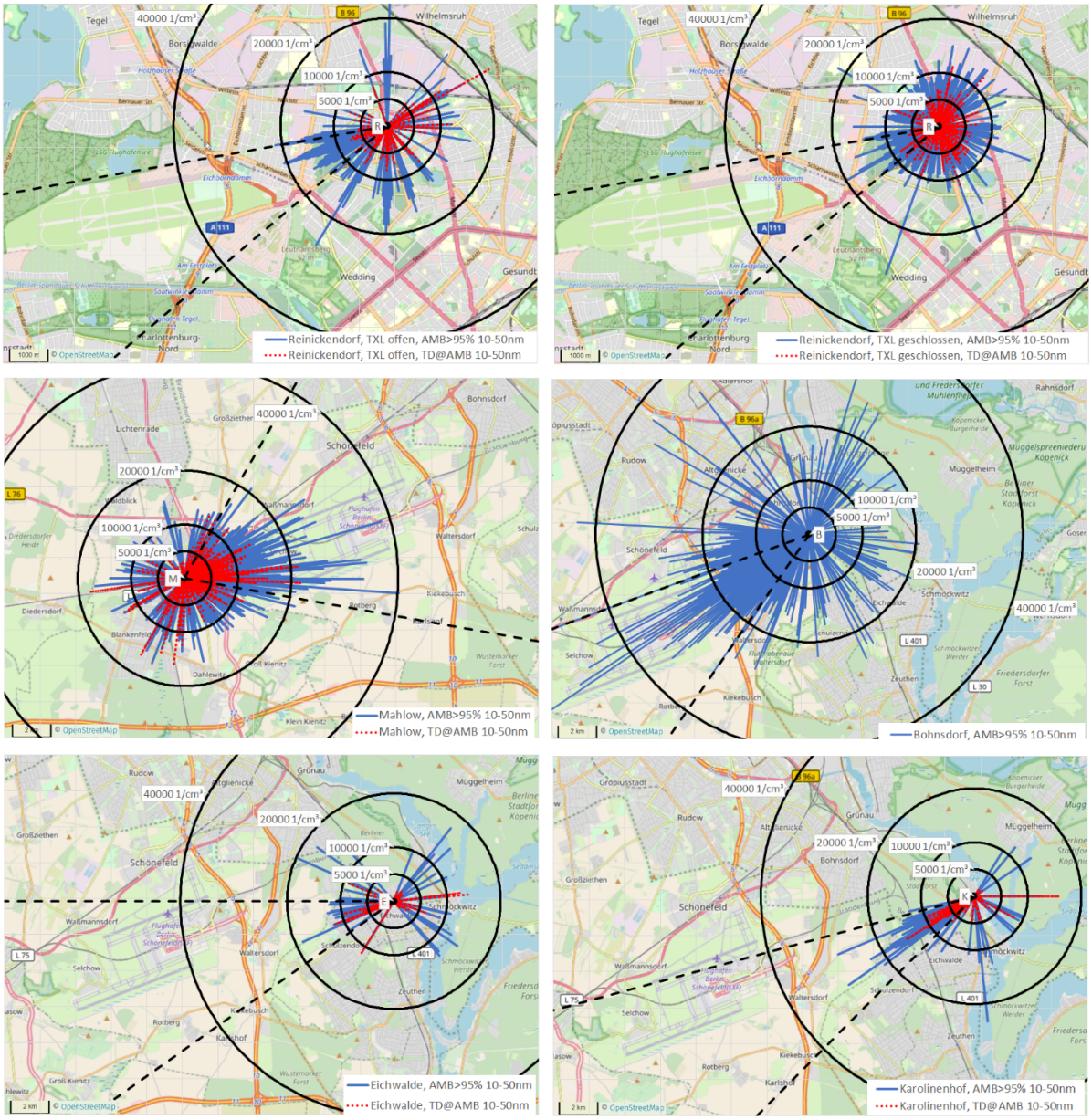
Die gute Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellwerten hinsichtlich der Richtungsabhängigkeit bedeutet, dass die Modelle die Beiträge der Phasen des *Landing and Take Off Cycle* (LTO-Zyklus) korrekt wiedergeben. Dieser umfasst Sinkflug, Rollen, Start und Steigflug. Für die Partikel-Anzahlkonzentrationen am Boden sind im Wesentlichen die ersten drei Phasen relevant, vor allem das Rollen: über 40 % der erzeugten Partikel entfallen gemäß der Modell-Erwartungen typischerweise hierauf. Dies ergibt sich aus einer im Abschnitt 7.3 dargestellten Abschätzung (siehe dort Abbildung 53 rechts). Der Treibstoffverbrauch, und damit die Anzahl erzeugter Partikel pro Zeit, ist beim Rollen zwar deutlich niedriger als in den anderen Phasen, die Verweilzeit dafür aber mit Abstand am höchsten. Zudem sind die Emissionsindizes, d. h. die Anzahl erzeugter Partikel pro Kilogramm Treibstoff, beim Rollen (und auch beim Sinkflug) etwa doppelt so hoch wie beim Start. Ein Großteil der Roll-Emissionen wird im Bereich des BER-Terminals verursacht; hier hängt die Windrichtung, aus der diese Emissionen die Station Mahlow erreichen können, offensichtlich nicht davon ab, welche Start- und Landebahn genutzt wird. Eine gewisse Abhängigkeit des relevanten Windrichtungsbereichs von der Bahnnutzung besteht aber auch beim Rollen: Bei östlichen Winden kommt in der Regel Betriebsrichtung Ost zur Anwendung, d. h. startende Flugzeuge rollen vom Terminal aus zunächst ein Stück parallel zur jeweiligen Bahn in Richtung Mahlow (d.h. auch der Abstand zu Mahlow verkürzt sich), drehen am Westende der Bahn und starten dann Richtung Osten. Das Westende der Südbahn liegt etwa 3 km ostsüdöstlich von der Station Mahlow entfernt, das Westende der Nordbahn etwa 4,5 km ostnordöstlich. Die Modelle bilden die daraus resultierende Richtungsabhängigkeit der Partikel-Belastung durch das Rollen offenbar realistisch ab.

2.5.4 Spitzenkonzentrationen (Stundenmittel)

Die bisher dargestellten Analysen beziehen sich auf mittlere Partikel-Anzahlkonzentrationen. Mit Blick auf eventuelle Gesundheitswirkungen können aber durchaus auch Extremwerte von Interesse sein. Diese sollen deshalb in diesem Abschnitt betrachtet werden. Zu diesem Zweck wurde für jede Station das 95 %-Perzentil aller Stundenmittel der AMB-Messungen (10-50 nm) ermittelt. Danach wurden alle Stunden ermittelt, in denen dieses Perzentil überschritten wurde, und es wurde analysiert, aus welcher Richtung der Wind in dieser Stunde wehte.

Abbildung 21 zeigt das Ergebnis. Für jede Stunde, in der dieses 95 %-Perzentil überschritten wurde, wurde eine blaue Linie in die Landkarte eingezeichnet; die Linie beginnt an der jeweiligen Station und weist in die Richtung, aus der der Wind in dieser Stunde im Mittel wehte. Die Länge der Linie illustriert die gemessene Anzahlkonzentration (das Verhältnis der Maßstäbe für die Konzentration und für die Hintergrund-Landkarten ist arbiträr, es wurden in allen Darstellungen dieselben Maßstäbe verwendet). Zusätzlich wurden auch rote Linien eingezeichnet, diese verlaufen in dieselbe Richtung wie die zugehörige blaue Linie und illustrieren die TD-Konzentration (Stundenmittel der Anzahl-Konzentration aller nicht-flüchtigen Partikel, ebenfalls im Bereich 10-50 nm), die in derselben Stunde gemessen wurde (in Bohnsdorf erfolgten keine Messungen nicht-flüchtiger Partikel). Das 95 %-Perzentil der AMB-Messungen (d. h. die Mindest-Konzentration, oberhalb welcher eine blaue Linie in Abbildung 21 eingezeichnet wurde), hatte die folgenden Werte: Reinickendorf 11.800 1/cm³ vor und 8.100 1/cm³ nach Schließung des Flughafens TXL (für beide Zeiträume erfolgten separate Darstelllungen in Abbildung 21), Mahlow 8.500 1/cm³ Bohnsdorf 13.100 1/cm³, Eichwalde 8.900 1/cm³ und Karolinenhof 9.300 1/cm³.

Abbildung 21: 10-50 nm: AMB-Spitzenwerte und begleitende TD-Werte

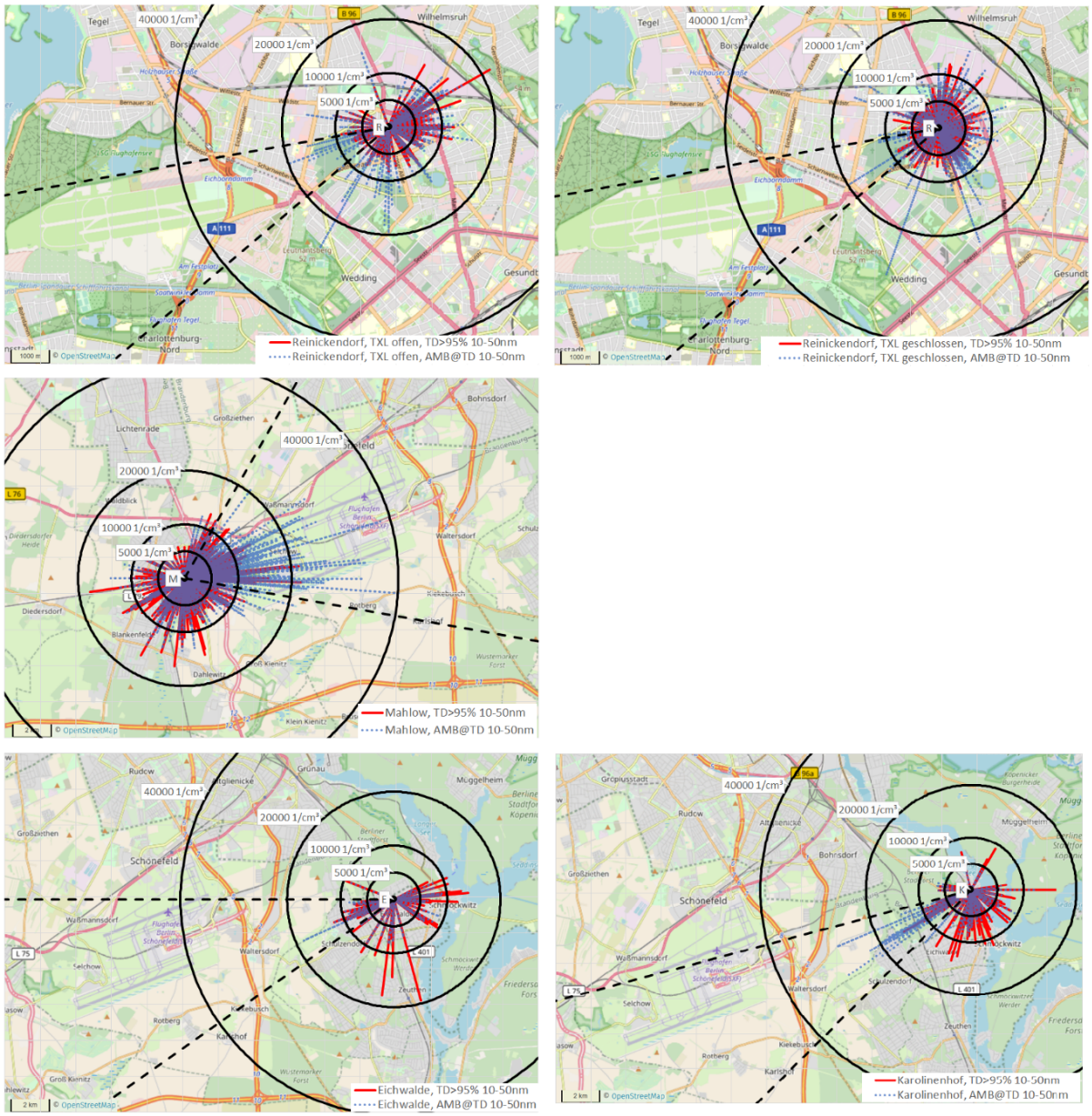


Landkarten-Darstellung der AMB- und TD-Messwerte (10-50 nm) für alle Stunden, in denen die AMB-Stundenmittel das 95 %-Perzentil der Station überstiegen (in Reinickendorf wurden separate Perzentile für die Zeiten vor und nach Schließung von TXL angewendet). Die farbigen Linien weisen von der Messstation in die mittlere Windrichtung dieser Stunde, die Länge der Linien symbolisiert die gemessenen Konzentrationen aller Partikel (AMB, blau) bzw. aller nicht-flüchtigen Partikel (TD) in dieser Stunde. Maßstab-Kreise für die Konzentrationen 5.000, 10.000, 20.000 40.000 1/cm³ sind dargestellt, das Verhältnis der Maßstäbe für die Konzentration und für die Hintergrund-Landkarten ist arbiträr. Gestrichelte schwarze Linien begrenzen die Flughafen-Windrichtungsbereiche, siehe Abschnitt 2.5.2. Quelle: Eigene Darstellung. Karte: OpenStreetMap.

Die Stationen Eichwalde und Karolinenhof waren nur wenige Wochen in Betrieb, entsprechend entstanden hier deutlich weniger Linien. Konzentrische schwarze Kreise um die Stationen sind Maßstab-Kreise für die Konzentrationen 5.000, 10.000, 20.000 und 40.000 1/cm³. Gestrichelte schwarze Linien begrenzen die Flughafen-Windrichtungsbereiche, siehe Abschnitt 2.5.2. Wenn mehrere Spitzenwerte bei derselben Windrichtung *x* (aber zu unterschiedlichen Stunden) auftraten, erfolgte eine Auffächerung der Werte, so dass jede einzelne selektierte Stunde für den Zweck dieser Abbildung eine einzigartige Windrichtung *x'* zugeordnet bekam. Dies war vor

allem in Reinickendorf erforderlich: Die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) zur Verfügung gestellten meteorologischen Daten des Flughafens TXL gaben die mittleren Windrichtungen (Stundenmittel) nur in 10°-Intervallen wieder (für die anderen Stationen wurden die Meteorologie-Daten des Flughafens BER genutzt, hier lag die Auflösung bei 1°). Die Auffächerung geschah wie folgt: Für die Linie mit der höchsten Konzentration bei gemessener Windrichtung *x* wurde *x'=x* gesetzt. Die Linien aller übrigen Konzentrationen derselben Windrichtung *x* wurden mit absteigender Konzentration abwechselnd links und rechts neben der Linie für die höchste Konzentration angeordnet. Die Abstände wurden so gewählt, dass sich alle Richtungen x' für die gegebene Windrichtung *x* innerhalb eines Intervall [(*x*-*dx*), (*x*+*dx*)] wiederfanden; *dx* beträgt 5° im Fall von Reinickendorf und 0,5° für alle übrigen Stationen.

Abbildung 22: 10-50 nm: TD-Spitzenwerte und begleitende AMB-Werte



Wie Abbildung 21 für alle Stunden, in denen die TD-Stundenmittel (10-50 nm) das 95 %-Perzentil der jeweiligen Station überstiegen. Die Länge der roten Linien symbolisiert die gemessenen Konzentrationen (Stundenmittel) aller nicht-flüchtigen Partikel (TD, 10-50 nm) in dieser Stunde. Die Länge der blauen Linien symbolisiert die gemessenen Konzentrationen aller Partikel (AMB, 10-50 nm) in derselben Stunde. Quelle: Eigene Darstellung. Karte: OpenStreetMap.

Abbildung 22 stellt den umgekehrten Fall dar. Hier wurden Stunden ausgewählt, in denen die Stundenmittel der TD-Messungen (Konzentration aller nicht-flüchtigen Partikel im Bereich 10-50 nm) ihr jeweiliges 95 %-Perzentil überstiegen. D. h. die roten Linien stellen nun diese Spitzenwerte dar, die blauen Linien illustrieren die gleichzeitig aufgetretenen AMB-Stundenmittel (Konzentration aller Partikel im Bereich 10-50 nm). Hier wurden die folgenden 95 %-Perzentile genutzt (diese sind somit die minimalen Konzentrationen, für die eine rote Linie in Abbildung 22 gezeichnet wurde): Reinickendorf 5.700 1/cm³ vor und 5.000 1/cm³ nach Schließung von TXL (also nur eine geringe Änderung), Mahlow 5.000 1/cm³, Eichwalde 5.500 1/cm³ und Karolinenhof 5.000 1/cm³. In Bohnsdorf erfolgten keine Messungen nicht-flüchtiger Partikel, deshalb existiert für diese Station keine Abbildung.

Aus Abbildung 21 und ergibt sich Folgendes: Sowohl bei allen Partikeln (AMB) als auch bei nicht-flüchtigen Partikeln (TD) konnten Werte, die das 95 %-Perzentil überstiegen, generell bei allen Windrichtungen auftreten (in Eichwalde und Karolinenhof erscheinen zwar größere Winkelbereiche frei von Linien, diese Stationen waren jedoch nur wenige Wochen in Betrieb). Eine gewisse Konzentration im Flughafen-Winkelbereich ist bei den AMB-Messungen (Abbildung 21) aber durchaus zu erkennen (außer in Reinickendorf nach Schließung von TXL): Konzentrationen über 10.000 1/cm³ treten überwiegend im Flughafen-Winkelbereich auf, Konzentrationen über 20.000 1/cm³ (sofern sie an der betreffenden Station in größerer Zahl gemessen wurden) treten fast ausschließlich hier auf. Bei den TD-Messungen (Abbildung 22) hingegen ist keine auffallende Häufung von Linien im Flughafen-Winkelbereich zu erkennen.

AMB-Peaks im Flughafen-Winkelbereich werden häufig, wenn auch nicht immer, von höheren TD-Konzentrationen begleitet und umgekehrt. In den übrigen Winkelbereichen hingegen treten AMB- und TD-Peaks offenbar nur selten gemeinsam auf: Die meisten AMB-Peaks sind nicht von besonders hohen TD-Konzentrationen begleitet, und auch umgekehrt ist dies nicht der Fall, d. h. die Ursachen für AMB- und TD-Peaks sind hier offenbar unterschiedlich.

2.6 Abschätzung des relativen Anteils nicht-flüchtiger Partikel bei Flugverkehr-induzierten Partikeln

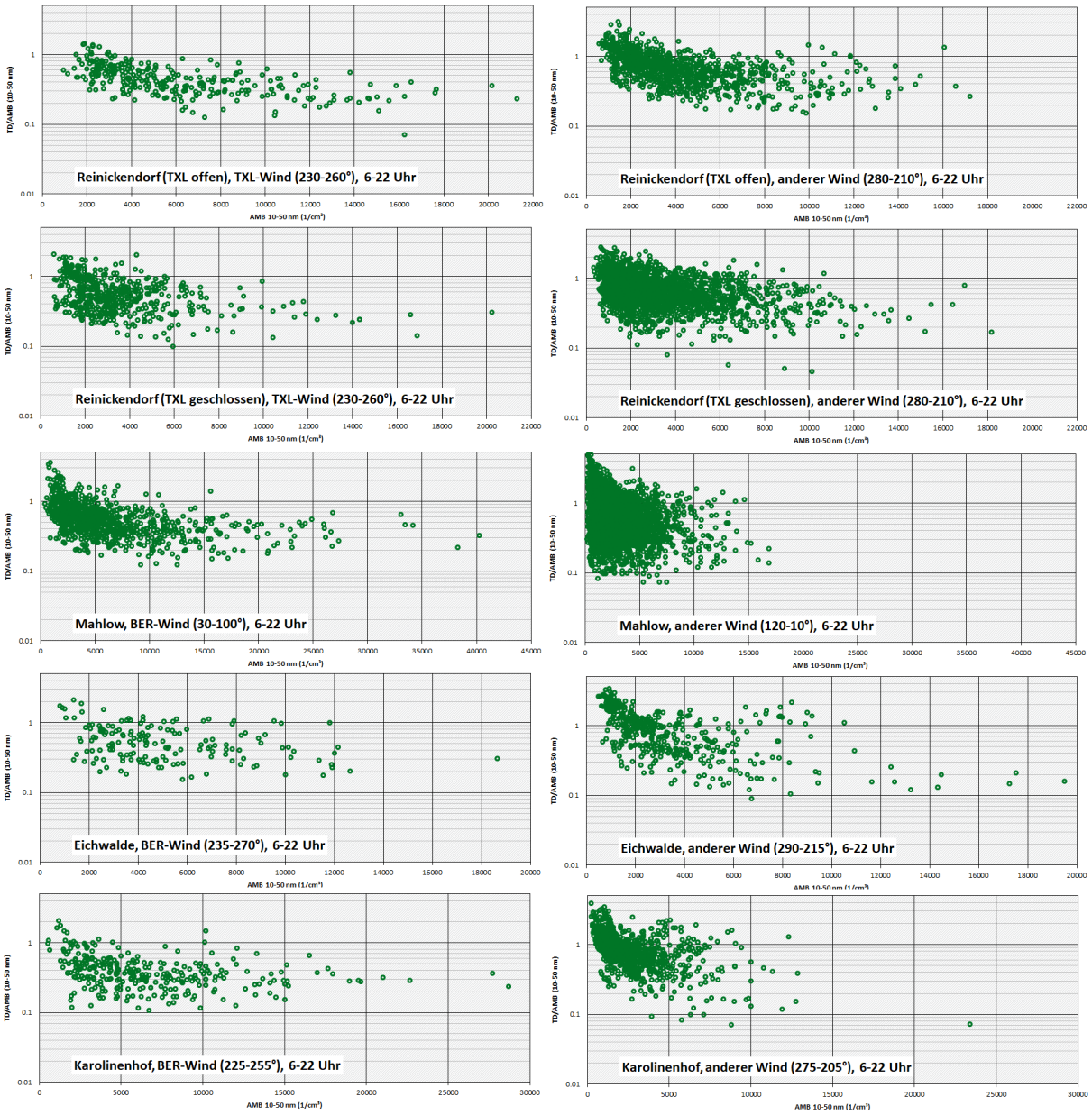
2.6.1 TD/AMB-Verhältnisse (10-50 nm) bei Flughafen-Wind und anderem Wind

Eine Kenntnis des relativen Anteils nicht-flüchtiger Partikel an allen Ultrafeinpartikeln, die durch Luftverkehrs-Emissionen erzeugt werden, ist aus mehreren Gründen von Interesse. Zum einen ist der Anteil relevant für die Validierung von Modellen: Speziell für Flugzeug-Emissionen liegen in erster Linie Daten zur Emission nicht-flüchtiger Partikel vor; die Modellierung der Entwicklung flüchtiger Partikel ist wesentlich komplexer und beruht zum Teil auf Annahmen, siehe dazu die Abschnitte 5.3.4 und 6.1.1. Zum anderen kann der genaue Anteil nicht-flüchtiger Partikel auch relevant für die Frage sein, welche gesundheitlichen Auswirkungen von Ultrafeinpartikeln aus Luftverkehrs-Emissionen zu erwarten sind. In diesem Abschnitt soll versucht werden, diesen Anteil nicht-flüchtiger Partikel genauer abzuschätzen. Diese Abschätzung betrifft dabei das Verhältnis am Ort der Immission, dieses kann vom Verhältnis bei der Emission abweichen (das Verhältnis bei der Emission kann durch Messungen in unmittelbarer Nähe von laufenden Flugzeugtriebwerken ermittelt werden; derartige Messungen wurden im Rahmen von ULTRAFLEB nicht vorgenommen).

Der relative Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln ist generell stark davon abhängig, welcher Größenbereich betrachtet wird, siehe Abbildung 14 im Abschnitt 2.4.2. Hier soll der Anteil speziell für Partikel abgeschätzt werden, die durch den Flughafen-Betrieb entstanden (zur

Vereinfachung werden sie im Folgenden als Flughafen-Partikel bezeichnet). Deshalb soll aus den in Abschnitt 2.5.1 dargelegten Gründen der Bereich 10-50 nm betrachtet werden.

Abbildung 23: Streudiagramme TD/AMB (10-50 nm) zu AMB (10-50 nm)



Streudiagramme des Verhältnisses TD/AMB (10-50 nm) zur Konzentration aller Partikel (AMB) im Größenbereich 10-50 nm (Stundenmittel). Beim Verhältnis TD/AMB (10-50 nm) handelt es sich um die Stundenmittel der Konzentration nicht-flüchtiger Partikel im Größenbereich 10-50 nm, dividiert durch die Mittelwerte der Konzentration aller Partikel im selben Größenbereich und in derselben Stunde. Es wurden nur Stundenmittel aus dem Zeitraum 6-22 Uhr einbezogen. Darstellung für alle ULTRAFLEB-Stationen; in Reinickendorf getrennt für die Zeit vor und nach der Schließung des Flughafens TXL. Linke Spalte: Werte aus Stunden mit mittlerem Wind aus Richtung des nächstgelegenen Flughafens. Rechte Spalte: Werte aus Stunden mit mittlerem Wind aus anderen Richtungen (die um mindestens 20° von den äußeren Begrenzungen der Flughafen-Windrichtungen abweichen). Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 23 zeigt Streudiagramme des Verhältnisses TD/AMB; TD und AMB sind hier die Stundenmittel (nur aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit) der Konzentration nicht-flüchtiger Partikel bzw. aller Partikel im Größenbereich 10-50 nm. Dargestellt wurde TD/AMB als

Funktion von AMB. Die Darstellung erfolgte für alle ULTRAFLEB-Messstandorte; in der linken Spalte sind nur Werte aus Stunden mit Flughafen-Wind dargestellt (die mittlere Windrichtung in diesen Stunden wies zum nächstgelegenen Flughafen), in der rechten Spalte hingegen Werte aus Stunden mit anderem Wind (d.h. hier unterschied sich die mittlere Windrichtung um mindestens 20° von den äußeren Begrenzungen der Flughafen-Windrichtungen). Aufgrund der stark unterschiedlichen Messdauer an den einzelnen Stationen ergibt sich eine unterschiedliche Anzahl Datenpunkte: Die Station Eichwalde war insgesamt nur 9 Wochen in Betrieb, in Karolinenhof waren es bereits fast 17 Wochen, in Reinickendorf jeweils etwa ein halbes Jahr bevor und nach Schließung des Flughafens TXL und in Mahlow 1 Jahr und 4 Monate.

Tabelle 1 listet für alle Stationen, und getrennt nach Flughafen-Wind und anderem Wind, die sich aus den Datenpunkten in Abbildung 23 ergebenden Medianwerte sowie 10 %- und 90 %-Perzentile für die Verhältnisse TD/AMB (10-50 nm). Sämtlich gelisteten Werte liegen bei Flughafen-Wind niedriger als bei anderem Wind an demselben Standort, d. h. die Luftverkehrs-Partikel haben offenbar typischerweise einen niedrigeren relativen Anteil nicht-flüchtiger Partikel als die Partikel in der Hintergrundluft (im Fall von Reinickendorf besteht dieser Unterschied auch nach Schließung des Flughafens TXL. Dies kann dann nicht durch Luftverkehrs-Emissionen verursacht sein, siehe auch Abschnitt 2.5.2). In Reinickendorf kann zudem zwischen den Werten vor und nach der Schließung des Flughafens TXL unterschieden werden: Bei Flughafen-Wind sind in Reinickendorf sowohl der Medianwert als auch die 10 %- und 90 %-Perzentile vor Schließung niedriger als danach. Bei anderem Wind hingegen sind die Änderungen nur marginal. Auch dies ist damit erklärbar, dass Luftverkehrs-Partikel typischerweise einen niedrigeren relativen Anteil nicht-flüchtiger Partikel aufweisen als die Hintergrundluft.

Tabelle 1: TD/AMB (10-50 nm) für alle Stundenmittel

Station	TD/AMB 10-50 nm (Flughafen-Wind) Median (10 %-90 %)	TD/AMB 10-50 nm (anderer Wind) Median (10 %-90 %)
Reinickendorf (TXL offen)	0,43 (0,24-0,77)	0,67 (0,33-1,25)
Reinickendorf (TXL geschlossen)	0,51 (0,27-1,09)	0,65 (0,33-1,21)
Mahlow	0,54 (0,29-1,09)	0,69 (0,30-1,38)
Eichwalde	0,50 (0,25-1,07)	0,91 (0,29-2,06)
Karolinenhof	0,36 (0,18-0,77)	0,83 (0,39-1,60)

Das 90 %-Perzentil liegt bei anderem Wind an allen Stationen über 1. Bei Flughafen-Wind ist dies teilweise auch der Fall, die Werte sind in diesen Fällen aber näher an 1 als bei anderem Wind. Laut Abbildung 23 trat der Fall TD/AMB>1 zudem, in beiden Windrichtungs-Bereichen, überwiegend nur bei niedrigen AMB-Konzentrationen auf. D. h. bei Flughafen-Wind geschah dies überwiegend in Stunden, in denen die Luft beim Überqueren des Flughafen-Geländes eher wenige Partikel aufnahm. Ein Verhältnis größer als 1 kommt zustande, wenn eine hohe Anzahl intern gemischter Partikel vorliegt, die einen Durchmesser über 50 nm besitzen und somit nicht zur Konzentration AMB 10-50 nm beitragen. Nach Durchgang durch den Thermodenuder (TD) bleibt jedoch ein Kern mit Durchmesser zwischen 10 und 50 nm erhalten und trägt somit sehr wohl zur Konzentration TD 10-50 nm und damit zum Verhältnis TD/AMB (10-50 nm) bei. Das eher seltene Auftreten von Verhältnissen größer als 1 bei Flughafen-Wind im Allgemeinen und bei hohen Partikel-Anzahlkonzentrationen im Besonderen bedeutet, dass Luftverkehrs-

Emissionen offenbar nicht mit einer signifikanten Emission derartiger intern gemischter Partikel einhergehen. In der Hintergrund-Luft können derartige intern gemischte Partikel zwar auch bei Flughafen-Wind existieren, und die Teilverdampfung dieser Partikel findet nun auch statt, aufgrund der deutlich höheren Anzahl rein flüchtiger Partikel können nun in der Regel keine TD/AMB-Verhältnisse größer als 1 mehr produziert werden.

Tabelle 2 wiederholt die Darstellung von Tabelle 1, es wurden jedoch nur die Datenpunkte aus Abbildung 23 in die Analyse einbezogen, bei denen hohe absolute Konzentrationen aller Partikel vorlagen, d.h speziell bei Flughafen-Wind ist anzunehmen, dass die Luftmassen zu diesem Zeitpunkt besonders stark durch Luftverkehrs-Emissionen beeinflusst waren. Konkret wurden alle Datenpunkte einbezogen, bei denen die Konzentration AMB 10-50 nm (x-Achse in Abbildung 23) oberhalb einer bestimmten Grenz-Konzentration lag („Limit AMB“ in Tabelle 2), diese wiederum wurde für jede Station so gewählt, dass sie bei Flughafen-Wind ungefähr dem 75 %-Perzentil aller Konzentrationen entsprach (für Reinickendorf nach Schließung von TXL wurde die Grenz-Konzentration auf denselben Wert gesetzt wie vor der Schließung). Oberhalb dieser Grenz-Konzentration nimmt die Dichte der Datenpunkte in Abbildung 23 sowohl bei Flughafen-Wind als auch bei anderem Wind merklich ab. In Tabelle 2 ist der Perzentil-Rang angegeben, dem diese Grenz-Konzentration bei Flughafen-Wind sowie bei anderem Wind entspricht. Bei anderem Wind lag dieser Rang, abhängig von der Station, zwischen 90 % und 98 %. D.h. die in der Spalte „Limit AMB“ in Tabelle 2 gelisteten Werte wurden bei Flughafen-Wind in etwa 25 % aller Stunden überschritten, bei anderem Wind nur in etwa 2 % bis 10 % aller Stunden (und in Reinickendorf nach der Schließung von TXL auch bei „Flughafen“-Wind nur in weniger als 5 % aller Stunden). Nur diese Stunden wurden zur Ermittlung der in Tabelle 2 gelisteten Medianwerte und Perzentile des TD/AMB-Verhältnisses genutzt.

Tabelle 2: TD/AMB (10-50 nm) für Stundenmittel mit AMB (10-50 nm) oberhalb eines Limits

Station	Limit AMB (1/cm³)	Rang (Fh.-W.)	Rang (and. W.)	TD/AMB (Flughafen-Wind) Median (10 %-90 %)	TD/AMB (anderer Wind) Median (10 %-90 %)
R.dorf (TXL offen)	8.000	74,2 %	90,6 %	0,31 (0,19-0,50)	0,41 (0,25-0,82)
R.dorf (TXL geschl.)	8.000	95,5 %	95,2 %	0,29 (0,18-0,49)	0,40 (0,21-0,74)
Mahlow	7.500	75,3 %	97,7 %	0,38 (0,21-0,64)	0,44 (0,17-1,00)
Eichwalde	6.500	72,4 %	89,5 %	0,42 (0,23-1,00)	0,31 (0,14-1,51)
Karolinenhof	8.500	74,4 %	97,9 %	0,31 (0,18-0,50)	0,40 (0,11-1,32)

Sowohl in der Spalte für Flughafen-Wind als auch für anderen Wind ergeben sich in Tabelle 2 niedrigere Werte für Medianwerte und Perzentile des TD/AMB-Verhältnisses als in der entsprechenden Spalte in Tabelle 1. D.h. wenn die Konzentrationen aller Partikel besonders hoch anstiegen, stiegen die Konzentrationen nicht-flüchtiger Partikel nicht gleichermaßen an, und es ergaben sich somit niedrigere TD/AMB-Verhältnisse. Da im Fall von Flughafen-Wind in der Regel zusätzliche Flughafen-Partikel für den Konzentrationsanstieg verantwortlich waren, bedeutet auch dies, dass das TD/AMB-Verhältnis bei Flughafen-Partikeln in der Regel niedriger liegt als bei den Hintergrund-Partikeln. Dies wird auch aus Abbildung 23 selbst deutlich: bei niedriger Partikel-Anzahlkonzentration treten durchaus auch bei Flughafen-Wind gelegentlich hohe TD/AMB-Verhältnisse auf (dies geschieht somit für Luftmassen, die zwar den Flughafen-Bereich überquerten, aber trotzdem offenbar vergleichsweise wenige Partikel aufnahmen). Insgesamt lässt sich aus den Werten abschätzen, dass bei Flughafen-Partikeln die typische Obergrenze für das TD/AMB-Verhältnis unter 0,5 liegt. Nach Vermischung der Flughafen-

Partikel mit den Hintergrund-Partikeln wird deshalb in der betreffenden Luftmasse ein Verhältnis von 0,5 praktisch stets unterschritten.

Abbildung 23 zeigt aber auch, dass in einer Minderheit der Fälle hohe AMB-Konzentrationen auch von sehr niedrigen TD-Konzentrationen begleitet werden: im Extremfall ergaben sich TD/AMB-Verhältnisse kleiner als 0,1. Dies geschah aber fast ausschließlich bei anderem Wind. Das 10 %-Perzentil in Tabelle 2 (also nur bei Betrachtung von Fällen mit besonders hohen Konzentrationen aller Partikel) lag bei Flughafen-Wind an allen Stationen bei mindestens 0,18, an den drei Standorten im BER-Umfeld (Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof) lag sie damit sogar über der 10 %-Perzentile bei anderem Wind in derselben Tabelle. Dies deutet darauf hin, dass es bei Flughafen-Partikeln auch eine typische Untergrenze für das TD/AMB-Verhältnis gibt, die etwa im Bereich von 0,2 liegt. In der Hintergrund-Luft treten gelegentlich auch niedrigere Verhältnisse auf; sofern dies der Fall ist, erhöht sich das TD/AMB-Verhältnis im Moment der Vermischung mit Flughafen-Partikeln entsprechend. In Reinickendorf lag das 10 %-Perzentil in Tabelle 2 auch bei anderem Wind über 0,20, d. h. sehr niedrige TD/AMB-Verhältnisse sind eher untypisch für städtische Hintergrund-Luft.

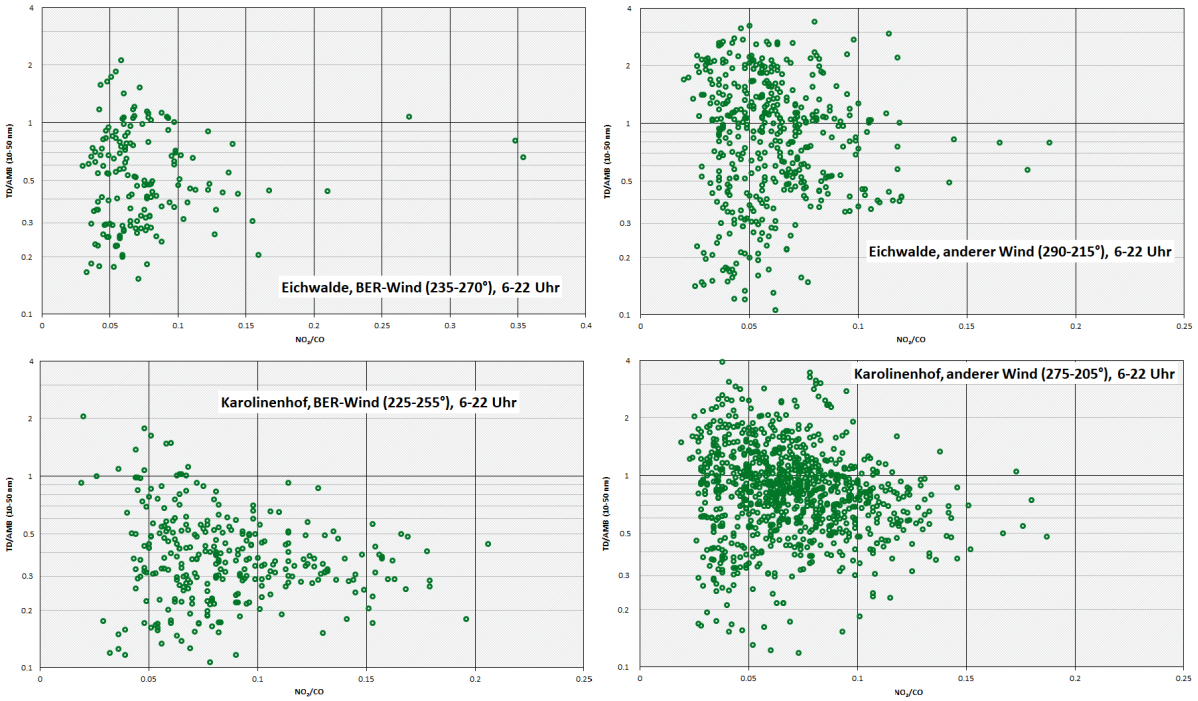
Die in den Abbildungen und Tabellen dieses Abschnitts gezeigten TD/AMB-Verhältnisse wurden zwar nur für den Größenbereich 10-50 nm ermittelt. Oberhalb von 40 nm tragen Flughafen-Emissionen allerdings kaum noch zur totalen Partikel-Anzahlkonzentration bei (siehe Abschnitt 2.4). Die Aussage, dass das TD/AMB-Verhältnis für Flughafen-Partikel im Bereich 0,2-0,5 liegt (d.h. zwischen einem Fünftel und einer Hälfte aller Flughafen-Partikel sind nicht-flüchtig) gilt damit auch allgemein für Flughafen-Partikel mit Durchmesser größer als 10 nm, aber ohne obere Begrenzung des Durchmessers. Generell ist für die Ermittlung des gesuchten Anteils nicht-flüchtiger Partikel die genaue Wahl der Untergrenze kritischer als die genaue Wahl der Obergrenze (sofern diese oberhalb von 40 nm angenommen wird), denn es existieren auch Flughafen-Partikel mit Durchmesser kleiner als 10 nm in großer Zahl: Punktuelle Messungen mittels der Drohne ALADINA deckten den Größenbereich 5-11 nm ab (und erfassten hier nur alle Partikel); sie zeigten, dass in Bodennähe die Partikel-Anzahlkonzentrationen bei Wind aus Richtung Flughafen, aber auch aus Richtung Autobahn, deutlich erhöht sind im Vergleich zum Hintergrund (siehe Abschnitt 4.2). Zur Problematik der Untergrenze aus Sicht der Modellierung und Modell-Validierung siehe auch Abschnitt 6.1.1.

2.6.2 TD/AMB-Verhältnisse (10-50 nm) in Relation zu den NO_2/CO-Verhältnissen

Wie im Abschnitt 2.7 dargestellt wird, erfolgte im Rahmen von ULTRAFLEB die Messung von NO_2 und CO (und weiteren Gasen) an den Standorten Eichwalde und Karolinenhof durch die TU Berlin. Es ergab sich, dass ein NO_2/CO-Verhältnis > 0,1 als ein (wenn auch nicht zwingender) Indikator für Luftverkehrs-Emissionen verwendet werden kann (die Absolutwerte für NO_2 und CO hingegen zeigten keine auffällig höheren bzw. niedrigeren Werte bei Flughafen-Wind).

Abbildung 24 zeigt (wie Abbildung 23 im Abschnitt 2.6.1) speziell für Eichwalde und Karolinenhof erneut die Verhältnisse TD/AMB (10-50 nm), diesmal aber als Funktion des Verhältnisses NO_2/CO (ebenfalls Quotient der Stundenmittel). Bei niedrigen NO_2/CO-Verhältnissen können sowohl sehr hohe als auch sehr niedrige TD/AMB-Verhältnisse auftreten. Mit wachsendem NO_2/CO-Verhältnis schränkt sich der Wertebereich allerdings sowohl nach oben als auch nach unten ein, dies gilt sowohl für Flughafen-Wind als auch für anderen Wind. NO_2/CO-Verhältnisse gleich oder größer als 0,1 traten generell bei allen Windrichtungen auf, die relative Häufigkeit des Auftretens (im Vergleich zu allen NO_2/CO-Verhältnissen) war jedoch bei Flughafen-Wind deutlich höher als bei anderem Wind.

Abbildung 24: Streudiagramme TD/AMB (10-50 nm) zu NO_2/CO



Wie Abbildung 23, das Verhältnis TD/AMB (10-50 nm) ist hier aber relativ zum Verhältnis NO_2/CO dargestellt (dabei handelt es sich um das Verhältnis der Konzentrations-Stundenmittel beider Gase). Quelle: Eigene Darstellung.

Tabelle 3 wiederholt die Darstellung von Tabelle 2 im Abschnitt 2.6.1, hier wurden jedoch nur die Datenpunkte aus Abbildung 23 einbezogen, bei denen das Verhältnis NO_2/CO gleich oder größer als 0,1 war. Auch hier sind wieder die Perzentil-Ränge gelistet, die sich für dieses Limit jeweils ergeben. In Eichwalde entspricht ein NO_2/CO-Verhältnis von 0,1 etwa dem 85 %-Perzentil bei Flughafen-Wind und dem 94 %-Perzentil bei anderem Wind, d.h. bei Flughafen-Wind lagen etwa 15 % aller NO_2/CO-Verhältnisse (Quotient der Stundenmittel) gleich oder höher als 0,1, bei anderem Wind nur etwa 6 %. Hohe NO_2/CO-Verhältnisse werden somit zwar häufig, aber nicht zwingend durch Luftverkehrs-Emissionen am nächstgelegenen Flughafen verursacht (im Abschnitt 2.7 wird dargestellt, dass NO_2/CO-Verhältnisse größer als 0,1 bei Wind aus anderen Richtungen auch nicht unbedingt mit erhöhten Partikel-Anzahlkonzentrationen einher gehen). In Karolinenhof ergaben sich Anteile von 28 % und 13 %, d. h. hier traten derartige Verhältnisse in beiden Windrichtungs-Bereichen deutlich häufiger auf als in Eichwalde.

Die in Tabelle 3 angegebenen Medianwerte für das Verhältnis TD/AMB (10-50 nm) bei Flughafen-Wind entsprechen für beide Stationen etwa den Medianwerten in Tabelle 2 bei Flughafen-Wind. Die Medianwerte bei anderem Wind, sowie die 10 %-Perzentile in beiden Windrichtungs-Bereichen, liegen in Tabelle 3 etwas höher als in Tabelle 2, die 90 %-Perzentile dafür etwas niedriger, d. h. der Wertebereich ist in Tabelle 3 in beiden Windrichtungsbereichen stärker eingeschränkt als in Tabelle 2. Gemeinsam ist in beiden Tabellen, dass bei Flughafen-Wind die TD/AMB-Verhältnisse in beiden Tabellen in Karolinenhof jeweils niedriger sind als in Eichwalde. D. h. im Flughafen-Bereich erzeugte Partikel hatten in Karolinenhof im Durchschnitt offenbar eine stärkere Auswirkung auf die Partikel-Zusammensetzung der Luft als in Eichwalde (denn in der Mehrzahl der Fälle sollte die Vermischung von Flughafen- und Hintergrundluft zu einer Verringerung des TD/AMB-Verhältnisses geführt haben).

Tabelle 3: TD/AMB (10-50 nm) für Stundenmittel mit NO_2/CO oberhalb eines Limits

Station	Limit NO_2/CO	Rang (Fh.-W.)	Rang (and. W.)	TD/AMB (Flughafen-Wind) Median (10 %-90 %)	TD/AMB (anderer Wind) Median (10 %-90 %)
Eichwalde	0,1	84,7 %	93,8 %	0,45 (0,31-0,80)	0,58 (0,39-1,16)
Karolinenhof	0,1	71,3 %	87,0 %	0,34 (0,24-0,51)	0,69 (0,40-1,02)

Insgesamt bestätigen damit die Analysen in diesem Abschnitt die Schlussfolgerungen des vorigen Abschnitt (2.6.1), wonach Flughafen-Partikel typischerweise ein TD/AMB-Verhältnis im Bereich 0,2-0,5 aufweisen, d.h. zwischen einem Fünftel und einer Hälfte aller Flughafen-Partikel sind nicht-flüchtig (wie dort dargelegt, gilt dies für Flughafen-Partikel mit Durchmesser größer als 10 nm, aber ohne Obergrenze). Die Befunde deuten aber auch darauf hin, dass unter bestimmten Umständen der relative Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Flughafen-Partikeln auch höher sein kann. Dies ergibt sich, wenn man nur alle Fälle betrachtet, in denen ein besonders hohes NO_2/CO-Verhältnis von 0,2 oder mehr auftrat. Dies geschah nur selten und wurde ausschließlich bei Flughafen-Wind und fast ausschließlich in Eichwalde beobachtet (die x-Achse des oberen linken Diagramms in Abbildung 24 wurde deshalb anders skaliert als die übrigen Diagramme). NO_2/CO-Verhältnisse > 0,2 gingen nun allerdings mit eher hohen TD/AMB-Verhältnissen einher: Bei den in Abbildung 24 enthaltenen Datenpunkten für NO_2/CO>0,2 ergaben sich TD/AMB-Verhältnisse von 0,44 in Karolinenhof, und Werte von 0,44, 1,08, 0,81 und 0,66 in Eichwalde. Vorausgesetzt dass diese (selten aufgetretenen) NO_2/CO-Verhältnisse > 0,2 tatsächlich auf Flughafen-Emissionen zurückgingen (und nicht zum Beispiel auf eine lokale Emissionsquelle, die sich zufällig in der Flughafen-Windrichtung befand), bedeutet dies, dass der relative Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Flughafen-Partikeln hier deutlich über 50% gelegen haben sollte und ggf. auch eine größere Anzahl intern-gemischter Partikel mit Durchmesser größer als 50 nm erzeugt wurden. Das NO_2/CO-Verhältnis ist somit nützlich für detailliertere Untersuchungen.

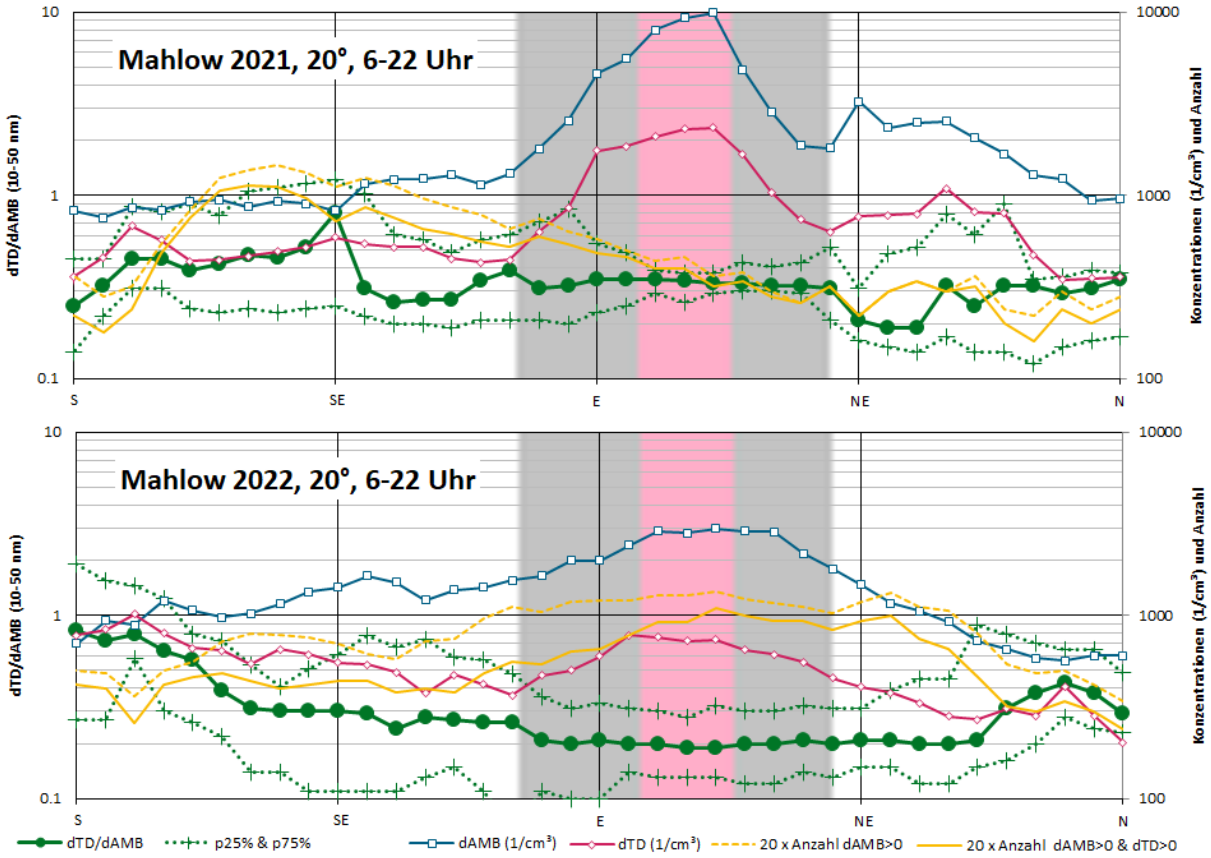
2.6.3 Lee-Luv-Vergleich

Prinzipiell bestehen mehrere mögliche Wege, um den relativen Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Flughafen-Partikeln weiter einzugrenzen. Die Grundidee ist, von den gemessenen Konzentrationen AMB und TD jeweils die Hintergrund-Konzentrationen AMB_0 und TD_0 zu subtrahieren. Es ergeben sich die Differenzen dAMB=AMB-AMB_0 und dTD=TD-TD_0. Das Verhältnis dTD/dAMB sollte dann dem gesuchten relativen Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Flughafen-Partikeln entsprechen. Die offensichtliche Schwierigkeit hierbei besteht darin, dass zu AMB_0 und TD_0 lediglich Annahmen gemacht werden können, die gegebenenfalls sogar stark von der Realität abweichen. So können zum Beispiel in Reinickendorf die mittleren Konzentrationen vor und nach der Schließung des Flughafens TXL verglichen werden. In der Realität variierten die Hintergrund-Konzentrationen allerdings erheblich, siehe Abbildung 19 im Abschnitt 2.5.3 (diese vergleicht die Modell-Erwartungen für die mittleren Hintergrund-Konzentrationen vor und nach der Schließung von TXL, jeweils gemittelt über den kompletten Messzeitraum davor bzw. danach). Das Ergebnis der Analyse hängt damit von der genauen Auswahl des Zeitraums ab.

Hier soll deshalb nur eine Methode vorgestellt werden, der Lee-Luv-Vergleich, d.h. der Vergleich zwischen Messungen windabwärts (im Lee) und windaufwärts (im Luv) des Flughafens BER. Abbildung 25 zeigen die Herangehensweise und die Ergebnisse. Der TROPOS-Container in Mahlow, westlich des Flughafens BER, wurde von Anfang Juli 2021 bis Ende Oktober 2022 durchgehend betrieben (somit fanden über diesen kompletten Zeitraum simultane Messungen

in Mahlow und in Bohnsdorf statt, siehe dazu einen Lee-Luv-Vergleich im Abschnitt 9.4. An der FBB-Station Bohnsdorf nordöstlich des BER erfolgte jedoch keine Messung nicht-flüchtiger Partikel). Während der beiden Kampagnen im Sommer 2021 und Sommer/Herbst 2021 wurde zusätzlich der TROPOS-Trailer für mehrere Wochen östlich des Flughafens BER betrieben. Während dieser Zeiträume fanden somit simultane Messungen mit Mahlow statt.

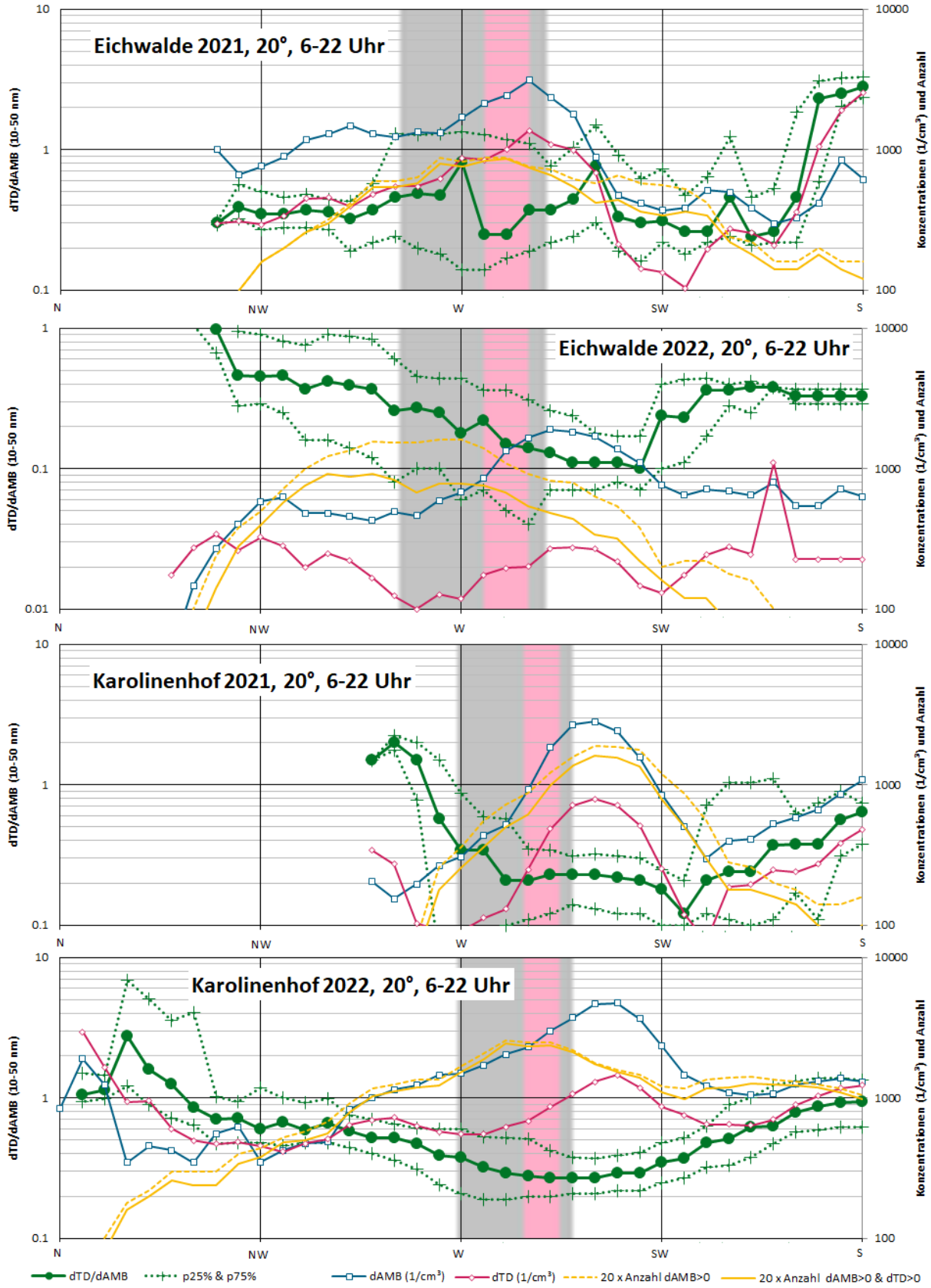
Abbildung 25: Mahlow: dTD/dAMB aus Lee-Luv-Differenzen



Grün: Medianwert (fett) sowie 25 %- und 75 %-Perzentil (gestrichelt) des Verhältnisses dTD/dAMB als Funktion der Windrichtung. dAMB ist die Differenz zwischen den Konzentrationen (Stundenmittel) AMB 10-50 nm an der angegebenen Zielstation und der Referenzstation, dTD ist die entsprechende Differenz für TD 10-50 nm (d.h. für nicht-flüchtige Partikel). Es wurden nur Stunden einbezogen, in denen beide Differenzen größer als Null waren. Die Mittelwerte von dAMB und dTD sind ebenfalls dargestellt (blau und rot, Werte auf rechter Achse). Gelbe Linien: Anzahl Stunden im jeweiligen Windrichtung-Intervall, bei denen positive Differenzen dAMB auftraten (gestrichelt) und bei denen zusätzlich auch dTD positiv war (durchgezogen); die Anzahlwerte wurden mit einem Faktor 20 multipliziert (Werte auf rechter Achse). Farbig unterlegte Bereiche: geographische Windrichtungen zum Flughafen BER im Allgemeinen (grau) sowie zum BER-Terminal (pink). Die Mittelung erfolgte über Windrichtungs-Intervalle von 20° (gleitende Mittel, Datenpunkte aller 5°). Es wurden nur Messwerte aus dem Zeitraum 6-22 Uhr einbezogen. Darstellung für die Zielstationen Mahlow, separat für die Jahre 2021 und 2022. Man beachte, dass nur die Windrichtungen Nord über Ost bis Süd dargestellt wurden. Quelle: Eigene Darstellung.

Es wurden für die jeweilige Zielstation alle Stunden ausgewählt, an denen simultane Messungen an dieser Station und an der Referenzstation stattfanden (zudem wurden nur Stunden aus dem Zeitraum 6-22 Uhr genutzt). Als Referenz für die Zielstation Mahlow diente der TROPOS-Trailer (der sich entweder in Eichwalde oder in Karolinenhof befand), als Referenz für die Zielstationen Eichwalde und Karolinenhof diente entsprechend Mahlow.

Abbildung 26: Eichwalde: dTD/dAMB aus Lee-Luv-Differenzen



Wie Abbildung 25 für Eichwalde und Karoinenhof. Man beachte, dass nur die Windrichtungen Süd über West bis Nord dargestellt wurden. Quelle: Eigene Darstellung.

Es wurde angenommen, dass es sich bei den an der Referenzstation gemessenen Konzentrationen um AMB_0 und TD_0 handelt, während an der Zielstation die Summen $dAMB+AMB_0$ sowie $dTD+TD_0$ gemessen wurden; bei allen genannten Messwerten handelt es sich jeweils um das Integral der Partikel-Anzahlgrößenverteilung (AMB: alle Partikel, TD: nicht-flüchtige Partikel) im Bereich 10-50 nm. Nun wurden für jede Stunde die Differenzen dAMB sowie dTD berechnet. Dies geschah generell für jede Windrichtung (diese wurden an der meteorologischen Station des Flughafens BER gemessen). Es wurden aber für jede Zielstation nur die Stunden ausgewählt, an denen sich sowohl für dAMB als auch für dTD positive Werte ergaben. Sofern sich die Hintergrund-Konzentrationen an beiden Stationen nicht unterschieden, sollte dies immer dann der Fall sein, wenn sich die Referenzstation windaufwärts und die Zielstation windabwärts einer lokalen Partikel-Emissionsquelle (nicht zwingend des Flughafens) befand. Erwartungsgemäß traten diese Fälle in Mahlow im Wesentlichen nur bei östlichen Winden auf, in Eichwalde und Karolinenhof nur bei westlichen Winden. Deshalb umfassen die in Abbildung 25 (Mahlow) gezeigten Diagramme nur den Winkelbereich 0-180°, die in Abbildung 26 (Eichwalde und Karolinenhof) gezeigten Diagramme nur den Winkelbereich 180-360°.

Für die ausgewählten Stunden wurden die Verhältnisse dTD/dAMB berechnet. Nun erfolgte eine Aufteilung dieser Stunden in Windrichtungs-Intervalle. Es wurde mit Intervallbreiten von 20° gerechnet (als gleitendes Mittel, es entstand ein Datenpunkt aller 5°). Innerhalb dieser Intervalle erfolgte nun eine Mittelung sämtlicher Werte. Die Ergebnisse sind in Abbildung 25 (Mahlow) und Abbildung 26 (Eichwalde und Karolinenhof) dargestellt: Für die Verhältnisse dTD/dAMB sind der Medianwert (grüne fette Linie) sowie das 25 %- und 75 %-Perzentil dargestellt, für die Konzentrationsdifferenzen dTD und dAMB nur die Mittelwerte (gemittelt wurde über die Logarithmen der Werte. Die Zahlenwerte der Konzentrationsdifferenzen sind auf der rechten Achse dargestellt). Die gelben Linien in den Abbildungen geben an, wie viele Fälle mit positiver Differenz dAMB (gestrichelte gelbe Linie) sowie zusätzlich mit positiver Differenz dTD auftraten (durchgezogene gelbe Linie, nur diese Fälle wurden verwendet). Wenn die gestrichelte Linie deutlich über der durchgezogenen Linie liegt, bedeutet dies, dass bei diesen Windrichtungen offenbar auch häufig stärkere Variationen des Hintergrunds auftraten und deshalb in vielen Fällen zwar die Konzentration aller Partikel an der Zielstation höher lag als an der Referenzstation, dass sich die Konzentration nicht-flüchtiger Partikel aber gleichzeitig verringerte.

In Abbildung 25 und Abbildung 26 lässt bei Betrachtung der Werte von dAMB bzw. dTD (blau und rot, Konzentrationswerte auf rechter Achse) deutlich ein Flughafen-Peak erkennen, der ungefähr mit dem geographisch erwarteten Windrichtungsbereich übereinstimmt (grau unterlegte Bereiche bezeichnen die geographischen Windrichtungen zum Flughafen BER im Allgemeinen, pink unterlegte Bereiche speziell die Richtung zum BER-Terminal). Die Windrichtungen wurden an der meteorologischen Station des BER gemessen, die sichtbaren Verschiebungen des Flughafen-Peaks von den geographisch erwarteten Richtungen (vor allem in Karolinenhof) erklären sich durch lokale Abweichungen der Windrichtungen.

Die Absolutwerte von dAMB bzw. dTD unterscheiden sich zwischen den beiden Jahren durchaus signifikant, was aber eine Folge der begrenzten Messzeit (nur wenige Wochen) ist, so tragen zum Beispiel in Mahlow 2021 nur etwa 20 Stunden zu jedem Datenpunkt im Bereich des Flughafen-Peaks bei (gelbe Linien; die Anzahl Stunden sind ebenfalls auf der rechten Achse eingetragen; man beachte, dass die Werte mit einem Faktor 20 multipliziert wurden). Trotz der Unterschiede in den Absolutwerten von dAMB bzw. dTD 10-50 nm sind die resultierenden Verhältnisse dTD/dAMB im Bereich des Flughafen-Peaks eher konsistent: In Mahlow und Karolinenhof ergeben sich hier Verhältnisse im Bereich 20-30 %. Die Ergebnisse von Eichwalde

sind etwas schwieriger zu interpretieren, hier spielten wahrscheinlich auch Variationen des Hintergrunds eine Rolle (besonders im Jahr 2022 trat häufiger der oben beschriebene Fall ein, dass im Bereich des Flughafen-Peaks dAMB zwar positiv, dTD aber negativ war.

Aus den Lee-Luv-Vergleichen ergibt sich damit den Befund, dass der Anteil nichtflüchtiger Partikel an allen Flughafen-Partikeln typischerweise im Bereich 20-30 % liegt. Dies steht im Einklang mit der im Abschnitt 2.6.1 getroffenen und im Abschnitt 2.6.2 bestätigten Feststellung, dass sich die Untergrenze dieses Anteils typischerweise im Bereich von 20 %, und die Obergrenze unterhalb von 50 % befinden sollte. Der Bereich wird somit weiter eingeengt. Wie schon im Abschnitt 2.6.1 dargelegt, gilt dieser Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln von etwa 20-30% für Flughafen-Partikel mit Durchmesser größer als 10 nm ohne bestimmte Obergrenze (weil die für den Lee-Luv-Vergleich genutzte Obergrenze oberhalb von 40 nm liegt und somit praktisch alle Flughafen-Partikel erfasst wurden).

2.7 Stationäre Messungen von weiteren Messgrößen (TROPOS & TU Berlin)

2.7.1 Übersicht

An den TROPOS-Messstationen in Reinickendorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof wurden, parallel zu den Partikel-Anzahlmessungen, noch die folgenden Größen gemessen:

- Spurengase: Stickstoffoxide (NO_x), Ozon (O_3), Kohlenmonoxid (CO). Nur in Eichwalde und Karolinenhof, gemessen durch die TU Berlin. Genutzt wurden Geräte der Firma Horiba; die Mesprinzipien waren Chemilumineszenz (NO_x), UV-Absorption (O_3) und IR-Absorption (CO).
- Ruß (schwarzer Kohlenstoff, *equivalent Black Carbon mass concentration*, eBC), gemessen mittels eines sogenannten Multiwinkel-Absorptionsphotometer (Multi-Angle Absorption Photometer, MAAP).
- Kohlendioxid (CO_2). Nicht in Reinickendorf, in Mahlow erst ab 15. September 2021.
- APS: Partikel-Anzahlgrößenverteilung im Bereich 583 nm-20 µm (praktisch wurden jedoch oberhalb eines Partikeldurchmessers von etwa 8 µm stets Konzentrationen von Null gemessen). Nur in Eichwalde und Karolinenhof, gemessen mittels eines Aerodynamischen Partikel-Spektrometers (*Aerodynamic Particle Sizer*, APS). APS-Messungen dienen der Bestimmung der Feinstaub-Massekonzentration (PM_{10} und $PM_{2,5}$). In Mahlow werden PM_{10} und $PM_{2,5}$-Daten stattdessen durch das LfU Brandenburg an deren permanenter Messstation ermittelt; die TROPOS-Station befand sich direkt daneben.

Zur NO_x-Messung ist zu beachten, dass hierzu Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) zählen. Bei Emissionen wird primär überwiegend NO erzeugt, dieses oxidiert aber sehr schnell zu NO_2. Es ist deshalb üblich, Massekonzentrationen von NO_x quantitativ als Massekonzentrationen von NO_2 anzugeben, unter der Annahme, dass das komplette vorhandene NO_x zu NO_2 umgewandelt wurde. Die üblicherweise (und auch hier) eingesetzte Chemilumineszenz-Methode liefert gerade diesen Wert: zunächst wird vorhandenes NO_2 reduziert, d. h. das komplette NO_x liegt nun als NO vor. Anschließend wird NO durch Zugabe von Ozon komplett zu NO_2 oxidiert, bei dieser Reaktion kommt es zur Chemilumineszenz.

Gemeinsam war bei den Ergebnissen aller genannten Messungen, dass KEINE erhöhten Konzentrationen bei Wind aus Richtung Flughafen festgestellt wurden. Deshalb sollen diese Messungen hier nicht ausführlich behandelt werden. Es traten typische tageszeitliche Variationen auf, sowie teilweise auch Variationen in Abhängigkeit von der Windrichtung. Im Fall von Ruß, CO_2 und den APS-Messungen traten erhöhte Konzentrationen bei östlichen bis

südlichen Winden auf, die (wie auch bei den Partikel-Anzahlmessungen bei Partikeln größer als etwa 50 nm, siehe Abschnitt 2.2.1) als Ferntransport-Einfluss interpretiert werden können. Im Fall von NO_2 traten leicht erhöhte Konzentrationen in Eichwalde bei südwestlichen Winden, in Karolinenhof eher bei südlichen Winden auf. Die NO_2- und O_3-Stundenmittelwerte in Eichwalde und Karolinenhof wurden mit gleichzeitig gemessenen Konzentrationen im Berliner Luftgütemessnetz (BLUME, https://luftdaten.berlin.de) verglichen: die NO_2-Konzentrationen waren vergleichbar mit den Konzentrationen an anderen Stadtrand-Stationen, aber deutlich niedriger als in der Berliner Innenstadt. O_3-Konzentrationen an verschiedenen Standorten sind insgesamt sehr ähnlich und zeigen ein regional einheitliches Muster. Bei den NO_2- und CO-Messungen traten gelegentlich treten erhöhte Konzentrationen auf, die vermutlich aus lokalen Quellen stammen. In Eichwalde war dieses Verhalten nur an wenigen Tagen zu erkennen, in Karolinenhof tritt es insbesondere ab der zweiten Septemberhälfte gehäuft auf. Auch hier bestand kein offensichtlicher Bezug zum Flughafen BER.

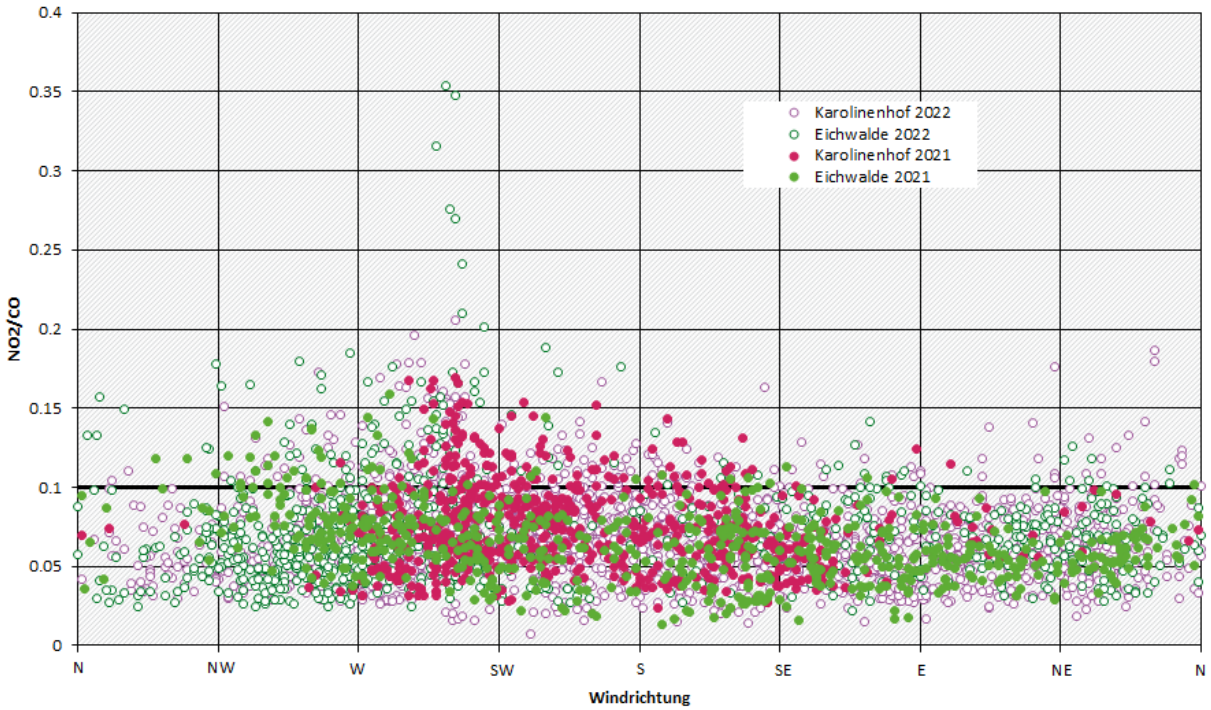
Dass bei Flughafenwind keine erhöhten NO_2-Werte auftraten, entspricht auch den Modellergebnissen, siehe Abschnitt 9.2: Es wurde der Flughafen-Beitrag zu NO_x modelliert. Direkt am östlichen Ende der Nordbahn des BER (dem Standort der meteorologischen Station des BER) ergab sich ein signifikanter Flughafen-Beitrag nicht nur bei Flughafen-Wind, sondern auch bei anderen Windrichtungen (für die Partikel-Anzahlkonzentrationen hingegen erwarteten die Modelle nur signifikante Beiträge bei Flughafen-Wind, siehe ebenfalls Abschnitt 9.2). Bei anderen Windrichtungen wird der Flughafen-Beitrag zu NO_x vor allem durch Starts und Steigflüge verursacht, die für NO_x nicht vernachlässigbar sind. Deshalb war der Flughafen-Beitrag nahe der meteorologischen Station bei Flughafen-Wind dem Modell zufolge nur etwa doppelt so hoch wie bei Wind aus der anderen Richtung. Dies glich sich zudem dadurch aus, dass bei Flughafen-Wind der Straßenverkehrs-Beitrag zu NO_x deutlich geringer war als bei anderen Windrichtungen, da sich die nächsten Straßen erst in mehreren Kilometern Entfernung auf der anderen Seite des Flughafens befinden (luftseitiger Kfz-Verkehr sowie landseitiger Kfz-Verkehr vom und zum Terminal wurde in den Modellen nicht zum Straßenverkehrs-, sondern zum Flughafen-Beitrag hinzugezählt). In der Summe wurden deshalb am Ende der Startbahn die höchsten NO_x-Konzentrationen nicht bei Wind aus Richtung Flughafen-Terminal, sondern bei Wind aus Süden (und damit aus Richtung der Autobahn A113) erwartet und auch beobachtet.

2.7.2 NO_2/CO-Konzentrationsverhältnis

In einem interessanten Detail ergab sich aber doch ein Flughafen-Bezug. Abbildung 27 zeigt das NO_2/CO-Konzentrationsverhältnis als Funktion der Windrichtung, sowohl für Eichwalde als auch für Karolinenhof, jeweils für die Jahre 2021 und 2022. NO_2/CO-Verhältnisse über 0,2 traten insgesamt 9-mal auf (8-mal in Eichwalde 2022, einmal in Karolinenhof 2022), und dies (mit einer Ausnahme bei 230°) ausschließlich in einem sehr engen Winkelbereich von 237-245°, also etwa der Richtung zum BER[1]. Auch bei etwas niedrigeren Verhältnissen ist zumindest noch eine Häufung im Flughafen-Winkelbereich auffällig: NO_2/CO-Verhältnisse über 0,1 traten zwar prinzipiell bei allen Windrichtungen auf, sie häufen sich aber etwa im Bereich 225-270° (Südwest-West). NO_2 für sich allein zeigte keine auffallende erhöhten Werte speziell in dieser Windrichtung, dieses Verhalten muss somit auf relativ niedrige CO-Werte zeitgleich mit relativ hohen NO_2-Werten zurückzuführen sein.

[1] Geographisch liegt das BER-Gelände von Eichwalde aus gesehen etwas weiter nördlich (251-283°). Der Bereich 237-245° quert auch nicht die Haupt-Einflugschneise, diese verläuft knapp nördlich am Standort Eichwalde vorbei. Deutlich erhöhte Partikel-Anzahlkonzentrationen wurden aber vor allem im Bereich 235-275° beobachtet, was den Bereich für NO_2/CO>0,2 (237-245°) beinhaltet. Die Windrichtungen wurden an der Wetterstation des BER gemessen, die tatsächlichen Anströmrichtungen der Luftmassen unterscheiden sich offenbar davon. Dies gilt auch für Karolinenhof: geographisch liegt der Flughafen BER im Bereich 244-270°, der Bereich mit erhöhten Partikel-Anzahlkonzentrationen lag jedoch zwischen 225° und 255°.

Abbildung 27: Verhältnis NO_2/CO in Abhängigkeit von der Windrichtung



NO_2/CO-Verhältnis als Funktion der Windrichtung, in Eichwalde und Karolinenhof. Quelle: Eigene Darstellung.

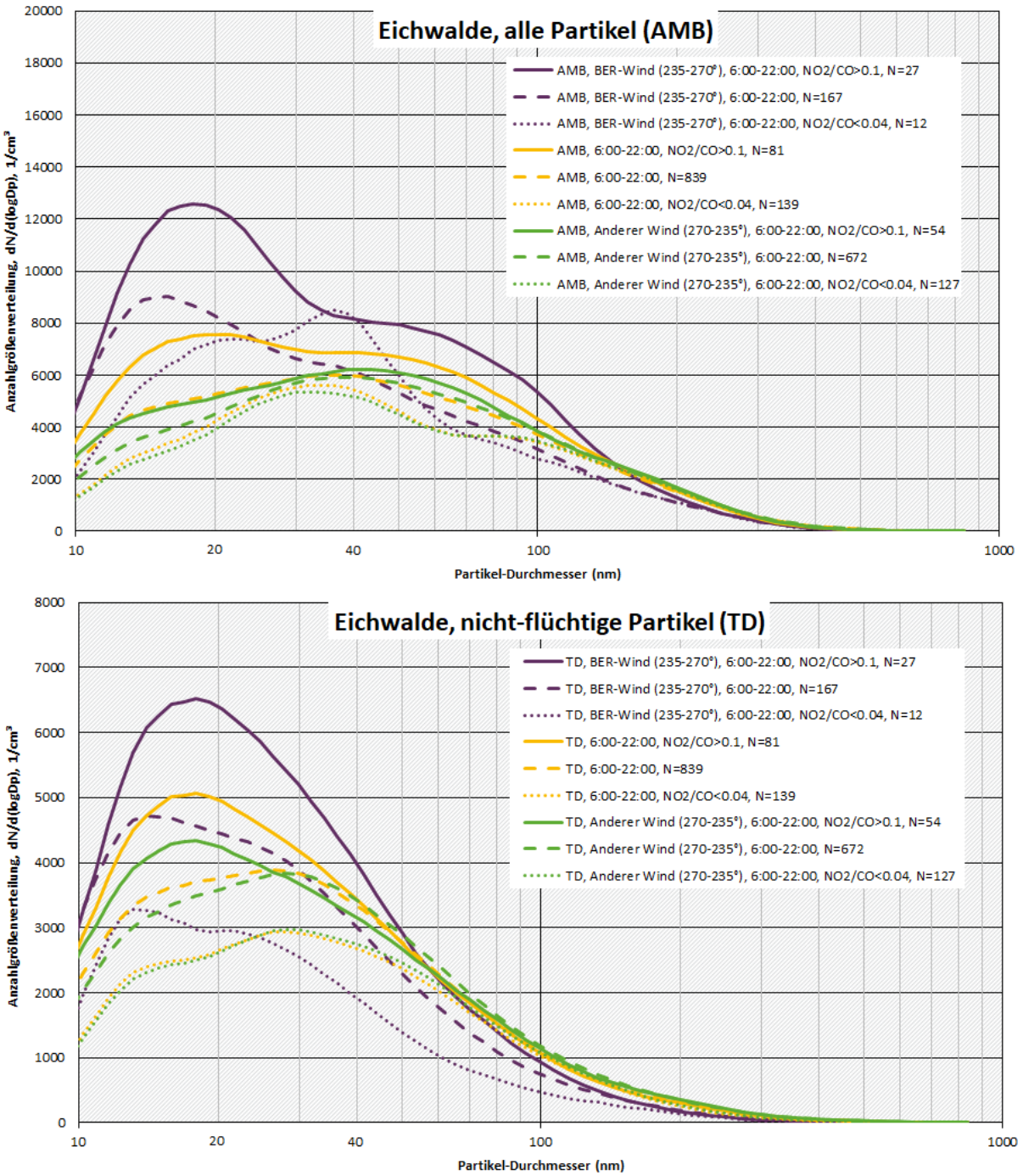
Daraus ergibt sich die Idee, das NO_2/CO-Verhältnis als eine Kenngröße für Luftverkehrs-Emissionen zu nutzen. Im Abschnitt 2.4 wurde gezeigt, dass sich die Partikel-Größenverteilungen bei Flughafen-Wind auffällig von den Verteilungen bei anderen Windrichtungen unterscheiden. Abbildung 28 (Eichwalde) und Abbildung 29 (Karolinenhof) wiederholen diese Analysen und zeigen mittlere Partikel-Größenverteilungen, hier wurden die Messungen allerdings vor der Mittelung nicht nur nach der Windrichtung gefiltert, sondern außerdem oder überhaupt nur nach dem NO_2/CO-Verhältnis. Es wurden auch hier nur Messungen aus dem Zeitraum 6-22 Uhr Ortszeit, also zu Zeiten mit hohem Flugbetrieb, in die Mittelungen einbezogen.

Aus Abbildung 28 und Abbildung 29 ergibt sich Folgendes: Bei der Auswahl aller Messungen bei Flughafen-Wind ohne Rücksicht auf das NO_2/CO-Verhältnis (gestrichelte lila Linie) und bei der Auswahl aller Messungen bei einem NO_2/CO-Verhältnis größer als 0,1 ohne Rücksicht auf die Windrichtung (fette dunkelgelbe Linie) ergeben sich etwa ähnliche mittlere Partikel-Anzahlgrößenverteilungen. Wenn man beide Indikatoren kombiniert (Wind aus Richtung Flughafen und $NO_2/CO>0,1$, fette lila Linien), ergeben sich im Bereich 10-40 nm (in dem ein deutlicher Flughafen-Einfluss vorliegt, siehe Abschnitt 2.4) besonders hohe Konzentrationen. Dies gilt für beide Stationen (in Karolinenhof ist der Effekt besonders deutlich) und sowohl für alle Partikel (AMB) als auch für nicht-flüchtige Partikel (TD; in Karolinenhof endet der Bereich besonders hoher Konzentrationen hier schon bei etwa 30 nm).

Wählt man Messungen aus, bei denen der Wind aus anderen Richtungen kam und trotzdem ein NO_2/CO-Verhältnis > 0,1 vorlag (fette grüne Linien), liegen die mittleren Konzentrationen nur noch geringfügig über denen, die sich bei allgemeiner Auswahl aller Messungen bei anderen Windrichtungen ergeben (gestrichelte grüne Linien). D. h. $NO_2/CO>0,1$ bedeutet nicht zwingend, dass das betreffende Luftpaket auch stark mit Partikeln belastet ist (Anm.: „Andere Windrichtungen“ sind hier einfach alle Nicht-Flughafen-Windrichtungen; da für $NO_2/CO>0,1$ nur

wenige Messwerte bei Nicht-Flughafen-Windrichtungen vorlagen, wurde kein Abstand gelassen wie bei den Analysen in Abschnitt 2.4).

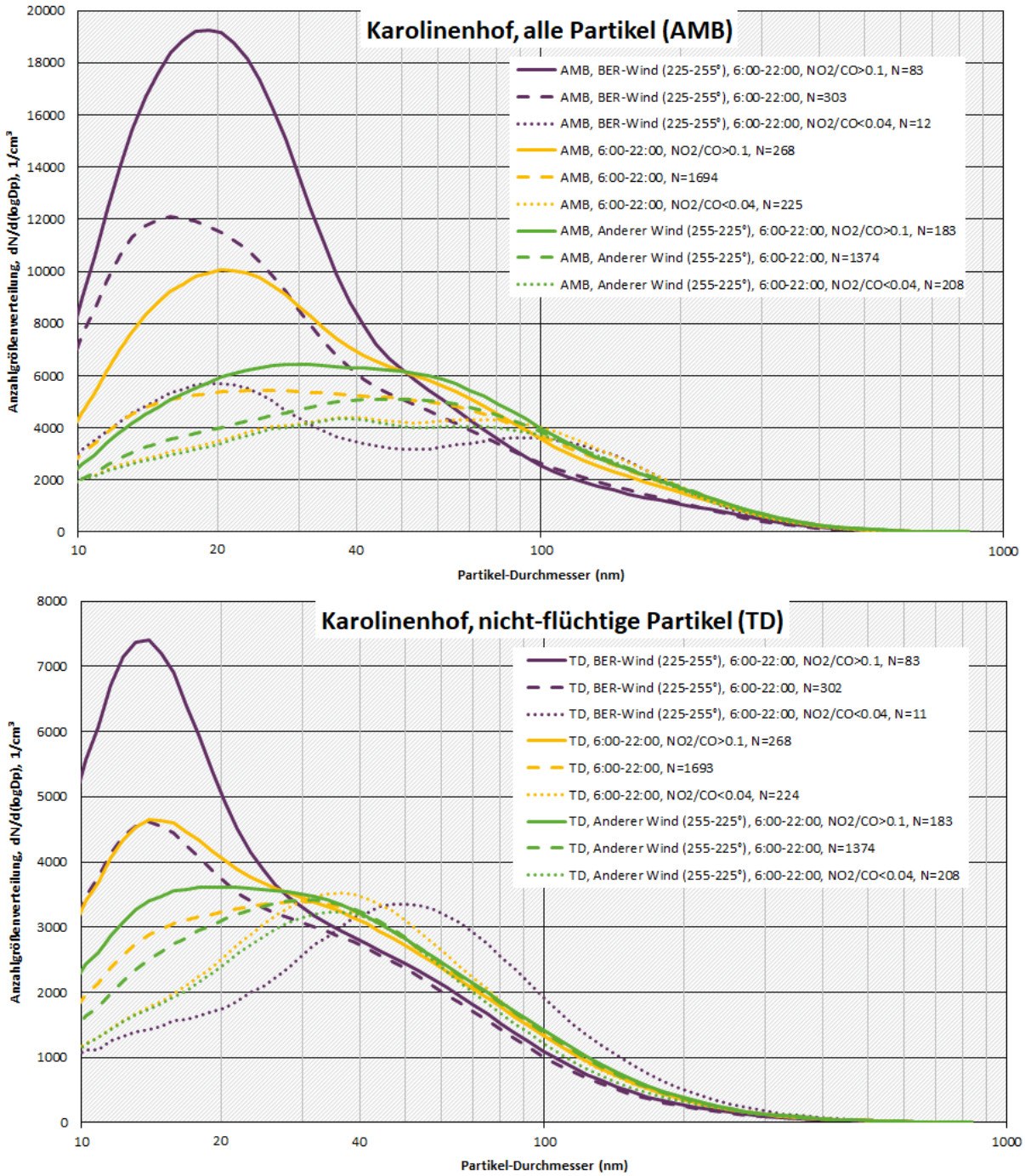
Abbildung 28: Eichwalde: Größenverteilungen bei verschiedenen NO_2/CO-Verhältnissen



Mittlere Partikel-Anzahlgrößenverteilungen in Eichwalde, sowohl für alle Partikel (AMB, oben) als auch für nicht-flüchtige Partikel (TD, unten). Vor der Mittelung wurden die Messungen der Anzahlgrößenverteilung wie folgt sortiert: Lila: Wind aus Richtung Flughafen BER (zur Windrichtungs-Auswahl siehe Abschnitt 2.5.2). Dunkelgelb: Alle Windrichtungen. Grün: Andere Windrichtungen (d.h. alle Nicht-Flughafen-Windrichtungen, es wurde kein Abstand gelassen wie bei den Analysen in Abschnitt 2.4). Fette Linien: NO_2/CO > 0,1. Gestrichelte Linien: Alle Verhältnisse. Gepunktete Linien: NO_2/CO < 0,04. Die Legende enthält eine Information, wie viele Messungen (Stundenmittel) zu den jeweiligen mittleren Verteilungen beitrugen. Quelle: Eigene Darstellung.

Der umgekehrte Fall – ein Luftpaket kam aus Richtung Flughafen, aber wies trotzdem besonders niedrige NO_2/CO-Verhältnisse auf - kam vergleichsweise selten vor: In Abbildung 28 wurde der Fall NO_2/CO<0,04 untersucht, bei Flughafenwind trugen nur 11-12 Stundenmittel zu den mittleren Verteilungen bei. Hier ist die Situation nicht eindeutig, ob diese Luftpakete stärker oder schwächer mit Luftverkehrs-Partikeln belastet sind als Luftpakete, bei denen man aufgrund der Windrichtung keine erhöhte Belastung erwartet hätte (entweder Luft aus anderen Windrichtungen im Allgemeinen, oder speziell Luftpakete aus anderen Windrichtungen mit NO_2/CO<0,04).

Abbildung 29: Karolinenhof: Größenverteilungen bei verschiedenen NO_2/CO-Verhältnissen



Wie Abbildung 28 für Karolinenhof. Quelle: Eigene Darstellung.

Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass ein hohes NO_2/CO-Verhältnis für sich allein zwar keinen eindeutigen Indikator für Luftverkehrs-Emissionen bildet: Verhältnisse größer als 0,1 wurden auch bei Luftmassen festgestellt, die nicht aus Richtung des Flughafens kamen und keine auffallend erhöhten Partikel-Anzahlkonzentrationen zeigten. Die Kombination aus den beiden Indikatoren - NO_2/CO>0,1 und passende Windrichtung - ist jedoch typisch für überdurchschnittlich stark belastete Luftmassen, und besonders hohe NO_2/CO-Verhältnisse (>0,2) wurden tatsächlich nur bei Flughafen-Wind beobachtet (traten aber sehr selten auf).

In Abschnitt 2.6.2 wird der Zusammenhang zwischen dem NO_2/CO-Verhältnis und dem relativen Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln untersucht.

3 Mobile Messungen (Kfz & Fahrrad, TU Braunschweig)

3.1 Methoden

Das Institut für Geoökologie der TU Braunschweig führte m Herbst 2021 sowie im Sommer/Herbst 2022 mobile Messungen mittels Kfz und Lastenfahrrad durch. Die Fahrtrouten lagen östlich des Flughafens BER. Beide Kampagnen fanden in Zeiträumen statt, in denen der TROPOS-Trailer ebenfalls östlich des BER im Einsatz war (siehe Abschnitt 1.2.2). Die Ergebnisse der Kfz-Messungen wurden bereits publiziert (Gerling & Weber, 2023a).

Die Messungen wurden mit Hilfe eines modularen Messsystems durchgeführt, das zwischen den Plattformen Kfz und Fahrrad mit überschaubarem Aufwand ausgetauscht werden konnte. Tabelle 4 listet die verwendeten Messinstrumente und die resultierenden Messgrößen Partikelmassenkonzentrationen (PM) wurde dabei aus der gemessenen Partikelgrößenverteilung über das Partikelvolumen und unter der Annahme einer konstanten Dichte (1,2 g/cm^3) angenähert. Die Darstellung der Ergebnisse wird auf $PM_{2,5}$ begrenzt.

Tabelle 4: Mobile Messungen: Spezifikation der Messgeräte und Messgrößen

Messgerät	Messgröße	Zeitl. Auflösung	Spezifikation
TSI CPC 3007	Gesamtpartikelanzahlkonzentration (TNC)	1 s	Partikel-Durchmesser > 10 nm
TSI OPS 3330	Partikelgrößenverteilung/ Partikelmassenkonzentration (PM)	1 s	Partikel-Durchmesser 0,3 µm – 10 µm
MicroAeth AE51	Äquivalente schwarze Kohlenstoffkonzentration (eBC)	60 s	mit portablen Aerosoltrockner
Licor 840A	Kohlendioxidkonzentration (CO_2)	1 s	

Die Messinstrumente wurden zusammen mit einer Stromversorgung in einer Aluminiumbox installiert. Die Probenahme erfolgte über eine gemeinsame Luftansaugung (Rohr aus rostfreiem Edelstahl mit 6,8 mm Innendurchmesser). Bei den Kfz-Messungen wurde die Box so platziert, dass der Lufteinlass oberhalb des Autodaches auf etwa 1,95 m Höhe über Grund über eine gemeinsame Probenahmeleitung erfolgen konnte. Bei den Fahrrad-Messungen wurde die Box im Anhänger des E-Lastenrads platziert, die Probenahme erfolgte auf einer Höhe von 1,5 m über Grund. Die Messroute wurde mittels GPS (Garmin GPS 66st) zur Geocodierung und Kamera zur nachträglichen Identifizierung etwaiger lokaler Einflüsse aufgezeichnet.

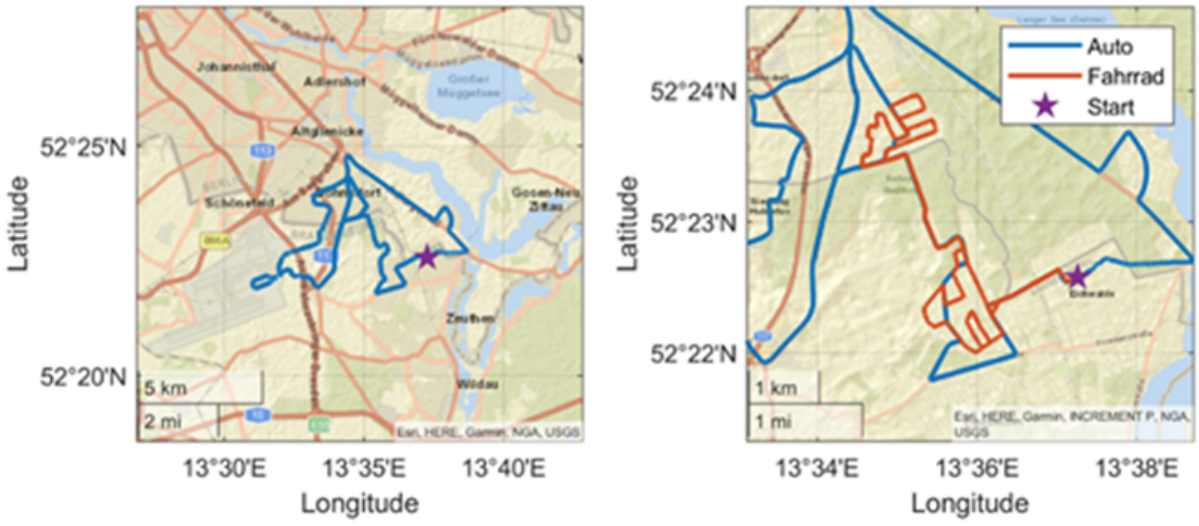
Die Messungen erfolgten an niederschlagsfreien Tagen, für die West- bzw. Südwestwind mit mäßigen Windgeschwindigkeiten (ca. < 5 m/s) vorhergesagt wurden. In der Praxis trat dies zumeist auch ein, an einigen Messtagen traten nordwestliche Winde auf, und bei einigen Fahrrad-Messungen sogar Winde aus Südsüdosten (womit sich die Fahrtroute nicht mehr in der Abluftfahne des BER befand). Insgesamt wurden 17 Kfz-Messfahrten (an acht Messtagen) und 21 Fahrrad-Messfahrten (an sieben Messtagen) durchgeführt. Die Kfz-Messungen des Jahres 2021 fanden im Herbst (17.10.-06.11.2021) bei Lufttemperaturen zwischen 8 und 16°C und relativer Feuchte zwischen 50 und 90 % statt, während die Kfz-Messungen des Jahres 2022 im Sommer (12.-15.07.2022) bei Lufttemperaturen zwischen 16 und 29°C und relativer Feuchte zwischen 28 und 58 % durchgeführt wurden. Die Fahrradmessungen fanden in beiden Jahren im Herbst statt (30.09.-16.10.2021 und 14.-29.09.2022), und die Wetterbedingungen unterschieden

sich kaum: Die durchschnittliche Temperatur lag bei 14,0°C (2021) und 14,7°C (2022), die durchschnittliche relative Feuchte bei 66 % (2021) und 71 % (2022).

Die Dauer der Messfahrt wurde auf etwa zwei Stunden begrenzt, da bei längeren Messfahrten neben der räumlichen Variabilität auch eine Beeinflussung der Messung durch sich verändernde meteorologische Bedingungen und anthropogene Aktivität zu erwarten ist. Die Messstrecke der Kfz-Messungen betrug etwa 38 km, womit eine Fläche mit einer maximalen Ausdehnung von knapp 6 km in Nord-Süd- und 9 km in Ost-West-Richtung abgedeckt wurde (Abbildung 30). Die Abluftfahne des Flughafens BER wurde mehrfach in unterschiedlichen Abständen zum Flughafen gekreuzt. Als maximale Fahrtgeschwindigkeit wurden 30 km/h angestrebt. Die Streckenlänge der Fahrrad-Messungen betrug etwa 20 km. Die Route führte vor allem durch Wohnstraßen mit geringem Kfz-Verkehr in Bohnsdorf und Schulzendorf (Abbildung 30) und kreuzte damit auch die BER-Abluftfahne. Da eine Beeinflussung der Messtechnik durch Erschütterungen nicht ausgeschlossen werden konnte, mussten Straßen mit starken Unebenheiten aus der Routenplanung ausgeschlossen werden. Außerdem musste die Messstrecke durch Straßensperrungen und Baustellen kurzfristig angepasst werden.

Als Start- und Endpunkt, sowie als Basislager, diente die Humboldt-Grundschule in Eichwalde, die zeitweilig auch Standort des TROPOS-Trailers war. Die Routen wurden so geplant, dass die Messstation des BER in Bohnsdorf und (nur bei den Kfz-Messungen) auch der andere TROPOS-Trailer-Standort in Karolinenhof angefahren wurde (siehe Abbildung 32 für die genaue Lage). Somit konnte die lokale Variabilität der Partikel-Anzahlkonzentration im Umfeld aller drei Mess-Standorte untersucht werden. Zu Vergleichszwecken erfolgten an mehreren Messtagen zudem für jeweils etwa eine Stunde Vergleichsmessungen im TROPOS-Trailer.

Abbildung 30: Mobile Messungen: Routen für Kfz und Lastenfahrrad



Routen der mobilen Messungen. Links: Gesamte Kfz-Route. Rechts. Vergrößerte Ansicht der Umgebung von Eichwalde, mit Kfz- und Lastenfahrrad-Route. Abbildung aus Gerling & Weber (2023a).

Die gemessenen Luftschadstoffkonzentrationen aus beiden Messansätzen wurden optisch überprüft und verschiedenen Bearbeitungen unterzogen, um Offsets und Ausreißer zu eliminieren. Hierzu gehörten typische Konzentrationspeaks für TNC, CO_2 und eBC, die zu den Zeitpunkten festgestellt wurden, in denen sich das Messfahrzeug hinter beschleunigenden Fahrzeugen befunden hatte . Für $PM_{2,5}$ wurden kurzfristige Konzentrationserhöhungen durch Aufwirbelung von Staub und Nicht-Verkehrsemissionen festgestellt.

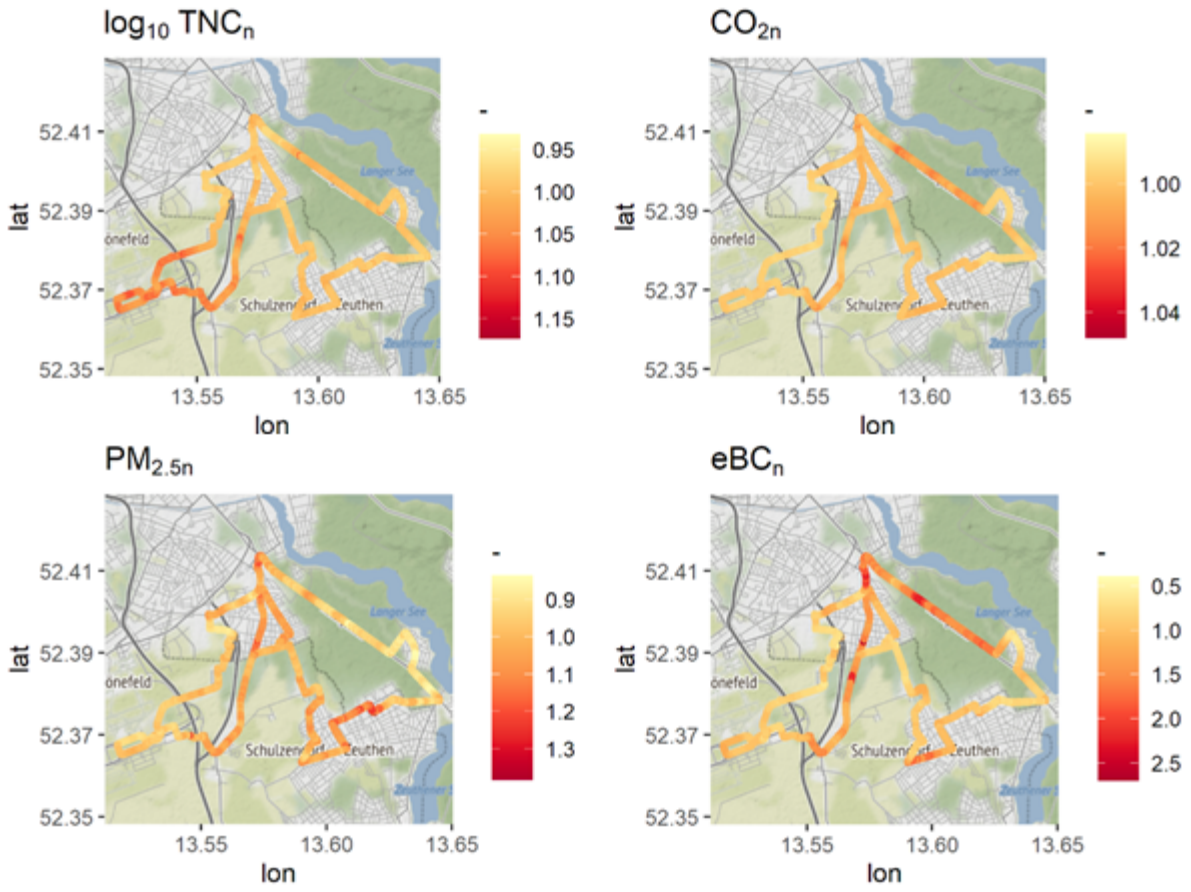
Um die durch einzelne vorbeifahrende Autos oder auch durch andere Ursachen verursachten Kurzzeit-Peaks zu eliminieren, wurde für die TNC-, PM- und CO_2-Messreihen die von Choi et al. (2012) vorgeschlagenen Methode genutzt: Für jeden Messzeitpunkt wurde das 25 %-Perzentil für einen Zeitraum von ±15 s um den entsprechenden Zeitpunkt ermittelt. Diese Werte wurden nun (anstelle der eigentlichen Messwerte für die jeweiligen Zeitpunkte) für die Analysen der übergeordneten räumlichen Verteilung der Luftschadstoffkonzentrationen verwendet. Bei den eBC-Messungen wurde dieses Verfahren nicht angewendet, da die Zeitauflösung nur eine Minute betrug, hier wurden die minütlich gemessenen Konzentrationen unverändert verwendet.

Um die Vergleichbarkeit zwischen den Messdurchläufen zu verbessern, wurde danach eine Konzentrationsnormierung durchgeführt: Die Konzentrationen wurden durch den Median aller Werte der jeweiligen Messfahrt dividiert. Zur Feststellung von Bereichen mit systematisch erhöhten bzw. verminderten Konzentrationen wurde eine Aggregierung durchgeführt: Innerhalb eines festen Umkreises um jeden Messpunkt (Kfz-Messungen: 20 m, Fahrrad-Messungen: 10 m) wurde der Median der normierten Konzentrationen über alle Messfahrten bestimmt (bei einigen Analysen erfolgten zusätzliche Filterungen, zum Beispiel nach der herrschenden Windrichtung).

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Mobile Messungen per Kfz

Abbildung 31: Kfz-Messungen: Räumliche Luftschadstoffverteilung

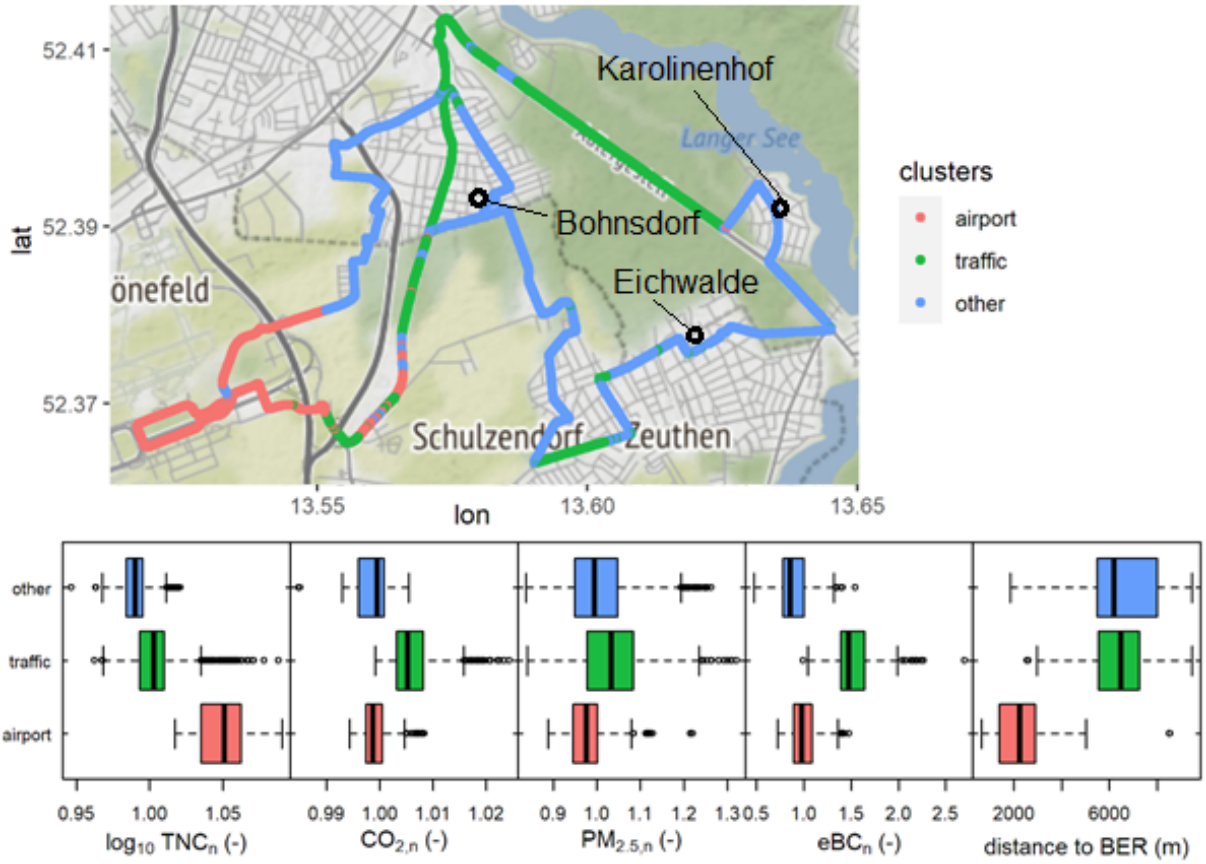


Über alle Kfz-Messfahrten aggregierte normierte, Luftschadstoffkonzentrationen. Oben links: Partikelanzahl (*Total Number Concentration*, TNC. Normiert wurde der dekadische Logarithmus). Oben rechts: CO_2. Unten links: $PM_{2,5}$. Unten rechts: Ruß (*equivalent Black Carbon mass concentration*, eBC). Abbildung aus Gerling & Weber (2023a).

Abbildung 31 zeigt die über alle 17 Mesfahrten aggregierten, normierten Konzentrationen entlang der Fahrtrouten (bei der totalen Partikelanzahl TNC wurde der dekadische Logarithmus der Konzentrationen normiert). Der Flughafen BER befindet sich jeweils am linken Kartenrand, man erkennt die im Bereich des Terminals gefahrene Wende. Bei der TNC (obere linke Karte) erkennt man in unmittelbarer Flughafen-Nähe erhöhte Werte; mit zunehmendem Abstand vom Flughafen nehmen die Werte ab (siehe Abbildung 34 für eine quantitative Analyse der Entfernungs-Abhängigkeit). Bei den anderen drei dargestellten aggregierten Messungen scheinen besonders hohe Werte in keiner Beziehung zum Flughafen zu stehen. Bei CO_2 und insbesondere eBC zeigt sich stattdessen eine Häufung erhöhter Werte vor allem entlang des Adlergestells (der geradeaus verlaufenden Hauptstraße durch den Wald zwischen Berlin-Grünau und Berlin-Schmöckwitz).

Abbildung 32 oben zeigt die Ergebnisse einer Clusteranalyse mit Hilfe des k-Means-Algorithmus. Anhand der aggregierten, normierten Luftschadstoffkonzentrationen konnten drei Cluster identifiziert werden. Abbildung 32 unten zeigt separate Boxplots für jeden der drei Cluster für die Luftschadstoffe TNC, CO_2, $PM_{2,5}$ und eBC (auf diesen 3 Schadstoffen beruht die Bestimmung der Cluster) sowie für die Entfernung zum BER (zur besseren Einordnung mit dargestellt).

Abbildung 32: Kfz-Messungen: Cluster und Boxplots



Oben: Räumliche Verteilung der Cluster Flughafen (*airport*, rot), Kfz-Verkehr (*traffic*, grün) und Andere (*other*, blau), basierend auf den aggregierten, normierten Luftschadstoffkonzentrationen. Die ULTRAFLEB-Messstandorte Bohnsdorf, Eichwalde und Karolinenhof sind markiert. Unten: Boxplots der aggregierten, normierte Luftschadstoffkonzentrationen (TNC, CO_2, $PM_{2,5}$, eBC) und des Abstands zum Flughafen BER, für diese drei Cluster. Abbildung aus Gerling & Weber (2023a).

Konkret wurden die folgenden drei Cluster ermittelt:

- Flughafen (*airport*): Dieses Cluster zeichnet sich generell durch erhöhte TNC-Werte und verminderte $PM_{2,5}$-Konzentrationen aus. Dieses Cluster trat insbesondere in der Nähe des Flughafens auf (bis etwa 5.000 m Abstand zum BER-Terminal). Deshalb ist anzunehmen, dass dieser Bereich besonders stark durch Emissionen des Flughafens dominiert ist.
- Kfz-Verkehr (*traffic*): Das zweite Cluster ist mit erhöhten CO_2- und eBC- sowie leicht erhöhten TNC-Werten assoziiert. Das Cluster findet sich vor allem entlang von Straßen mit erhöhten Verkehrsmengen. Es sollte sich hierbei also um Bereiche handeln, die insbesondere durch Straßenverkehrsemissionen beeinträchtigt sind.
- Andere (*other*): Das letzte Cluster ist generell durch verminderte TNC- und eBC-Konzentrationen geprägt, während $PM_{2,5}$-Konzentrationen ähnlich verteilt sind wie beim Verkehrscluster. Hierbei handelt es sich entsprechend um ein Cluster, das weder durch Flughafen- noch durch Straßenverkehrsemissionen dominiert ist. Dies betraf auch alle drei Standorte von ULTRAFLEB-Messstationen in diesem Bereich (Bohnsdorf, Eichwalde und Karolinenhof).

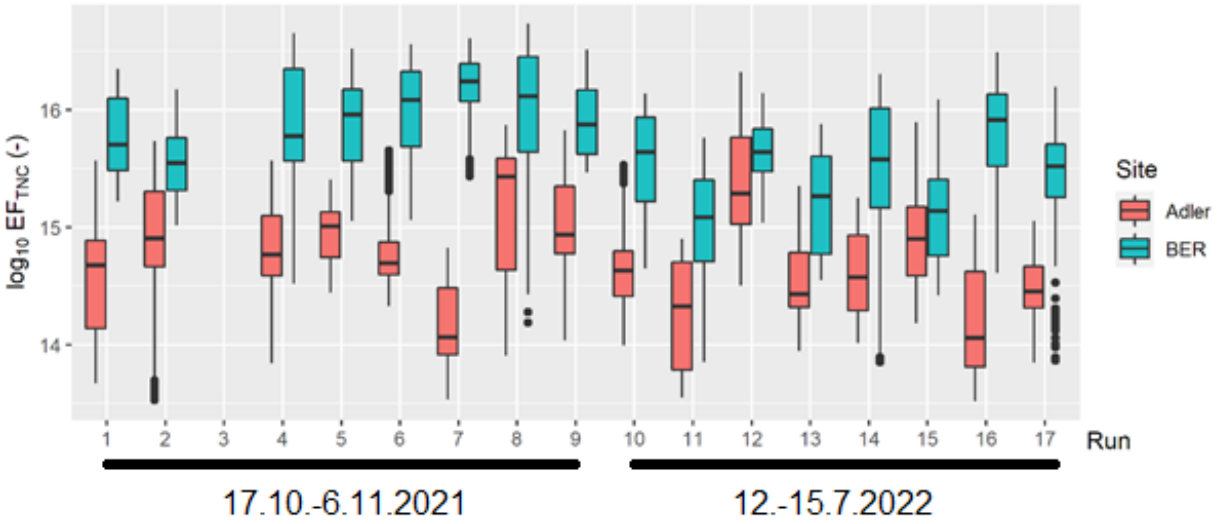
Es sei darauf hingewiesen, dass Ungenauigkeiten in der Trennschärfe zwischen den Clustern auftreten können, vor allem an den Übergangsbereichen zwischen den Clustern.

Da die Messungen des Jahres 2021 im Herbst und die Messungen des Jahres 2022 im Sommer stattfanden, konnten saisonale Veränderungen festgestellt werden. Hierbei zeigte sich, dass im Sommer 2022 die normierten TNC-Konzentrationen am Flughafen weniger stark erhöht waren als im Herbst 2021. Eine Unterscheidung zwischen Immissionen, die durch Flughafenemissionen geprägt sind und solchen, die für den Hintergrund in dem Untersuchungsgebiet repräsentativ sind, wurde damit erschwert.

Zur näheren Unterscheidung zwischen den Emissionen von Flugzeugen und Fahrzeugen wurden nach Shirmohammadi et al. (2017) effektive Emissionsfaktoren für die TNC bestimmt. Hierfür wurden die unbearbeiteten TNC- und CO_2-Messwerte verwendet (d. h. durch den unmittelbaren Beitrag von nahen Quellen verursachte Peaks, die ansonsten bei der im Abschnitt 3.1 beschriebenen Bearbeitung eliminiert wurden, sind hier noch enthalten, nur offensichtliche Messfehler wurden zuvor entfernt). Die Emissionsfaktoren wurden jeweils bestimmt für das Areal im nahen Umfeld zum Flughafen BER (westlich der Autobahn A113) und entlang der Straße Adlergestell. Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Messungen nahe des BER überwiegend durch Emissionen aus Flugzeugen dominiert sind, während die Messungen entlang der Straße Adlergestell vor allem durch Emissionen aus dem Straßenverkehr bestimmt sind.

Abbildung 33 zeigt Boxplots der ermittelten Emissionsfaktoren für die beiden Gebiete (hier *BER* und *Adler* genannt) für jede einzelne Messfahrt (1-17). Generell zeigt sich, dass die Emissionsfaktoren am BER sowohl für jede einzelne Messfahrt, als auch in der Gesamtbetrachtung höher sind als an der Straße Adlergestell. Die durchschnittlichen effektiven Emissionsfaktoren im Bereich *BER* entsprechen grob dem Achtfachen der Emissionsfaktoren für den Bereich *Adler*. Auffällig sind die Unterschiede zwischen den Messfahrten im Herbst 2021 und im Sommer 2022 für Flugzeugemissionen: Im Herbst 2021 wurden höhere Emissionsfaktoren ermittelt als im Sommer 2022. Zudem wurden im Jahr 2022 bei Messfahrten gegen Mittag (Fahrten 11, 13 und 15) geringere Emissionsfaktoren ermittelt als bei Messfahrten am Vormittag (alle anderen Fahrten des Jahres 2022). Mögliche Hintergründe für diese Unterschiede können durch die meteorologischen Verhältnisse begründet sein, die sich auf Nukleation und Wachstumsprozesse der Partikel auswirken.

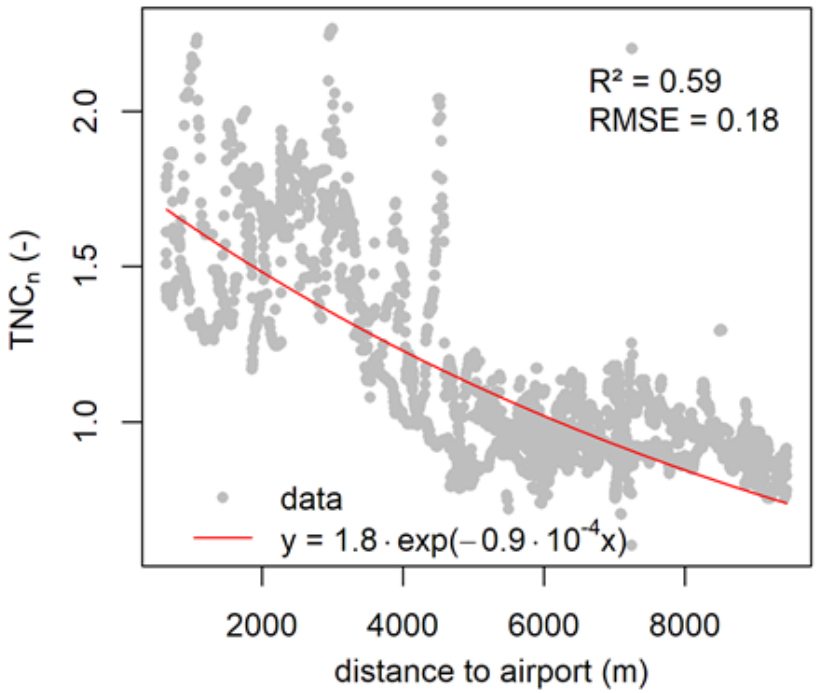
Abbildung 33: Kfz-Messungen: Boxplots der effektiven Emissionsfaktoren



Emissionsfaktoren für die Gesamtanzahlkonzentration (EF_{TNC}), ermittelt aus Messungen in der Nähe des Flughafens (*BER*, grün) und an der Straße Adlergestell (*Adler*, rot). Boxplots für jede einzelne Messfahrt (1-17); die Fahrten 1-9 fanden im Oktober und November 2021 statt, die Fahrten 10-17 im Juli 2022. Abbildung aus Gerling & Weber (2023a).

Es sei darauf hingewiesen, dass das hier verwendete Verfahren die Emissionsfaktoren direkt aus den Messdaten bestimmt; aerosoldynamische Prozesse und Partikeldeposition beim Transport von Aerosolen von der Emissionsquelle zum Messpunkt werden vernachlässigt. Das bedeutet, dass die hier präsentierten, effektiven Emissionsfaktoren von den tatsächlichen Emissionsfaktoren abweichen können. Die effektiven Emissionsfaktoren wurden hier als ein Mittel zur Erklärung der räumlichen Variabilität bestimmt.

Abbildung 34: Partikel-Anzahlkonzentration als Funktion der Entfernung zum BER-Terminal



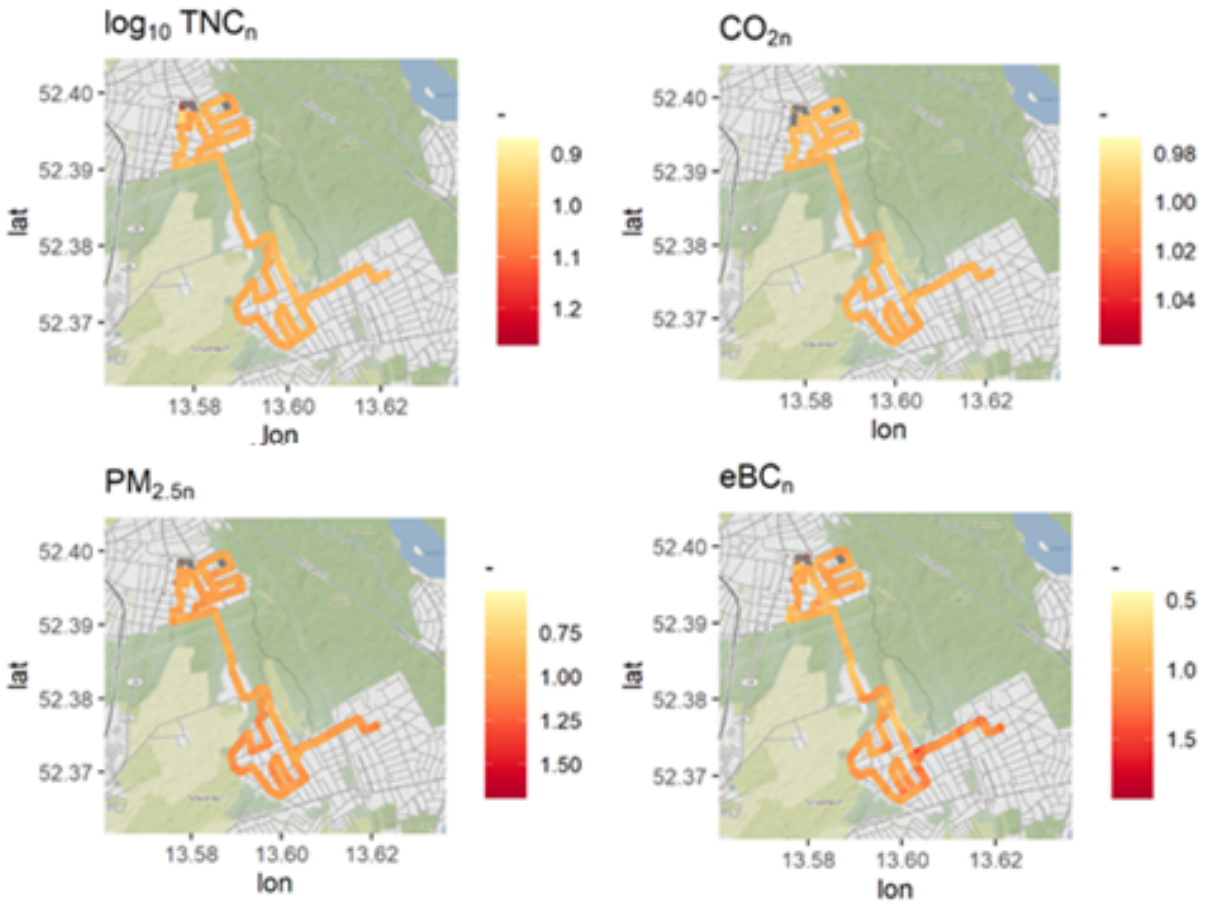
Aggregierte und normierte totale Partikel-Anzahlkonzentration (TNC) als Funktion der Entfernung zum Terminal des Flughafens BER. Abbildung aus Gerling & Weber (2023a).

Abbildung 34 zeigt wie bereits Abbildung 31 oben links, die aggregierte und normierte totale Partikel-Anzahlkonzentration, diesmal aber als Funktion der Entfernung zum BER-Terminal (Anm.: Die Skalierung in Abbildung 31 oben links bezieht sich auf den dekadischen Logarithmus der normierten Werte, in Abbildung 34 wurden hingegen die normierten Werte selbst dargestellt). Bis zu einer Entfernung von etwa 5 km vom BER-Terminal lagen die ermittelten Partikel-Anzahlkonzentrationen stets über der Median-Konzentration der jeweiligen Messfahrt (im Extremfall um bis zu einen Faktor 2,5). Bei größeren Entfernungen streuten die Konzentrationen um den Medianwert. Als exponentielle Anpassung ergab sich y=1,8*exp(-0,09*x) mit x der Entfernung in Kilometern, laut dieser Gleichung lagen die normierten Werte somit bis zu etwa 7 Kilometern Entfernung vom BER-Terminal über 1.

3.2.2 Mobile Messungen per Fahrrad

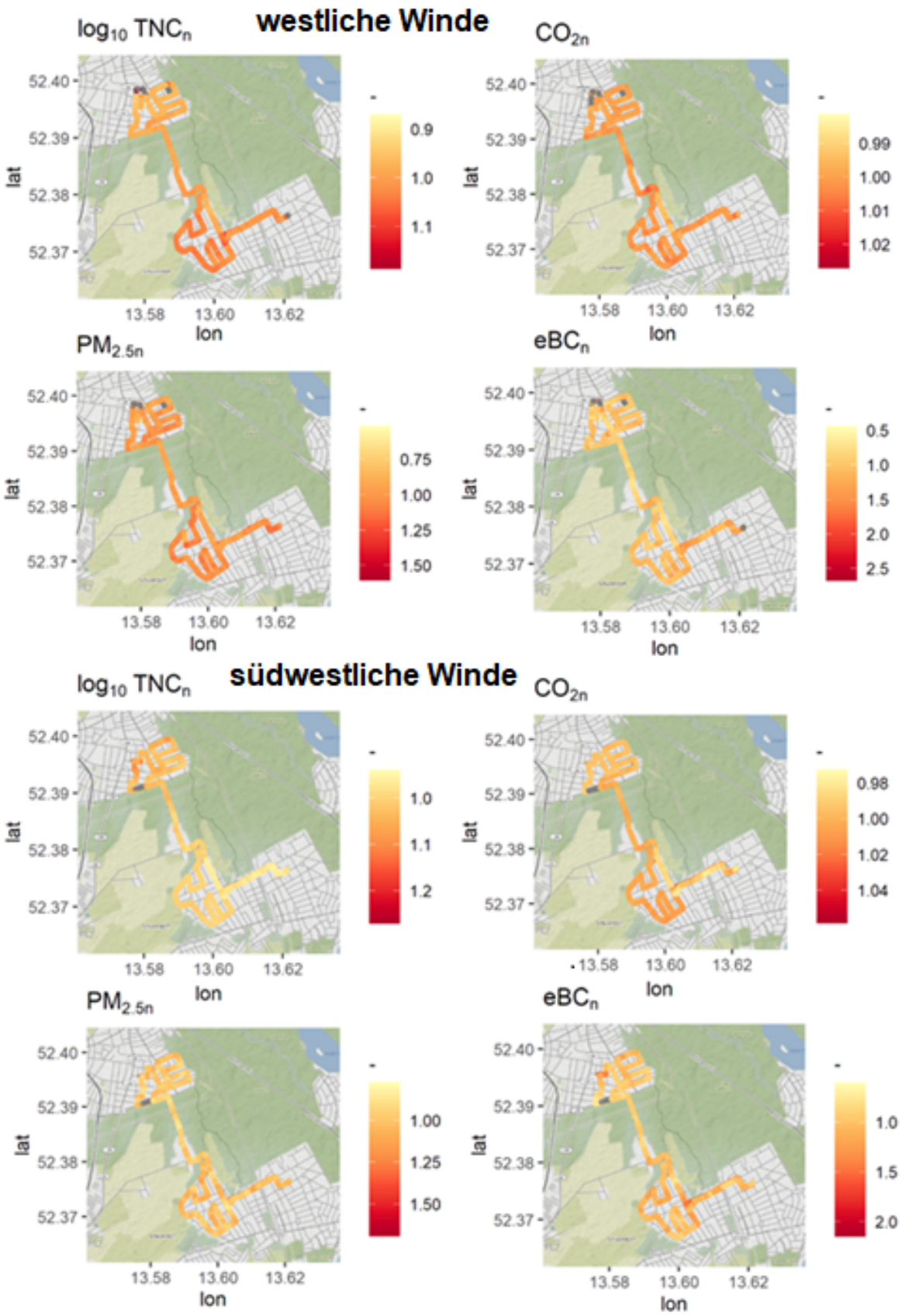
Abbildung 35 zeigt (analog zu Abbildung 31 für die Kfz-Messungen) die über alle 21 Messfahrten aggregierten, normierten Konzentrationen entlang der Fahrrad-Route, diese führte durch die Ortschaften Bohnsdorf im Norden und Schulzendorf im Süden, sowie durch das Waldstück dazwischen. Start und Ende befanden sich in der Grundschule in Eichwalde. Es ist nur eine geringe räumliche Variabilität in den Messwerten erkennbar. Aus Abbildung 35 sind insgesamt keine Gebiete mit systematisch erhöhten oder verminderten Luftschadstoffkonzentrationen ableitbar.

Abbildung 35: Fahrrad-Messungen: Räumliche Luftschadstoffverteilung



Normierte Luftschadstoffkonzentrationen für die Fahrradmessfahrten aggregiert über alle Messfahrten. Quelle: Eigene Darstellung, TUBS.

Abbildung 36: Fahrrad-Messungen: Räumliche Luftschadstoffverteilung bei Westwind



Normierte Luftschadstoffkonzentrationen für die Fahrradmessfahrten aggregiert über die Messfahrten bei westlichen (oben) und südwestlichen (unten) Winden. Quelle: Eigene Darstellung, TUBS.

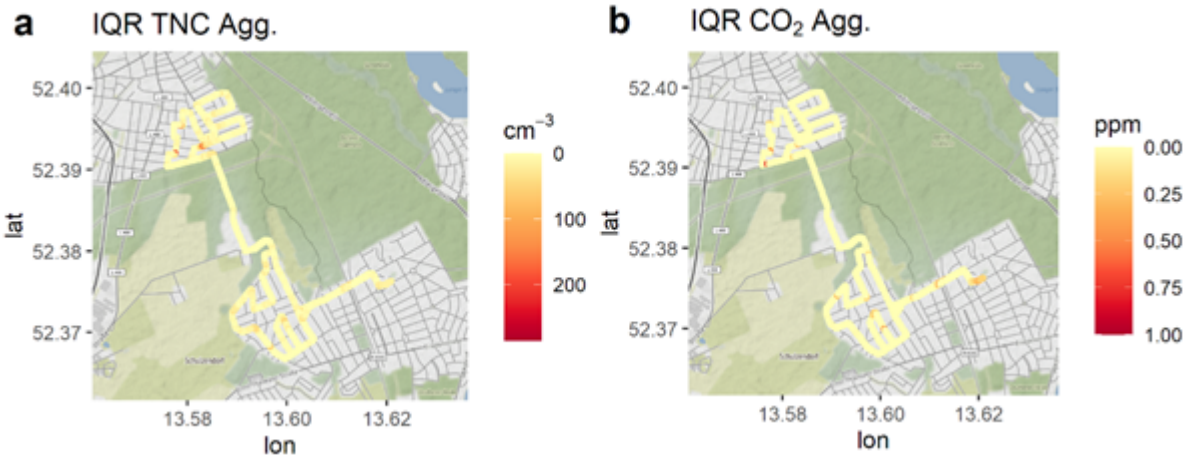
Abbildung 36 wiederholt die räumliche Darstellung der Messwerte (Abbildung 35), diesmal wurden aber nur die Messwerte bei Westwind (Abbildung 36) bzw. Südwestwind (unten) aggregiert. Bei Westwind liegt Schulzendorf in der Abluftfahne des Flughafens BER, bei Südwestwind Bohnsdorf. Aus dieser Betrachtung ergibt sich, dass durchaus eine räumliche Variabilität existiert. Die gemessenen TNC-Werte sind bei Westwind im südlichen Abschnitt der Fahrtroute erhöht, d. h. in Schulzendorf. Bei Südwestwind hingegen treten die höchsten Werte am Nordende der Route in Bohnsdorf auf. Bei den anderen gemessenen Luftschadstoffen sind derartige Windrichtungs-Abhängigkeiten nicht erkennbar. Die einzige andere Auffälligkeit bildete der Befund, dass die Median- und Mittelwerte der eBC-Konzentrationen in Schulzendorf etwa 6-10 % höher lagen als in Bohnsdorf, dies wurde hier aber sowohl bei West- als auch bei Südwest-Wind beobachtet, und könnte in Zusammenhang mit Emissionen aus Haushalten (z. B. Kaminöfen) stehen.

Die Tatsache, dass sich Windrichtungs-Abhängigkeiten nur für die Partikel-Anzahlkonzentration (TNC) erkennen ließen, bestätigt die Befunde der Kfz-Messungen (einschließlich der dort ermittelten effektiven Emissionsfaktoren), dass die TNC stark durch die Emissionen vom Flughafen beeinflusst ist, während die Konzentrationen der anderen Luftschadstoffe stärker durch lokale Quellen wie dem Straßenverkehr und die Nicht-Verkehrsquellen beeinflusst sind.

Da die Messungen per Fahrrad insbesondere zur Abbildung einer kleinräumigen Variabilität nützlich sind, wurden die Daten weiterhin darauf überprüft, ob entlang der Messroute Abschnitte bestehen, an denen systematisch eine lokal besonders hohe Variabilität insbesondere in der TNC und den CO_2-Konzentrationen besteht. Dieser Umstand könnte beispielsweise durch eine lokale Schadstoffquelle verursacht worden sein.

Die lokale Variabilität wurde ausgewertet, indem die originalen Messdaten um eine Hintergrundkonzentration (hier bestimmt als 5 %-Perzentil innerhalb eines fünf Minuten langem Fenster um den jeweiligen Messzeitpunkt) korrigiert wurden. Als Maß für die Variabilität wurde der Interquartilsabstand (*interquartile range*, IQR) der Messungen, d. h. der Abstand zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Perzentil, innerhalb eines räumlichen Abstands von maximal 50 m und eines zeitlichen Abstands von maximal zwei Minuten zu einem Messpunkt bestimmt.

Abbildung 37: Fahrrad-Messungen: Kleinräumige Variabilität



Aggregierte Interquartilsabstände (IQR) der TNC (a) und der CO_2-Konzentrationen (b) für die Messungen innerhalb eines Radius von 50 m und einer Zeitspanne von maximal zwei Minuten. Quelle: Eigene Darstellung, TUBS.

Abbildung 37 zeigt die berechneten IQR entlang der Fahrradroute für TNC und CO_2. Für beide Größen ist die lokale Variabilität insgesamt gering: IQR < 300 1/cm³, < 1 ppm für CO_2. Dies spricht dafür, dass entlang der Messroute keine lokalen Quellen für TNC oder CO_2. auftraten, die die Messwerte maßgeblich und systematisch beeinflusst haben könnten. Da die Messfahrten im Wesentlichen außerhalb der Hauptverkehrszeiten stattfanden, ist auch keine besonders erhöhte Variabilität an den ansonsten stärker befahrenen Straßen zu beobachten. Nur an wenigen Punkten entlang der Route ergab sich doch ein großer IQR für die TNC (IQR > 5.000 1/cm³). Dies wurde vor allem durch den Beitrag von einzelnen vorbeifahrenden Fahrzeugen sowie von anderen örtlich begrenzten lokalen Quellen verursacht.

Insgesamt bedeutet dies, dass die Partikel-Anzahlkonzentrationen in Bohnsdorf und Schulzendorf sehr stark durch die Emissionen vom Flughafen beeinflusst sind. Zwar treten in den Wohngebieten auch lokal erhöhte Konzentrationen für einzelne Messfahrten auf, diese übertragen sich allerdings kaum in eine zusammengefasste Betrachtung über alle Messfahrten, sodass hier nicht von dauerhaft auftretenden Emissionsquellen ausgegangen werden kann. Es kann festgestellt werden, dass die stationären Messungen in Bohnsdorf (FBB-Messstation) und Eichwalde und Karolinenhof (TROPOS-Trailer) im Wesentlichen eine für die jeweiligen Gemeinden und Ortsteile repräsentative Luftqualität widerspiegeln.

4 ALADINA-Vertikalmessungen (TU Braunschweig)

4.1 Ablauf und Ausstattung

Ergebnisse der ALADINA-Messungen im Rahmen von ULTRAFLEB wurden bereits durch Harm-Altstädter et al. (2024) publiziert.

ALADINA (Altstädter et al., 2015) ist die Abkürzung für *Application of Light-weight Aircraft for Detecting IN situ Aerosol*. Es ist ein unbemenschtes Flugsystem (*Uncrewed Aerial System*, UAS), umgangssprachlich auch als Drohne bezeichnet. Entwickelt und betrieben wird ALADINA vom Institut für Flugführung der TU Braunschweig. ALADINA ist mit meteorologischer Sensorik, einem Mikro-Aethalometer, einem OPC und zwei CPCs mit unterschiedlicher Nachweisgrenze ausgerüstet (Abbildung 38).

Abbildung 38: ALADINA im Landeanflug

Links: ALADINA im Landeanflug. Rechts: Seitenansicht des Rumpfes von ALADINA mit integrierten Sensoren und Transponder an der Vorderseite. Quelle Foto: TUBS.

Die Messflüge von ALADINA fanden in der Kontrollzone des Flughafens BER bei laufendem Flugbetrieb statt (Abbildung 39), nach Kenntnis der Beteiligten hat ein derartiges Projekt mit einem unbemenschten Flächenflugzeug in Deutschland zuvor noch nie stattgefunden. Es waren entsprechend umfassende Vorbereitungen, Antragstellungen und Gespräche mit relevanten Behörden erforderlich, besonders mit den Landesluftfahrtbehörden und der Deutschen Flugsicherung (DFS). Die DFS genehmigte Aufstiege bis in eine Höhe von 2500 Fuß (etwa 762 Meter) über MSL (mittlerer Meeresspiegel, *Mean Sea Level*) innerhalb der Kontrollzone des Flughafens BER. Der Flughafen selbst befindet sich auf einer Höhe von 48 m über MSL, dies entspricht damit einer Maximalhöhe von etwa 700 m über Grund. Zum Vergleich: Ohne Sondergenehmigung dürfen UAS generell nur bis maximal 120 Meter über Grund aufsteigen.

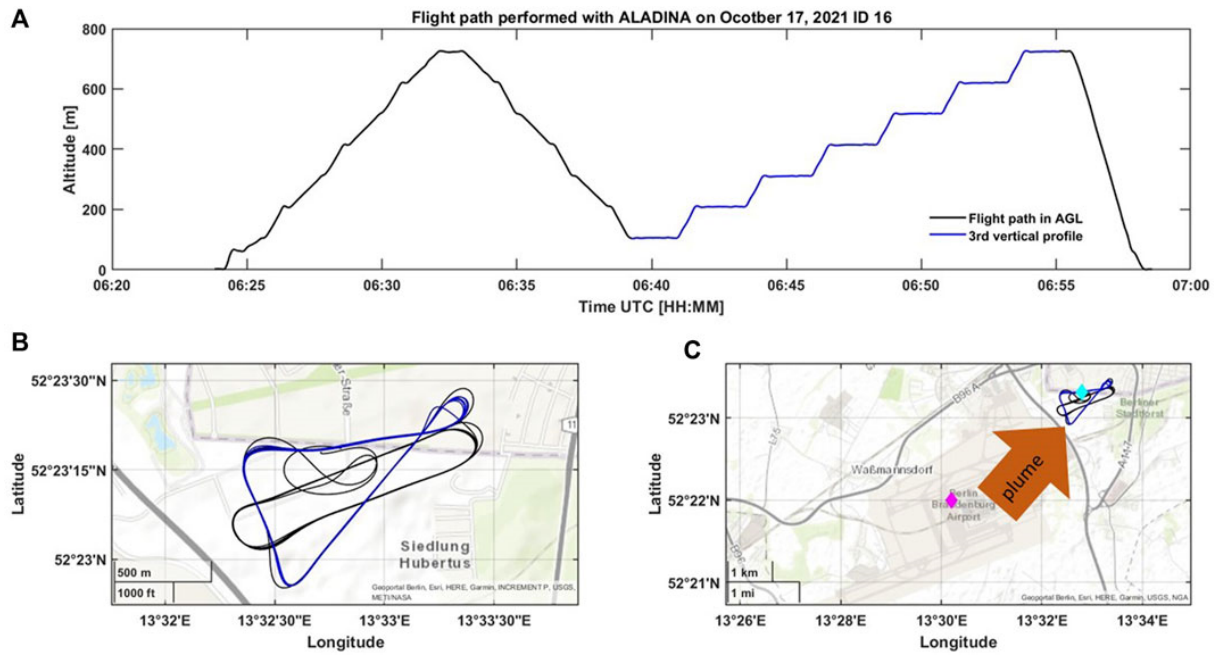
Als Flugbereich wurde ein Gebiet etwa 3 km nordöstlich des BER-Terminals festgelegt (Abbildung 39 und Abbildung 40C). Für die Durchführung der Flüge wurde eine Wiese als Landeplatz gemäht, und eine Schotter-Straße als Startbahn genutzt. Die Flüge fanden im Oktober 2021 statt. In diesem Monat war ausschließlich die Südbahn des BER in Betrieb (generell wurde bis Ende März 2021 praktisch ausschließlich die Nordbahn genutzt, danach erfolgte bis einschließlich November 2021 der Flugbetrieb am BER im monatlichen Wechsel ausschließlich entweder über die Südbahn oder die Nordbahn. Ab Dezember 2021 begann der regelmäßige Simultanbetrieb beider Bahnen). Zudem fanden nur Messflüge bei Windrichtung Süd/West/Nord und ohne Ostkomponente statt; an allen Messtagen galt am BER Betriebsrichtung West (d. h. Abflüge erfolgten nach Westen, Anflüge aus Osten).

ALADINA wurde mit einem Transponder ausgerüstet (Abbildung 38 rechts), der das Flugsystem für Fluglotsen und andere Luftverkehrs-Teilnehmende sichtbar macht. Die Flüge von ALADINA konnten somit auf diversen Tracking-Webseiten bzw. mit entsprechenden Apps live verfolgt werden. Abbildung 39 zeigt als Beispiel einen Screenshot der Webseite flightradar24.com, der eine Momentaufnahme vom 11. Oktober 2021 darstellt. Auf dem Flughafen BER herrschte normaler Flugbetrieb. Man erkennt mehrere Flugzeuge auf dem Vorfeld des BER-Terminals und ein Verkehrsflugzeug im Anflug auf die Südbahn, diese Anflüge passierten den Flugbereich von ALADINA in nur etwa 2 km horizontaler Entfernung.

Abbildung 39: ALADINA-Flugroute auf Flightradar24

Quelle: Screenshot von Flightradar24.

Abbildung 40: ALADINA-Flugmuster



Zeit-Höhen-Diagramm (A) und Flugweg (B) sowie Position des Start- und Landeplatzes (C) eines typischen ALADINA-Messfluges. Quelle: Harm-Altstädter et al. (2024), Abbildung 3.

Die insgesamt 34 Messflüge fanden an 6 unterschiedlichen Tagen statt - in einem Zeitraum vom 11. und 12. Oktober sowie vom 16. bis zum 19. Oktober 2021. Da die Flüge mehrere Auf- und Abstiege beinhalten, konnten daraus insgesamt 140 Höhenprofile bis zu einer durchschnittlichen Höhe von etwa 700 m über Grund gewonnen werden. Abbildung 40 zeigt exemplarisch ein Zeit-Höhen-Diagramm (A) und den Flugweg (B) eines typischen ALADINA-Messfluges am 17. Oktober 2021. Es erfolgten zum einen schnelle Auf- und Abstiege, um Höhenprofile als Momentaufnahme zu erhalten. Es fanden aber auch stufenweise Aufstiege statt, bei denen längere Abschnitte in konstanter Höhe geflogen wurden, um einen größeren Zeitraum zur Mittelung der Daten zur Verfügung zu stellen sowie die Windberechnung im Post-Processing zu optimieren. Die Flugmuster wurden entsprechend der Hauptwindrichtung ausgerichtet (siehe Abbildung 40C).

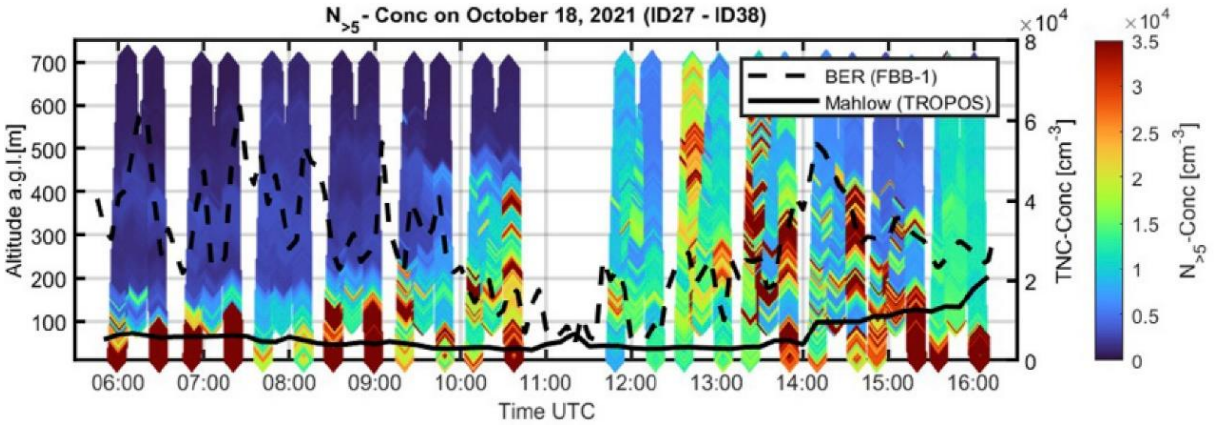
ALADINA ist mit zwei Kondensations-Partikelzählern (*Condensation Particle Counter*, CPC) ausgestattet, für Details zum Messverfahren siehe Abschnitt 2.2.2. Es handelt sich um identische Modelle, die auf zwei verschiedene Durchmesser-Untergrenzen eingestellt sind: ein CPC erfasst alle Partikel ab einem Durchmesser von etwa 5 nm, der andere ab 11 nm. Die Differenz zwischen beiden Messungen ist somit die Konzentration im Bereich 5-11 nm (in Abschnitt 4.2 als N_{5-11} bezeichnet). Ein spezifisches Monitoring dieses Bereichs ist vor allem interessant für die Beobachtung von Partikel-Neubildung.

Zudem ist ALADINA mit weiteren Instrumenten ausgestattet: ein Optischer Partikelzähler (*Optical Particle Counter*, OPC) für Messungen im Partikel-Durchmesserbereich von etwa 300 nm bis 5 µm (verteilt auf 6 Kanäle), ein MikroAethalometer für die Messung von Ruß (*equivalent Black Carbon mass concentration*, eBC), und diverse Instrumente zur Messung verschiedener meteorologischer Parameter wie Feuchte, Temperatur, Wind und kurzwellige Strahlung.

4.2 Ergebnisse der Messungen

Abbildung 41 zeigt beispielhaft die Messungen der Partikel-Anzahlkonzentration (ab 5 nm Durchmesser) während 12 durchgeführter ALADINA-Flüge am 18. Oktober 2021.

Abbildung 41: ALADINA: Partikelanzahl am 18.10.2021 (BER-Einfluss)



Zeit-Höhen-Diagramm der ALADINA-Messflüge am 18. Oktober 2021. Die Konturen illustrieren die während der Flüge in verschiedene Höhen gemessenen Partikel-Anzahlkonzentrationen (>5 nm). Gestrichelte und fette schwarze Linien (Skale der rechten Achse) stellen die Stundenmittel der Partikel-Anzahlkonzentration (>10 nm) am Boden zum selben Zeitpunkt dar, die Bodenmessungen erfolgten windabwärts (meteorologische Station des BER, gestrichelt) und windaufwärts (TROPOS-Station Mahlow, fett) des Flughafens. Quelle: Harm-Altstädter et al. (2024), Abbildung 8.

An diesem Tag ließen die Windbedingungen fast den ganzen Tag über einen starken Einfluss des Flughafens auf die Partikel-Anzahlkonzentrationen erwarten (die Vertikalprofile dieses Tages wurden überwiegend dem BER-Sektor II zugeordnet, nur am Abend entfielen einige Profile auf den Autobahn-Sektor I, Erläuterungen der Sektor-Zuordnung siehe unten). Deutlich erkennbar ist die Wirkung der Stabilität der atmosphärischen Grenzschicht (AGS, englisch: *Atmospheric Boundary Layer*, ABL). Eine stabile Schichtung bildet sich typischerweise vormittags und abends. Die Obergrenze der AGS liegt typischerweise unterhalb von 400 m über dem Boden, im hier gezeigten Beispiel lag sie am Vormittag bei etwa 100-200 m Höhe (die genaue Höhe stieg mit der Zeit). Bis etwa 11:00 Uhr Ortszeit (9:00 UTC) erkennt man eine scharfe Grenze zwischen hohen Partikel-Anzahlkonzentrationen in Bodennähe (bis zu etwa $3{,}5 \times 10^4$ 1/cm³) und niedrigere Anzahlkonzentrationen in größeren Höhen (nur etwa $0{,}5 \times 10^4$ 1/cm³). Gegen Nachmittag brach die stabile Schichtung zusammen und erhöhte Partikel-Anzahlkonzentrationen wurden auch in größeren Höhen gemessen, während ALADINA in Bodennähe zwischen 14:00 und 16:00 Uhr Ortszeit (12:00-14:00 UTC) im Vergleich dazu niedrige Konzentrationen in Bodennähe aufzeichnete. Nur gegen etwa 17:30 Uhr Ortszeit (15:30 UTC) trat hier noch einmal eine ähnliche Struktur wie am Vormittag auf, da sich durch den bereits tiefen Sonnenstand eine nächtliche stabile AGS in Bodennähe bildete.

Zum Vergleich wurden in Abbildung 41 auch die am Boden gemessenen Gesamtanzahlkonzentrationen dargestellt (ebenfalls CPC-Messungen, hier wurden nur Partikelmit Durchmesser größer als 10 nm statt 5 nm erfasst): Windaufwärts des Flughafens BER (an der TROPOS-Station Mahlow, fetter schwarzer Graph in Abbildung 41) lagen die Konzentrationen (Stundenmittel) bis in den späten Nachmittag nur bei etwa $0{,}5 \times 10^4$ 1/cm³, (vergleichbar mit den Konzentrationen oberhalb der Inversion am Vormittag), erst danach stiegen sie an. An der meteorologischen Station des BER (gestrichelter Graph in Abbildung 41) hingegen wurden vor allem am Vormittag Konzentrationsspitzen (Stundenmittel) von bis zu $7{,}0 \times 10^4$ 1/cm³ gemessen. Diese Station befindet sich am Ostende der Nordbahn des BER; vom BER-Terminal aus gesehen befinden sich die meteorologische Station (2,5 km vom Terminal) und der ALADINA-Aufstiegsort (3 km vom Terminal) etwa in der gleichen Richtung.

Zur weiteren Auswertung wurden die Messwerte auf drei Windrichtungs- Sektoren aufgeteilt (siehe die Landkarte in Abbildung 42 links). Zur Klassifizierung wurden die Windrichtungen genutzt, die an den beiden Stationen des BER gemessen wurden (an der Station am Ostende der Nordbahn, gelegen am Schnittpunkt der drei Sektoren, und an der Station in Berlin -Bohnsdorf; für eine detaillierter Landkarten-Darstellung der Umgebung des BER siehe Abbildung 3 im Abschnitt 1.2.2):

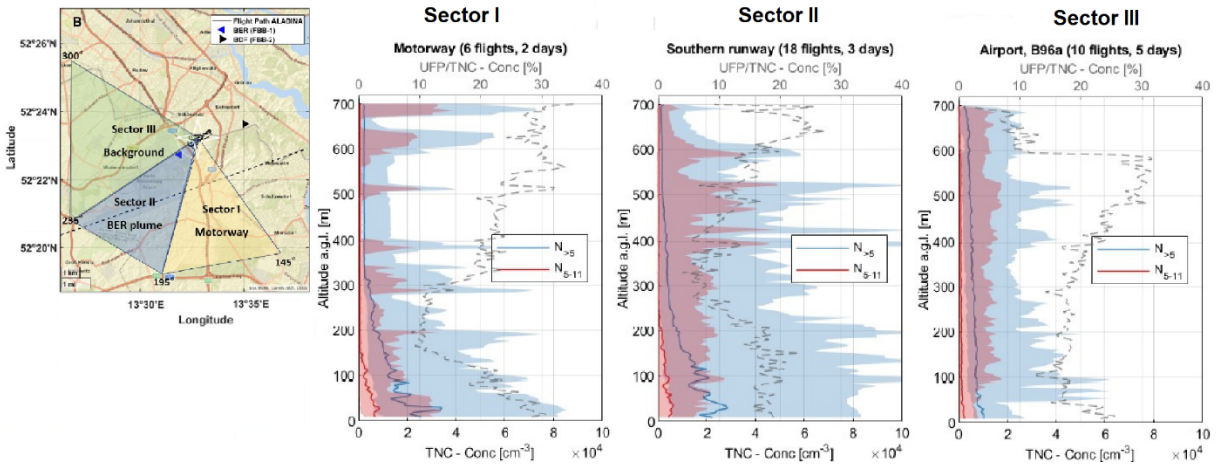
- Sektor I sollte in erster Linie durch den Verkehr auf der Autobahn A113 beeinflusst sein, die hier etwa von Nord nach Süd verläuft und am Waltersdorfer Dreieck, ebenfalls im Sektor I, die Autobahn A117 aufnimmt. Luftmassen aus südlichen Richtungen überstrichen somit die Autobahn über einen längeren Zeitraum, zuletzt in etwa 800 m Entfernung vor dem Erreichen von ALADINA. In einer Entfernung von etwa 2 km wurden sie zudem in der Höhe von etwa 60-180 m über dem Boden durch Anflüge auf die Südbahn des BER gequert. Sektor I wurde vergleichsweise selten getroffen (6 Flüge an 2 Tagen), es wurden 24 Vertikalprofile zugeordnet.

- Sektor II umfasst den größten Teil des BER-Geländes, der Sektor umfasst die aktive Südbahn und das Terminal. Diesem Sektor wurden die meisten Flüge (18 Flüge an 2 Tagen) und auch die meisten Vertikalprofile (72 von insgesamt 140, also etwas mehr als 50 %) zugeordnet.

- Sektor III umfasst etwa das Gebiet zwischen den Nordrand des Flughafens BER und der südlichen Stadtgrenze Berlins; in diesem Sektor werden (verglichen mit den beiden anderen

Sektoren) weniger lokale Partikelemissionen erwartet. Eine wesentliche Quelle ist hier die etwa in Ost-West-Richtung vorbeilaufende Bundesstraße B96a; die A113 kreuzt den Sektor lediglich in etwa 300 m Entfernung vom ALADINA-Aufstiegsort. Auf diesen Sektor entfielen 44 Vertikalprofile (gemessen während 10 Flügen an 5 Tagen).

Abbildung 42: Mittlere ALADINA Höhenprofile, 3 Bodenwindsektoren



Vertikalprofile der Partikel-Anzahlkonzentration aller Partikel größer als 5 nm ($N_{>5}$, blau) sowie speziell aller Partikel im Bereich 5-11 nm ($N_{5\text{-}11}$, rot). Zusammenfassung von allen 140 gemessenen Profile; die Messwerte wurden (in Abhängigkeit von der Windrichtung) auf drei Sektoren aufgeteilt und getrennt ausgewertet (siehe Text sowie Landkarten-Darstellung in der linken Abbildung). Linien bezeichnen die Medianwerte, farbig unterlegte Flächen bezeichnen die Bandbreite der gemessenen Konzentrationen auf jedem Höhenniveau (Anmerkung: Die weinrot erscheinende Fläche ist der Bereich, in dem sich die Bandbreiten für beide Größenklassen überlagern). Grau gestrichelte Linie: relativer Anteil von $N_{5\text{-}11}$ an $N_{>5}$. Quelle: Harm-Altstädter et al. (2024), Abbildung 1 (Landkarte) und Abbildung 5 (Höhenprofile).

Abbildung 42 zeigt, aufgeteilt auf die drei Sektoren, die Bandbreite der gemessenen Konzentrationen sowie die sich ergebenden Medianwerte auf jedem Höhenniveau. Dargestellt wurden zum einen die Anzahlkonzentration aller Partikel größer als 5 nm ($N_{>5}$, blau), zum anderen die Anzahlkonzentration speziell aller Partikel im Bereich 5-11 nm ($N_{5\text{-}11}$, rot). Das Verhältnis $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ ist ebenfalls dargestellt (graue gestrichelte Linie).

Die Interpretation von Abbildung 42 ist komplex und im Wesentlichen von den meteorologischen Bedingungen abhängig. Einige der beobachteten Strukturen können aufgrund verschiedener Einflussfaktoren wie Windrichtung und –geschwindigkeit, Turbulenzgrad, Schichtung der AGS und synoptische Phänomene nicht definitiv erklärt werden. Es ist zu beachten, dass angesichts der begrenzten Anzahl an Messflügen die beobachteten Unterschiede zwischen den Sektoren zum Teil auf die Tageszeiten und auf die konkreten Wetterverhältnisse an den Flugtagen zurückführbar sind, vor allem der relative Anteil von Profilen zu Zeiten mit stabiler AGS kann eine signifikante Rolle spielen. Schließlich spielt auch die Entfernung zur wichtigsten lokalen Partikelquelle eine Rolle: Im Sektor I befindet sich die Autobahn A113 nur etwa 800 m entfernt, die Entfernung zum BER-Terminal im Sektor II hingegen beträgt bereits etwa 3 km.

Es soll sich hier auf die untersten 200 Meter, also etwa bis etwa zur Höhe der AGS in den hier gezeigten Beispielen, konzentriert werden. Auffallend beim Autobahn-Sektor I ist, dass sowohl die Konzentrationen $N_{>5}$ und $N_{5\text{-}11}$ als auch das Verhältnis $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ mit wachsender Höhe stetig abnehmen; $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ sinkt von etwa 30 % in Bodennähe bis auf nur noch 10 % in der Höhe der AGS. In den anderen beiden Sektoren zeigt sich eine derartige Korrelation mit der Höhe kaum bis überhaupt nicht. Im Flughafen-Sektor II ist $N_{>5}$ in Bodennähe vergleichbar mit den Werten im

Autobahn-Sektor I, und $N_{5\text{-}11}$ ist sogar niedriger als im Sektor I (sowohl die Median- als auch die Maximalwerte). Das mittlere Verhältnis $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ beträgt deshalb hier in Bodennähe nur etwa 15 %. Die Werte fallen allerdings mit wachsender Höhe weniger ab, und etwa oberhalb von 50 m traten im Flughafen-Sektor II dann durchaus höhere Maximalwerte $N_{>5}$ auf als im Autobahn-Sektor I, während nun die Werte für $N_{5\text{-}11}$ hier eher vergleichbar waren. Speziell im Größenbereich 5-11 nm ist somit keine auffallende Dominanz des Flughafens zu erkennen, im Vergleich zum Straßenverkehr (zumindest nahe von stark befahrenen Routen wie der Autobahn; im Vergleich zum Hintergrund-Sektor III sind die Werte durchaus erhöht). Auch bei den stationären Messungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilungen am Boden im Rahmen von ULTRAFLEB (siehe Abschnitt 2.4.1) traten die Konzentrationsmaxima bei Flughafen-Wind, und damit die größten Differenzen zwischen der Konzentration bei Flughafen-Wind und bei anderem Wind, erst etwas unterhalb von 20 nm auf.

Ein Verglich der Messungen mit Modell-Ergebnissen ist in Abschnitt 9.6 dargestellt.

Die ALADINA-Messergebnisse fanden zudem Verwendung im Rahmen eines gemeinsamen Projekts des Instituts für Flugantriebe und Strömungsmaschinen sowie des Instituts für Flugführung der TU Braunschweig. Das Projekt VERRARI adressiert die schleichende Zerstörung von Flugzeugbauteilen, insbesondere des Triebwerks, durch die Interaktion mit Partikeln in der Luft (Erosion und Korrosion). Die Projektidee besteht darin, anhand von Fernerkundungsdaten genauer abzuschätzen, welcher Partikel-Belastung ein individuelles Flugzeug über einen längeren Zeitraum ausgesetzt war, und die Wartungszyklen für dieses Flugzeug entsprechend zu planen (*predictive maintenance*). Die ALADINA-Messergebnisse wurden zur Validierung dieser Fernerkundungsdaten genutzt (Seume et al., 2024, 2025, in Review).

5 Modellierung: Grundlagen

5.1 Einführung

Ziel der Modellierung war die Abschätzung des Einflusses der Großflughäfen BER (bis November 2020 SXF) und TXL (ab November 2020 geschlossen) auf die zeitlichen und räumlichen Verteilungen von Ultrafeinstaub <100 nm im Großraum Berlin. Zu diesem Zweck erfolgte eine Modellierung mit Ermittlung der Beiträge der drei Quellengruppen Flugverkehr, Kfz-Verkehr und sonstige Quellen bzw. „Hintergrundbelastung". Betrachtet wurden die Komponenten UFP (10 bis 100 nm) als Gesamtanzahl. Beim Flug- und Kfz-Verkehr erfolgte eine Differenzierung in flüchtige und nicht-flüchtige Partikel. Ebenfalls betrachtet wurden PM10, $PM_{2,5}$, NO2 und Black Carbon (BC) bzw. Ruß.

Um diesen Herausforderungen zu begegnen, wurde ein Modellierungsansatz gewählt, der die Gesamtkonzentration und die Quellengruppen-spezifischen Konzentrationen in stündlicher zeitlicher Auflösung berechnet. Es wurden drei parallele Modellierungen für die folgenden Beiträge durchgeführt:

- Flughäfen: Triebwerke, Hilfstriebwerke (Auxiliary Power Units, APU), Bodenabfertigung (Ground Support Equipment, GSE) und luftseitiger Kfz-Verkehr: Modell LASPORT.
- Kfz auf Linienquellen außerhalb der Flughäfen, aber innerhalb des LASAT-Emissionsgebiets (siehe Abschnitt 5.2): Emissionsmodell $IMMIS^{em}$, Ausbreitungsmodell LASAT.
- Sonstige Quellen (einschließlich Kfz außerhalb des LASAT-Emissionsgebiets) und Hintergrundbelastung: Modell LOTOS-EUROS in Kombination mit dem Modul SALSA2 (für die Modellierung von Partikelanzahl und -größe) sowie mit Messdaten zur Hintergrund-Partikelanzahlkonzentration.

Die Teilergebnisse der drei Modelle wurden zeitlich und räumlich differenziert addiert und als flächendeckende Tages- und Jahresmittelwerte aufbereitet. Diese Ergebnisse dienten insbesondere auch zur Verwendung im Rahmen der Berlin Brandenburg Air Study (BEAR, siehe Abschnitt 1.2.3) und wurden an das BEAR-Konsortium übergeben. Dies erfolgte zum einen für das Gesamtgebiet der Modellierung in einer räumlichen Auflösung von 400 m und zum anderen für zwei Teilgebiete um die Flughäfen Tegel (TXL) und Schönefeld bzw. Berlin-Brandenburg (SXF bzw. BER) in einer räumlichen Auflösung von 50 m (siehe Abbildung 43). Zudem wurden für die Standorte von Messstationen sowie von BEAR festgelegten Standorten (siehe ebenfalls Abbildung 43) Zeitreihen mit Stundenmittelwerten ermittelt und übergeben.

5.2 Modellgebiete

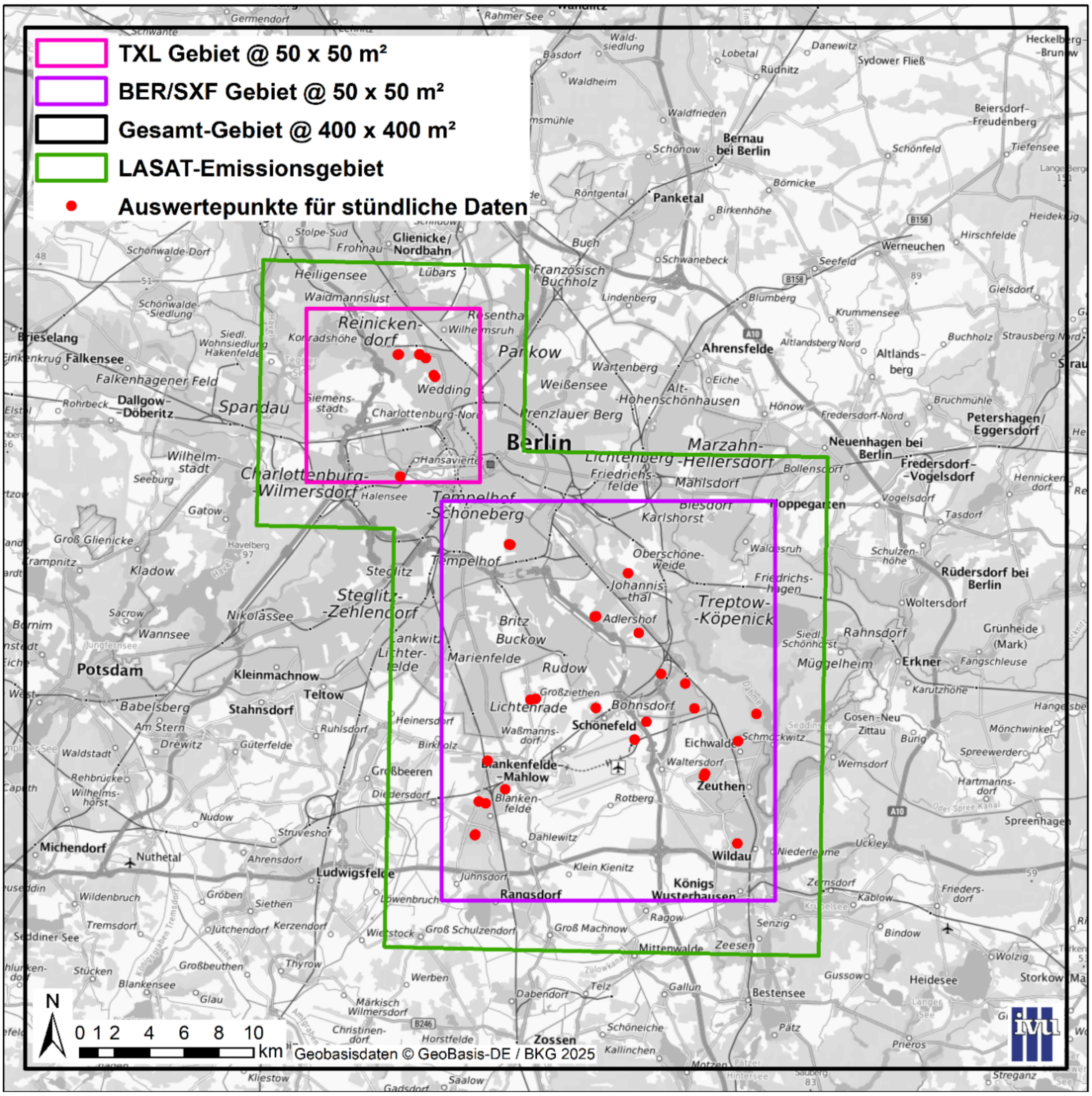
Abbildung 43 stellt die Modellgebiete dar:

- Gesamtgebiet (schwarz): Ausdehnung von 60 x 60 km^2, dieses Quadrat beinhaltet die komplette Stadt Berlin sowie deren unmittelbare Umgebung (einschließlich des größten Teils der Stadt Potsdam). Für dieses Gebiet wurden die Konzentrationen in einer räumlichen Auflösung von 400 m ermittelt. Das Gesamtgebiet entspricht auch etwa der innersten Domäne von LOTOS-EUROS, siehe unten.
- Umfeld der beiden Flughäfen Tegel (TXL, pink) sowie BER (bis November 2020 Schönefeld, SXF. violett). Die Konzentrationen wurden hier zusätzlich in einer räumlichen Auflösung von 50 m ermittelt. Das BER-Gebiet, dehnt sich Richtung Norden bis in den Berliner Innenstadtbereich und umfasst damit auch den Kontrollbereich der BEAR-Studie, dieser lag

im Nordteil der Bezirke Treptow-Köpenick und Neukölln, Die roten Punkte Abbildung 43 bezeichnen die Standorte der an der BEAR-Studie beteiligen Schulen, sowie sonstige Standorte, an denen stündliche Modelldaten benötigt wurden.

- LASAT-Emissionsgebiet (grün): Siehe unten.

Abbildung 43: Modellgebiete und Auswertepunkte für stündliche Daten



Modellgebiete (Beschreibung siehe Text). Rote Punkte: 33 Standorte, an denen stündliche Modellergebnisse bereitgestellt wurden, hierbei handelt es sich zum einen um die Standorte von Messstationen, zum anderen um die an der BEAR-Studie beteiligten Schulen. Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Sowohl beim Gesamtgebiet als auch bei den beiden Teilgebieten erfolge die Modellierung in der entsprechenden Auflösung jeweils für etwas größere Gebiete, um Randeffekte zu vermeiden. Die Modellierungen mit LASPORT und LASAT erfolgten jeweils in geschachtelten Netzen von 50 m Auflösung für die beiden Teilgebiete über zwei Zwischennetze mit einer Auflösung von 100 m bzw. 200 m bis hin zum Gesamtgebiet mit einer Auflösung von 400 m.

LASAT und LOTOS-EUROS verwenden den gleichen Emissions-Datensatz für Kfz-Verkehr (siehe Abschnitt 6.2). Um eine Doppelzählung zu vermeiden, wurde das in Abbildung 43 grün dargestellte „LASAT-Emissionsgebiet“ festgelegt; die genaue Definition dieses „LASAT-Emissionsgebiets“ orientiert sich dabei an dem originär in den Berechnungen mit LOTOS-EUROS verwendeten Modellgitter, das in einem geographischen Koordinatensystem definiert ist und eine Auflösung von ca. 500 m hat (siehe Abschnitt 5.3.3). Alle Kfz-Emissionen im „LASAT-Emissionsgebiet“ wurden in der räumlich detaillierten Modellierung in LASAT berücksichtigt, in LOTOS-EUROS wurden sie hingegen abgeschaltet (UFP) oder mit Quellidentifizierung separat betrachtet (alle anderen Schadstoffe). Alle außerhalb dieses Gebiets liegenden Kfz-Emissionen gehen in die Modellierung mit LOTOS-EUROS ein. Emissionen im „LASAT-Emissionsgebiet“, die nicht von Kfz stammen, werden hingegen nur von LOTOS-EUROS berücksichtigt. Für Flughafenemissionen, die mit LASPORT berücksichtigt werden, ist der Vorgang ähnlich: UFP-Emissionen des Flughafens sind im von LOTOS-EUROS benutzten Datensatz nicht enthalten, für sonstige Flughafen-Emissionen erfolgt eine separate Betrachtung mit Quellenidentifizierung.

Bei der Modellierung sonstiger Quellen und der Hintergrundbelastung mit LOTOS-EUROS wurde wie folgt vorgegangen: Die Modellierung der Partikelanzahl erfolgte nur für den Raum Berlin auf 400-m-Skala (Gesamtgebiet in Abbildung 43) ; die Beiträge aus weiter entfernten Gebieten wurden berücksichtigt, indem Messdaten von ländlich gelegenen Stationen als Randbedingungen angenommen wurden (siehe Abschnitt 5.3.3). Für die klassischen Schadstoffe hingegen erfolgte die Modellierung in einem wesentlich weiteren Bereich, um den vor allem für die Partikelmasse (PM) wichtigen Ferntransport korrekt zu berücksichtigen. Es wurde der übliche Ansatz mit geschachtelten Domänen genutzt (Manders et al., 2024). Für ULTRAFLEB wurde vier geschachtelte Domänen genutzt. Die äußerste Domäne erstreckt sich von 15°W bis 35°E und von 35°N bis 70°N und umfasst damit den kompletten europäischen Kontinent, bei einer Auflösung von 0,5° geographischer Länge und 0,25° geographischer Breite. Die nächste Domäne repräsentiert Deutschland mit den angrenzenden Ländern (hauptsächlich Benelux und Frankreich im Westen und Polen im Osten) mit einer um den Faktor 5 höheren Auflösung (0,1° geographische Länge, 0,05° geographische Breite). Die nächste Domäne umfasst Berlin mit einer Grobauflösung von 2 km (diese Domäne ist geringfügig größer als die innerste Domäne, konkret ist sie Richtung Osten und Westen um etwa 0,2° und in Richtung Norden und Süden um etwa 0,04° erweitert). Die innerste Domäne ist das in Abbildung 43 dargestellte Gesamtgebiet. Die Auflösung im von LOTOS-EUROS genutzten Längen-Breiten-Koordinatensystem lag bei etwa 500 m, die Endergebnisse wurden für die Gesamtdarstellung der Ergebnisse aller Modelle (LOTOS-EUROS, LASAT und LASPORT) auf ein 400-m-Gitter interpoliert.

5.3 Eingesetzte Modelle

5.3.1 LASPORT

Das Programmsystem LASPORT (U. Janicke, 2024; U. Janicke et al., 2007) ist das Standardsystem der Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen (ADV). Es wurde von der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation (ICAO) evaluiert (ICAO, 2010) und wird seit vielen Jahren an Europäischen Verkehrsflughäfen verwendet, unter anderem an den Berliner Flughäfen. Daneben kommt das Modellsystem in ICAO/CAEP und in wissenschaftlichen Projekten zum Einsatz, zum Beispiel in dem Horizon2020-Projekt AVIATOR (AVIATOR, 2019).

Datengrundlagen und Berechnungsmethoden von LASPORT sind konform mit dem ICAO-Dokument 9889, *Airport Air Quality Manual* (ICAO-9889, 2023). Das Programmsystem implementiert das Ausbreitungsmodell LASAT (siehe Abschnitt 5.3.2) ; die Abkürzung LASPORT steht für „LASAT for Airports“.

Mit LASPORT Version 2.4-beta (Janicke, 2023) wurden die Emissionen aus Flugverkehr (Haupttriebwerke, bis 3.000 ft bzw. 914 m über Grund), Hilfstriebwerken (APU), Bodenabfertigung (GPU/GSE) und luftseitigem Kfz-Verkehr berücksichtigt. Bei den Triebwerksemissionen wird der Einfluss der heißen und impulsbehafteten Abluft und die Wechselwirkung mit Wirbelschleppen in Abhängigkeit von der Flugzeugart und dem Lastzustand der Triebwerke berücksichtigt. Der Flugverkehr wird auf Basis eines Flugtagebuches mit individuellen Flugbewegungen berücksichtigt (Monitor-Rechnung) und mit bis zu 15 Sekunden aufgelöst.

Treibstoffverbräuche und Emissionsindizes (Masse pro Masse verbrannter Treibstoff) der Haupttriebwerke wurden anhand der ICAO *Engine Emission Databank* (ICAO EEDB, 2021) und weiterer Datenbanken (BAZL, 2007) bestimmt. Die Steig- und Sinkprofile orientierten sich an den deutschen Lärmklassen. Emissionen der APU wurden nach ICAO-Dokument 9889 bestimmt, Emissionen von GPU und GSE anhand von LASPORT-Standardwerten. Für den luftseitigen Kfz-Verkehr wurden die Emissionen konform zum landseitigen Kfz-Verkehr vorgegeben.

Für die Haupttriebwerke enthält die ICAO EEDB verlustkorrigierte Anzahl-Emissionsindizes für nicht-flüchtige Partikel. Für den (dominierenden) Teil der flüchtigen Partikel aus Haupttriebwerken wurde für dieses Projekt ein eigener, validierter Modellansatz auf Grundlage von Ergebnissen aus dem Horizon2020-Projekt AVIATOR entwickelt (*volatile particle approximation version* 1.0, VPA1.0). Für die anderen Quellengruppen APU, GSE und GPU lagen keine Daten zu flüchtigen Partikeln vor. Mit der Annahme, dass sich die Anzahl flüchtiger Partikel in Bezug auf diese Quellengruppen ähnlich verhält wie die Anzahl nicht-flüchtiger Partikel, liefern Haupttriebwerke den mit Abstand größten Beitrag, so dass es als gerechtfertigt angesehen wurde, flüchtige Partikel nur bei den Haupttriebwerken (und dem Kfz-Verkehr) zu berücksichtigen. Zusätzlich wurden weitere Stoffe (insbesondere NO_x) betrachtet, die in den Standard-Emissionsdatenbanken enthalten sind.

Der Einfluss der Gebäude auf dem Flughafen konnte aufgrund der geringen Höhen, der großen Ausdehnung des Flughafen-Quellsystems und der Tatsache, dass der Fokus der Betrachtungen auf Bereiche außerhalb des Flughafens lag, vernachlässigt werden. Die Meteorologie wurde als Stundenzeitreihe vorgegeben.

5.3.2 LASAT

Das Ausbreitungsmodell LASAT (L. Janicke, 1983; U. Janicke & Janicke, 2007) ist ein Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945-3 (2020) und Grundlage des Referenzmodells der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft, 2021), AUSTAL. Die Abkürzung LASAT steht für „Lagrange-Simulation von Aerosol-Transport“; LASAT berechnet für ein dreidimensionales Modellgebiet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, indem es für ein repräsentatives Ensemble von Spurenstoff-Partikeln die Bewegung im Strömungsfeld mit Hilfe eines stochastischen Prozesses simuliert (Lagrange-Verfahren).

Das Modellgebiet wird durch ein räumliches Gitter dargestellt. LASAT verwendet in horizontaler Richtung ein äquidistantes Gitter, in vertikaler Richtung variable Gitterweiten. In diesem Projekt wurden ineinander geschachtelte Netze zur feineren Auflösung einzelner Bereiche verwendet. Meteorologische Daten und Emissionsdaten wurden als Zeitreihen von Stundenmitteln vorgegeben. Das Grenzschichtmodell nach Richtlinie VDI 3783-8 (2017) und die Depositionsparameter in Anlehnung an Richtlinie VDI 3782-5 (2006) wurden konform zur TA Luft gewählt. Es wurde die LASAT-Version 3.4 (Janicke, 2021) eingesetzt.

5.3.3 LOTOS-EUROS

LOTOS-EUROS (Long Term Ozone Simulation - EURopean Operational Smog model) ist ein quellenoffenes (*open-source*) 3D-Chemie-Transportmodell, das die Prozesse der Emission, Konzentration und Deposition chemischer Stoffe in der unteren Troposphäre simuliert. Das Modell wurde von TNO (Niederlande) in Zusammenarbeit mit Partnern wie dem niederländischen Nationalen Institut für Volksgesundheit und Umwelt (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM) und der Freien Universität Berlin entwickelt.

Das Modell wird sowohl für wissenschaftliche Forschungsarbeiten als auch für gesetzliche Beurteilungen, zum Beispiel für Prognosen der Luftqualität oder Szenario-Rechnungen in Klimastudien eingesetzt. Das Modell ist Teil des regionalen Ensembles Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS), das operative Prognosen und Analysen für ganz Europa liefert. In diesem Zusammenhang wird das Modell regelmäßig aktualisiert und mittels Boden- und Satellitenbeobachtungen validiert. Für eine detaillierte Beschreibung des LOTOS-EUROS-Modells, seine Historie und Anwendungen, sei auf Manders et al. (2017) und darin angegebene Referenzen verwiesen.

Das Modell ist von mittlerer Komplexität in dem Sinne, dass die Prozessbeschreibungen auf die Rechenanforderungen optimiert sind. Dadurch können die Emissionen, Konzentrationen und Deposition mit einer stündlichen Frequenz über mehrere Jahre in akzeptabler Rechenzeit berechnet werden. In dem Euler-Gitter werden die Konzentrationsänderungen durch Advektion, vertikale Durchmischung, chemische Umwandlung, physikalische Aerosol-Prozesse und Anreicherung durch nasse und trockene Deposition berechnet. Die Prozessbeschreibung erfordert Informationen über die anthropogenen Emissionen, die Flächennutzung und die meteorologischen Bedingungen. Die Ergebnisse des Modells werden in Ausgabedateien gespeichert, die die modellierten Konzentrationen und Depositionsflüsse enthalten. LOTOS-EUROS wurde für Längenskalen zwischen 1 km und 50 km und internen Zeitschritten von 1-10 Minuten entwickelt. Im Rahmen von UTRAFLEB erfolgte auf der innersten Domäne eine Darstellung der Ergebnisse mit einer Auflösung von nur 400 m, dies ist damit an der Grenze der Möglichkeiten von LOTOS-EUROS und für die in diesem Projekt hauptsächlich interessierenden Kernbereiche war somit eine Kombination mit den Modellen LASAT und LASPORT erforderlich.

Die verwendete Version von LOTOS-EUROS ist 2.2.009, es wurden aber technische Anpassungen zur Anwendung der projektspezifischen Emissionsdaten vorgenommen und eine Ausbreitungs-Modellierung mit SALSA2 (siehe Abschnitt 5.3.4) hinzugefügt. Im Folgenden werden die Modelleinrichtung, die Eingangsdaten und die Modellparametrisierungen kurz beschrieben. Für eine ausführliche Beschreibung der Prozesse und der verwendeten meteorologischen Variablen siehe LOTOS-EUROS Reference Guide (Manders-Groot et al., 2023).

LOTOS-EUROS-Simulationen für klassische Schadstoffe basieren auf einer Kennzeichnungstechnik (Kranenburg et al., 2013). Neben den Spezieskonzentrationen werden die Beiträge der vordefinierten Quellkategorien berechnet. Die Kennzeichnungsroutine wird sowohl für primäre, inerte Aerosol-Tracer als auch für chemisch aktive Tracer mit einem C-, N- (reduziert und oxidiert) oder S-Atom durchgeführt, da diese erhalten bleiben und damit zurückverfolgt werden können. Das Quellzuordnungsmodul für LOTOS-EUROS bietet eine Zuordnung, die für die aktuellen atmosphärischen Bedingungen gültig ist, da alle chemischen Umwandlungen bei gleichen Konzentrationen von Oxidanten erfolgen. Zu Einzelheiten und Validierung dieses Quellzuordnungsmoduls siehe Kranenburg et al. (2013). Die Technik der Quellzuordnung wurde bisher zur Untersuchung der Herkunft von PM-Episoden (Hendriks et al., 2016; Timmermans et al., 2017) und Stickstoffdioxid (Schaap et al., 2013) angewendet. Durch diese Quellenidentifizierung können die Beiträge von Flugverkehr und Straßenverkehr sowohl

als Sektor gesamt und als auch unter Berücksichtigung der LASPORT/LASAT-Emissionsgebiete simuliert werden, ohne dass es zu einer Doppelzählung kommt. Dieses Vorgehen zur Vermeidung von Doppelzählungen wurde bereits im Rahmen eines Projekts des Umweltbundesamts zur Modellierung der Konzentration von Ruß (*Black Carbon*, BC) in Berlin erfolgreich angewandt (Manders et al., 2024).

Für die Partikelanzahl wurde eine derartige Kennzeichnung bis jetzt nicht in LOTOS-EUROS implementiert. Daher werden nicht nur Läufe mit Gesamtemissionen durchgeführt, sondern auch separate Läufe, bei denen Emissionen aus bestimmten Quellen abgeschaltet wurden (Flughafen, Kfz innerhalb und außerhalb des LASAT-Emissionsgebiets, siehe Abschnitt 5.2).

5.3.4 SALSA2 und Randbedingungen aus Messdaten

In den Modellläufen mit LASPORT und LASAT werden Partikel in der Regel als inert betrachtet; dies ist vertretbar, da bei diesen Simulationen nur das Nahfeld (d. h. die Dynamik in unmittelbarer zeitlicher und örtlicher Nähe zum Ort der Emission dieser Partikel) evaluiert wird. Über längere Zeiträume, die durch LOTOS-EUROS simuliert wurden, sind jedoch auch komplexere Vorgänge relevant, insbesondere die Koagulation von Partikeln.

Für die Modellierung von Partikelanzahl und -größe im Rahmen der LOTOS-EUROS-Simulationen wurde das Modul SALSA2 (Kokkola et al., 2018) verwendet; die Abkürzung SALSA steht für „Sectional Aerosol module for Large Scale Applications“. In diesem Modul sind alle wesentlichen Partikelprozesse implementiert: Nukleation/Partikelneubildung, Auswahl aus verschiedenen Parametrisierungen, Kondensation von organischen Gasen und von Schwefelsäure (H_2SO_4), Wasseraufnahme, Koagulation. Es gibt 10 Größenklassen, die quasi-logarithmisch verteilt sind. In der Standardversion von SALSA2 werden in den drei kleinsten Größenklassen (3-50 nm, Regime 1) nur organischer Kohlenstoff (OC) und Sulfat (SO_4) berücksichtigt, in den übrigen Größenklassen (50 nm-10 µm, Regime 2) auch Ruß (*Black Carbon*, BC) und Seesalz, Staub und Ammonium/Nitrat. SALSA2 unterscheidet nicht zwischen flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln (während in der Realität ein Teil der OC-Partikel flüchtig ist). Im Regime 2 wird allerdings zwischen löslichen und nicht-löslichen Partikeln unterschieden, dies ist mit Bezug auf die Wasseraufnahme relevant.

Für die Kopplung von SALSA2 an LOTOS-EUROS wurden einige Vereinfachungen und Änderungen vorgenommen:

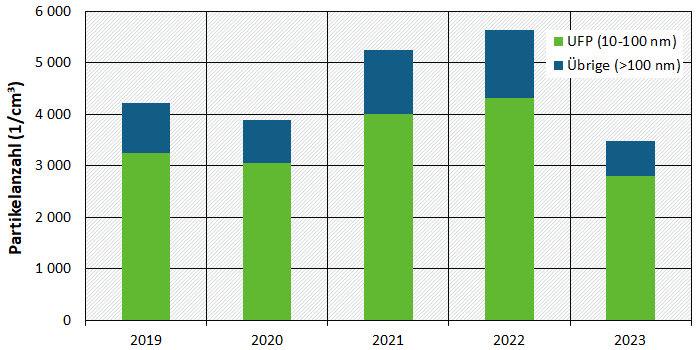
- Partikelneubildung und Kondensation wurden ausgeschaltet. Besonders im Sommer ist die Modellierung von Nukleationsprozessen mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Zum Erzielen realitätsnaher Ergebnisse ist es deshalb im Allgemeinen besser, tatsächlich gemessene Partikel-Anzahlkonzentration als Randbedingungen für die Modellierung zu nutzen, siehe unten.
- Die Grenze zwischen Regime 1 und 2 wurde auf 20 nm (anstatt 50 nm in der Standardversion von SALSA2) festgelegt, damit Ruß (BC) schon ab kleineren Größen mitbetrachtet werden kann. Im Straßenverkehr, insbesondere bei neueren Dieselfahrzeugen, sind derart kleine BC-Partikel relevant.
- Im Regime 2 wurden nur lösliche Partikel betrachtet. Dies reduziert die Anzahl von Modellstoffen und die Rechenzeit, in den Emissionsfaktoren ist Löslichkeit nur näherungsweise enthalten.
- Die Grenzen der SALSA2-Größenklassen wurden um einige Nanometer angepasst, damit sie mit den Grenzen der Größenklassen der Emissionsdaten (15 Größenklassen im Bereich

10 nm bis 325 nm, logarithmisch verteilt) übereinstimmen .Konkret verschob sich die Grenze zwischen der ersten und zweiten Größenklasse von 8 auf 10 nm.

- Die Wolkentropfen-Prozesse des SALSA2-Moduls wurden abgeschaltet, da der Einfluss auf das kleine Modellgebiet vernachlässigbar ist. Deposition durch Abregnen wird bereits durch LOTOS-EUROS berücksichtigt.

Als Randbedingungen für die Modellierung der Partikel-Anzahl in den verschiedenen Größenklassen wurden Partikel-Anzahlgrößenverteilungen verwendet, die an der Station Neuglobsow gemessen wurden. Die Station ist Teil des deutschen GUAN-Messnetz für Ultrafeinpartikel (Birmili et al., 2015). Sie befindet sich im Naturpark Uckermärkische Seen etwa 75 km nordnordwestlich des Berliner Stadtzentrums und repräsentiert die typischen Partikel-Anzahlkonzentrationen in ländlichen Gebieten im Umfeld von Berlin. Sofern die Daten der Station Neuglobsow Lücken aufwiesen, wurden stattdessen Daten der GUAN-Station Melpitz genutzt. Die Station wird von TROPOS betrieben und befindet sich etwa 120 km südlich von Berlin westlich der Stadt Torgau. Die Partikel-Anzahlkonzentrationen in Melpitz unterliegen zwar einem etwas stärkeren Einfluss aus regionalen anthropogenen Quellen als die Konzentrationen in Neuglobsow, sie können aber trotzdem ebenfalls als typisch ländlich betrachtet werden. Die Messdaten für Neuglobsow und Melpitz wurden der EBAS-Datenbank (ebas.nilu.no) entnommen, diese wird vom Norwegischen Institut für Luftforschung (Norwegian Institute for Air Research, NILU) betrieben und dient der Dokumentation, Qualitätssicherung, und sicheren Langzeitspeicherung atmosphärischer Messdaten, darunter der GUAN-Daten.

Abbildung 44: Jahresmittel der als Randbedingung für LOTOS-EUROS verwendeten PN-Messdaten



Jahresmittel der als Randbedingung für LOTOS-EUROS verwendeten Messdaten für die Partikel-Anzahlkonzentration.
Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 44 zeigt die Jahresmittel der als Randbedingung verwendeten Messdaten für die Partikel-Anzahlkonzentration (*particulate number*, PN). Die Abbildung zeigt, dass Ultrafeinpartikel (UFP, Partikel mit Durchmesser < 100 nm) die Gesamt-Konzentrationen dominieren. Deutliche Variationen der Jahresmittel, wie hier sichtbar, können zwar generell auch durch variierende Partikel-Emissionen verursacht werden, in der Regel bildet aber die Variabilität der Meteorologie (Wetter) den wichtigsten Einflussfaktor (Frohn et al., 2021). Die Jahre 2021 und 2022 sind durch relativ hohen Anzahlkonzentrationen gekennzeichnet. Der niedrigste Wert wurde im Jahr 2023 erreicht. In dem Jahr gab es im Vergleich zu 2022 in Berlin mehr Niederschlag und etwas höhere mittlere Windgeschwindigkeiten, daraus resultierten etwas höhere Depositionsraten und eine höhere Verdünnung.

Die gemessenen Konzentrationen in den verschiedenen Größenklassen wurden an der Nord-, Ost-, Süd- und Westgrenze des Modellgebiets in alle Vertikalschichten unterhalb der Mischungsschicht eingetragen. Oberhalb der Mischungsschicht wurden stattdessen konstante

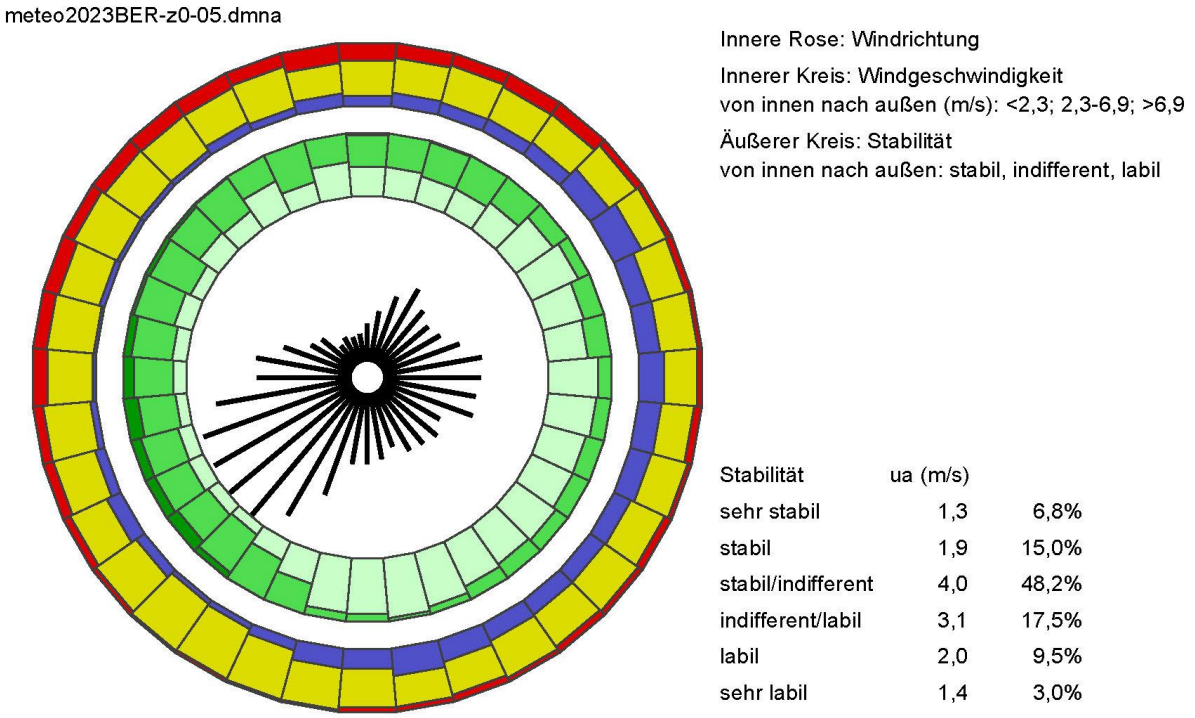
Werte eingetragen: 1.100 1/cm^3 für Partikel im Bereich 10-100 nm, 100 1/cm^3 für größere Partikel. Verglichen mit den Werten, die im Rahmen von ULTRAFLEB mittels der Drohne ALADINA gemessen wurden (siehe Abbildung 42 im Abschnitt 4.2) ist ein Wert von 1.100 1/cm^3 etwas höher als die mittleren ALADINA-Messwerte oberhalb der Mischungsschicht, aber niedriger als die ALADINA-Maximalwerte (bei den ALADINA-Messungen handelt es sich um Momentaufnahmen, sie können deshalb nicht ohne weiteres verallgemeinert werden). Verglichen werden kann auch mit Partikel-Anzahlkonzentrationen, die an den GUAN-Stationen im Gebirge gemessen wurden. Für das Jahr 2023 ergaben sich die folgenden Jahresmittelwerte: Zugspitze (Alpen, 2.650 m) 1.100 1/cm^3, Schauinsland (Schwarzwald, nahe Freiburg im Breisgau, 1.205 m), 1.400 1/cm^3, Hohenpeißenberg (Alpenvorland, etwa 55 km südwestlich von München, 985 m) 2.000 1/cm^3. Der angenommene Wert von 1.100 1/cm^3 ist damit durchaus realistisch für Hintergrundluft (die Werte der Station Hohenpeißenberg unterliegen vermutlich einem stärkeren anthropogenen Einfluss).

5.4 Meteorologie

5.4.1 Meteorologie für LASPORT und LASAT

Abbildung 45 zeigt als Beispiel eine statistische Auswertung der meteorologischen Zeitreihe für das Jahr 2023, die für die Ausbreitungsrechnungen mit LASPORT (Flughafen) und LASAT (Kfz-Verkehr) verwendet wurden. Testauswertungen zeigten, dass die Zeitreihen in ihren statistischen Kenngrößen näherungsweise mit denen übereinstimmen, die vom Modell LOTOS-EUROS erzeugt und verwendet wurden.

Abbildung 45: USAT-Messungen bei BER, 2023: Statistische Auswertung



Stabilität	ua (m/s)	
sehr stabil	1,3	6,8%
stabil	1,9	15,0%
stabil/indifferent	4,0	48,2%
indifferent/labil	3,1	17,5%
labil	2,0	9,5%
sehr labil	1,4	3,0%

Statistische Auswertung der für LASPORT und LASAT verwendeten meteorologischen Zeitreihe (gemessen an der meteorologischen Station des Flughafen BER) für das Jahr 2023. Quelle: Eigene Darstellung.

Für die Ausbreitungsrechnungen mit LASPORT (Flughafen) und LASAT (Kfz-Verkehr) wurden meteorologische Jahreszeiten mit Stundenmitteln von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Obukhov-Länge verwendet. Sie wurden aus Messdaten bestimmt, die von der FBB mit einem dreidimensionalen Ultraschallanemometer an der meteorologischen Station des Flughafen BER gewonnen wurden. Hierbei wurden die 10-Minuten-Mittel der Messungen in Stundenmittel überführt (vektorielle Mittelung des Windes, harmonische Mittelung der Obukhov-Länge).

Die Rauigkeitslänge in der Umgebung des Messortes mit der Messhöhe 10 m über Grund wurde anhand eines Rauigkeitslängenkatasters (aus dem Programmpaket AUSTAL 3.3) mit 0,1 m abgeschätzt, die mittlere Rauigkeitslänge im gesamten Betrachtungsgebiet mit 0,5 m. Die Messhöhe und die Obukhov-Längen wurde auf diese Rauigkeitslänge gemäß Richtlinie VDI 3783-8 übertragen (effektive Messhöhe 19,0 m, Skalierungsfaktor der Obukhov-Länge 2,25). In den Berechnungen wurde entsprechend Richtlinie VDI 3783-8 die Verdrängungshöhe als das 6-fache der Rauigkeitslänge abgeschätzt.

Die meteorologischen Daten wurden aufgrund der geringen Geländesteigungen und freien Anströmung des Messortes als repräsentativ für das gesamte Rechengebiet angesehen.

5.4.2 Meteorologie für LOTOS-EUROS

LOTOS-EUROS verwendet die operationellen 12-Stunden-Vorhersagen des Europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersagen (ECMWF), mit einer Auflösung von etwa 9 km (F1280). Die Vertikalschichtung ist verknüpft mit der von ECMWF: In Oberflächennähe wurden die ursprünglichen ECMWF-Schichten verwendet, mit zunehmender Höhe wurden mehrere ECMWF-Schichten kombiniert, um die Rechenzeit zu reduzieren, wobei die Auflösung nach oben abnahm. Das Modell verwendete 12 Schichten, die bis in etwa 8 km Höhe reichen. Für Oberflächenwerte wurden Stundenwerte des ECMWF benutzt, für die 3D-Felder von Temperatur, Wind und sonstigen Größen wurden 3-stündliche Daten interpoliert. Dabei wurden auch oberflächenspezifische Daten berücksichtigt und auf die LOTOS-EUROS Auflösung interpoliert. Für die Rauigkeit und damit zusammenhängende Deposition wurden die CORINE2018-Landnutzungsdaten verwendet. Für Modell-Bereiche außerhalb der EU, in denen diese Information nicht verfügbar war, wurden die Landnutzungsdaten CORINE/Smiatek (2000) verwendet. Die Simulation der Emissionen von Staub, Seesalz, NO_x aus Bodenprozessen und Isopren wird innerhalb von LOTOS-EUROS berechnet, abhängig von Windgeschwindigkeit, Bodenfeuchte und Temperatur. Für Details sei auf den LOTOS-EUROS Reference Guide (Manders-Groot et al., 2023) verwiesen.

6 Modellierung: Emissionsquellen

6.1 Flughafen

6.1.1 Flüchtige Ultrafeinpartikel aus Haupttriebwerken: Modellansatz VPA1.0

Die Freisetzung flüchtiger Ultrafeinpartikel aus Triebwerken ist Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (Owen et al., 2022) und es existierte zum Zeitpunkt des Projekts weder eine Datenbasis (ähnlich zur ICAO EEDB für nicht-flüchtige Partikel) noch ein etablierter Ansatz zur Abschätzung der Emissionen.

Wichtig für einen solchen Ansatz ist, dass er sowohl die Anzahl als auch den mittleren Durchmesser der flüchtigen Partikel erfasst, denn die messtechnisch oder regulatorisch bedingte untere Durchmessergrenze ist oft vergleichbar mit dem typischen Durchmesser flüchtiger Partikel im Nahfeld der Quelle (Größenordnung 10 nm). Die EU-Richtlinie 2024/2881 legt die untere Durchmessergrenze explizit auf 10 nm fest (Europäische Union, 2024).

Es sollte daher aus Gründen der Vergleichbarkeit in einer Ausbreitungsrechnung nicht nur die Gesamtzahl der Partikel prognostiziert werden, sondern genauer die Anzahl der Partikel oberhalb einer Durchmessergrenze. Dies betrifft hauptsächlich die flüchtigen Partikel, da die nicht-flüchtigen Partikel aus Triebwerken größtenteils einen Durchmesser von mehr als 10 nm aufweisen. In der Praxis bestehen auch obere Durchmessergrenzen, diese liegen allerdings, abhängig von der genauen Definition oder der eingesetzten Messtechnik, typischerweise bei mindestens 100 nm, speziell bei CPC-Messungen (siehe Abschnitt 2.2.2) oberhalb von 1 µm. Die genaue Obergrenze ist unkritisch, da die Partikel aus Flugzeugtriebwerken in der Regel kleiner als 100 nm sind.

Im Folgenden wird der in diesem Projekt eingesetzte pragmatische, halb-empirische Modellansatz VPA1.0 (*volatile particle approximation version 1.0*) skizziert. Eine ausführlichere Beschreibung erfolgt in einer Veröffentlichung, die für das Jahr 2026 geplant ist.

Flüchtige Partikel entstehen vor allem aus gasförmigen Vorgängerstoffen (insbesondere Schwefelverbindungen, organischen Stoffen und Wasser), die mit der heißen Abluft des Triebwerks ausgestoßen werden und im weiteren Verlauf abkühlen. In Anlehnung an einen vereinfachten Ansatz von Kärcher et al. (2000) wird angenommen, dass sich unmittelbar nach dem Austritt Kerne mit einem Durchmesser um die 1 nm bilden, die im weiteren Transport wachsen. In diesem vereinfachten Bild ändert sich nicht die Zahl der Kerne, sondern nur ihr Durchmesser.

Modelltechnisch werden Masse und Anzahl flüchtiger Partikel als separate Spurenstoffe behandelt, wobei die Emissionen in Masse und Anzahl pro Zeiteinheit und die Konzentrationen in Masse und Anzahl pro Volumeneinheit angegeben werden. Auf diese Weise wurden Masse und Anzahl nicht-flüchtiger Partikel in LASPORT in den letzten Jahren bereits routinemäßig auf der Grundlage der ICAO EEDB und dem Modellansatz FOA4 aus ICAO-Dokument 9889 modelliert.

Für die flüchtigen Partikel wird nun zusätzlich eine Reservoir-Substanz eingesetzt. Sie trägt die Masse von kondensierbarem organischen Material (*particulate organic matter*, POM) und Schwefelsäure, die nicht in den Anfangskernen enthalten ist, sondern im Verlauf des atmosphärischen Transports auf diese übertragen wird. Auch freigesetztes Wasser und Beiträge von Schmieröl sind indirekt hierin erfasst (durch die empirische Wahl der Parameter für den Reservoir-Stoff).

Die Emissionsraten von POM und Schwefelsäure basieren auf der Methode FOA4, um die Verbindung zu einer bestehenden Norm herzustellen. Unklarheiten bei der Interpretation von POM und der flüchtigen organischen Masse von FOA4 werden ebenso vernachlässigt wie Unterschiede in der Molmasse zwischen Sulfat (verwendet in FOA4) und Schwefelsäure.

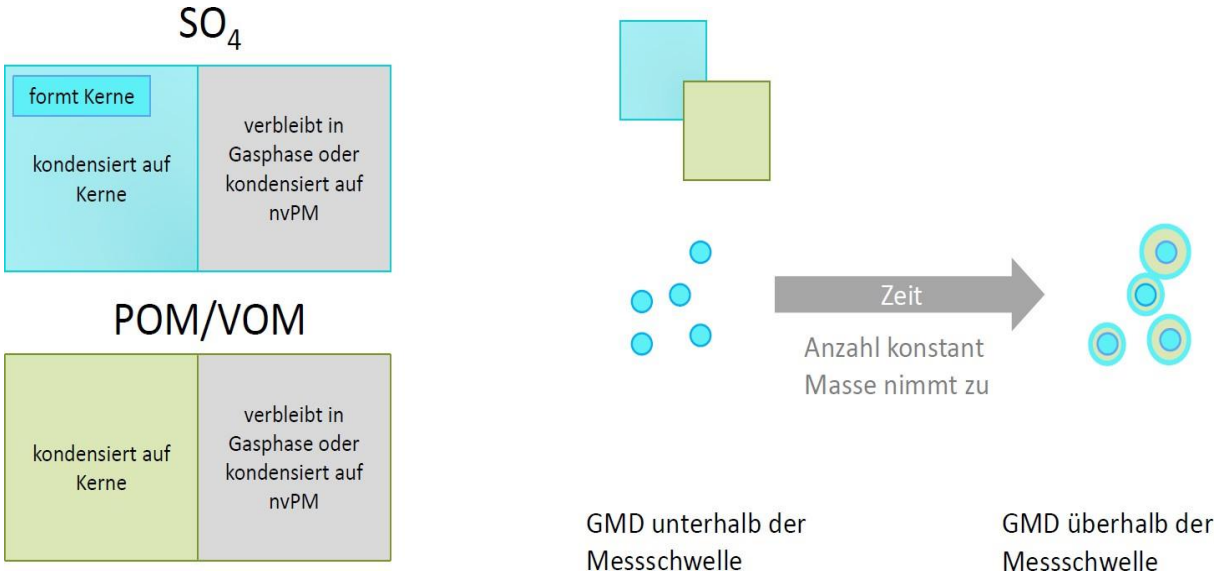
Die Massenemission wird als Anteil der emittierten POM und Schwefelsäure gemäß FOA4 definiert. Es wird angenommen, dass die restliche Masse in der Gasphase verbleibt oder auf den nicht-flüchtigen (Ruß-) Partikeln kondensiert. Die Anzahlverteilung der flüchtigen Partikel wird durch eine einmodale Lognormal-Verteilung des Durchmessers beschrieben mit einem mittleren geometrischen Durchmesser (*geometric mean diameter*, GMD) von etwa 1 nm. Der anfängliche Massenanteil dieser Sulfatkernpartikel wird auf einen kleinen Anteil der emittierten Schwefelsäure festgelegt.

Die Masse, die nicht den Anfangskernen zugeordnet wurde, wird der Reservoir-Substanz zugewiesen und mit einer gegebenen Zeitkonstante auf die Masse der flüchtigen Partikel übertragen; eine Massenübertragung auf nicht-flüchtige Partikel wird vernachlässigt (Kärcher et al., 2000). Das Ergebnis der Ausbreitungsrechnung ist dann die Massen- und Anzahlkonzentration der flüchtigen Partikel. Daraus wird unter Annahme einer Lognormal-Verteilung der mittlere geometrische Durchmesser und daraus die Anzahl der flüchtigen Partikel mit einem Durchmesser größer als ein vorgegebener Schwellenwert berechnet.

In dem Modellansatz kann auch eine Agglomeration für größere Transportzeiten, etwa mit Hintergrund-Partikeln, berücksichtigt werden. Dieser Effekt, der die Partikelzahl tendenziell verringert, wurde hier vernachlässigt.

Abbildung 46 fasst das Prinzip des Modellansatzes VPA1.0 in vereinfachter Form grafisch zusammen.

Abbildung 46: Prinzip des Ansatzes VPA1.0



Prinzip des Ansatzes VPA1.0 (*volatile particle approximation version* 1.0). POM: kondensierbarem organisches Material (*particulate organic matter*), VOM: flüchtiges organisches Material (*volatile organic matter*), GMD: mittlerer geometrischer Durchmesser (geometric mean diameter). Quelle: Eigene Darstellung.

Der Berechnungs-Algorithmus sieht wie folgt aus:

Bezeichnen $E_{M,FOA4,SO4}$ und $E_{M,FOA4,VOM}$ die Massen-Emissionsindizes nach FOA4, dann werden die Massen-Emissionsindizes von Schwefelsäure und POM auf den Bruchteil a dieser Werte gesetzt,

$E_{M,SO4}=aE_{M,FOA4,SO4}$ und $E_{M,POM}=aE_{M,FOA4,VOM}$. Ein Bruchteil k der Schwefelsäuren-Masse formt die Anfangskerne, ihr Massen-Emissionsindex ist also $E_{M,vPM}=kE_{M,SO4}$.

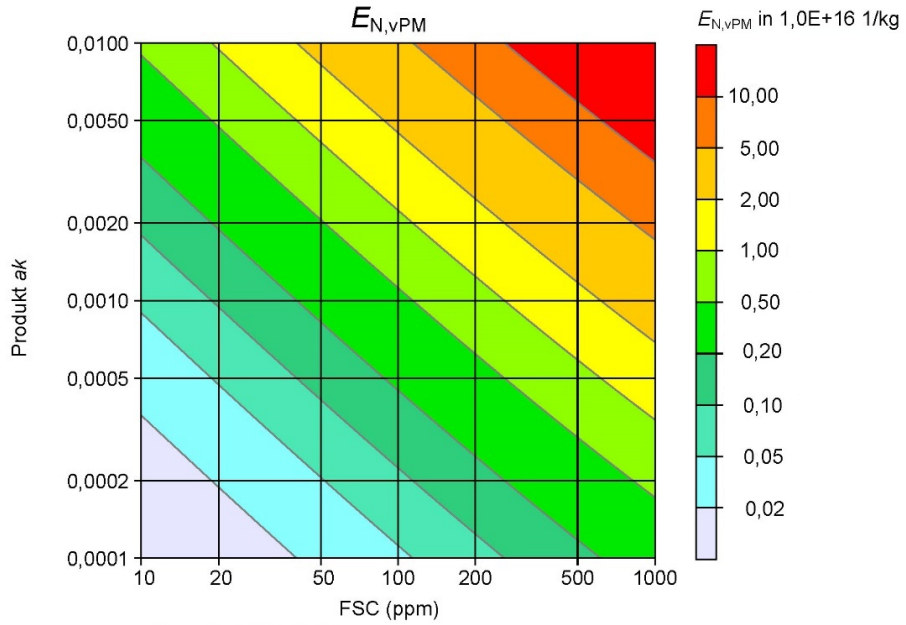
Der Anfangsdurchmesser (mittlerer geometrischer Durchmesser) dieser Partikel wird definiert als $D_a = D_0[1 + (E_{M,SO4}/E_0)^{1/3}]$ mit E_0=1 g/kg. Die pragmatische Korrektur in eckigen Klammern sorgt für eine geringere Sensitivität der Anzahl in Bezug auf den Schwefelgehalt des Kerosins.

Der Anzahl-Emissionsindex ist damit $E_{N,vPM} = E_{M,vPM}/[(\pi/6) D_a^3 \rho_v \exp(4.5 \ln^2 \sigma_v)]$ mit der Massendichte eines flüchtigen Kerns ρ_v und der geometrischen Standardabweichung der Lognormal-Verteilung σ_v. Die restliche Masse, die nicht in den Anfangskernen liegt, ist die Reservoir-Masse, $E_{M,rPM}= (1-k) E_{M,SO4}+ E_{M,POM}$.

Aus der in der Ausbreitungsrechnung lokal berechneten Massen- und Anzahlkonzentration $c_{M,vPM}$ und $c_{N,vPM}$ wird der lokale mittlere geometrische Durchmesser D_g bestimmt und daraus der Anteil der flüchtigen Partikel oberhalb des Schwellendurchmessers D_{th} (ohne Detektorbreite) als b=erfc[($\ln D_{th}$ - $\ln D_g$) / ($2^{1/2} \ln \sigma_v$)]/2. Die Anzahlkonzentration flüchtiger Partikel mit einem Durchmesser größer als D_{th} ist dann $bc_{N,vPM}$.

Die Zahlenwerte in VPA1.0 sind a=0,5, k=0,002, D_0=1 nm, σ_v=1,3, ρ_v=1,5 g/cm^3, Umsetzungsanteil S (IV) nach S (VI) 0,024, Schwefelgehalt im Kerosin 400 ppm und Zeitkonstante 400 s für den Massentransfer der Reservoir-Masse. Abbildung 47 zeigt als Beispiel den Anzahl-Emissionsindex als Funktion des Schwefelgehalts im Kerosin und des Produkts ak. In diesem Projekt wurde ak=0,001 und FSC=400 ppm verwendet, der resultierende, lastunabhängige Emissionsindex ist 1,4E+16 1/kg.

Abbildung 47: Anzahl-Emissionsindex $E_{N,vPM}$ bei Variation verschiedener Modellparameter



Anzahl-Emissionsindex flüchtiger Partikel als Funktion des Schwefelgehalts im Kerosin (*fuel sulphur content*, FSC) sowie des Produkts der beiden Modellparameter *a* und *k* (siehe Text). Quelle: Eigene Darstellung.

Mit dem hier beschriebenen Ansatz VPA1.0 konnten Durchmesser- und Konzentrationsmessungen im Bereich von einigen 100 m hinter einem Triebwerk für unterschiedliche Lastzustände im Rahmen des Horizon2020-Projekts AVIATOR sowie Konzentrationsmessungen auf dem Gelände des Flughafens Zürich (Fleuti & Maraini, 2022) meist innerhalb eines Faktors 2 wiedergegeben werden. Für den Einsatz in diesem Projekt wurden keine weiteren Anpassungen vorgenommen.

6.1.2 Gesamtemissionen des Flughafens

Mit der Verortung von Pisten, Positionsbereichen, Taxiwegen, Verkehrsstraßen und der Festlegung der Flugbewegungen in einem Flugtagebuch samt Steig- und Landeprofilen sowie den zuvor beschriebenen Emissionsdatenbanken kann ein Emissionsinventar für den Flughafen erstellt werden, das einen ersten Eindruck über die freigesetzten Mengen liefert und einen Vergleich mit den Emissionen anderer Quellengruppen ermöglicht.

Häufig werden Emissionen des Flugverkehrs an einem Flughafen als Summe bis zu einer Flughöhe von 3.000 ft (914 m) über Grund angegeben (Referenz-LTO). Allerdings ist der Beitrag einer Emission zur bodennahen Konzentration je kleiner, je größer die Emissionshöhe ist. Um in diesem Kontext einen sinnvolleren Vergleich mit den Emissionen der anderen, allesamt bodennahen Quellengruppen zu ermöglichen, wird für diesen Vergleich die Summe nur bis in eine Höhe von 1.000 ft (305 m) über Grund gebildet. In der Ausbreitungsrechnung wurden die Emissionen bis 3.000 ft berücksichtigt und ihr Transport bis in noch größere Höhen verfolgt.

Tabelle 5 zeigt, getrennt für beide Berliner Flughäfen, die Anzahl der jährlichen Flugbewegungen (LTO, gerundet), sowie die jährliche Gesamtemissionen für die folgenden Stoffe: Treibstoffverbrauch (*fuel burned*, FB), NO_x, PM_{10}, vPN und nvPN (Anzahl flüchtiger und nicht-flüchtiger Partikel). Zu den Gesamtemissionen tragen dabei der Flugverkehr (bis 1.000 ft bzw. 305 m Höhe), Hilfstriebwerke, Bodenabfertigung und luftseitiger Kfz-Verkehr bei.

Tabelle 5: TXL & BER (bis November 2020 SXF): Jährliche Anzahl LTO und Gesamtemissionen

Stoff	Flughafen	2019	2020	2021	2022	2023
Anzahl LTO	TXL	96.000	30.000	0	0	0
Anzahl LTO	SXF/BER	45.000	22.000	52.000	82.000	88.000
FB (t/a)	TXL	44.647	12.958	0	0	0
FB (t/a)	SXF/BER	20.194	8.957	24.155	37.649	41.833
NO_x (t/a)	TXL	525	152	0	0	0
NO_x (t/a)	SXF/BER	223	96	262	433	501
PM_{10} (t/a)	TXL	7	2	0	0	0
PM_{10} (t/a)	SXF/BER	3	1	4	6	6
nvPN (10^{21}/a)	TXL	63	19	0	0	0
nvPN (10^{21}/a)	SXF/BER	21	11	36	53	63
vPN (10^{21}/a)	TXL	525	151	0	0	0
vPN (10^{21}/a)	SXF/BER	236	78	284	441	492

Die Anzahl Flugbewegungen (LTO) und damit die Emissionen unterscheiden sich signifikant in den einzelnen Jahren, zum einen aufgrund der Corona-Pandemie, zum anderen lokal durch die Schließung des Flughafens Tegel (TXL) und die Öffnung des Flughafens BER im November 2020 (für eine graphische Darstellung der monatlichen Anzahl Flugbewegungen siehe Abbildung 4 im Abschnitt 1.2.2).

6.2 Kfz-Verkehr

Die wesentlichen Arbeitsschritte zur Ermittlung der Kfz-Emissionen, die in den folgenden Abschnitten beschrieben sind, waren die Ermittlung bzw. Beschaffung der Verkehrsmengen und -zusammensetzungen des landseitigen Verkehrs um die Flughäfen TXL (nur 2019 und 2020) und BER (bis Anfang November 2020 SXF) sowie des übrigen Kfz-Verkehrs auf den Straßennetzen im Modellgebiet, die Entwicklung eines Ansatzes zur Ermittlung der UFP-Emissionen des Kfz-Verkehrs und der tatsächlichen Emissionsmodellierung für UFP sowie die Komponenten PM_{10}, $PM_{2,5}$, NO_x und Ruß.

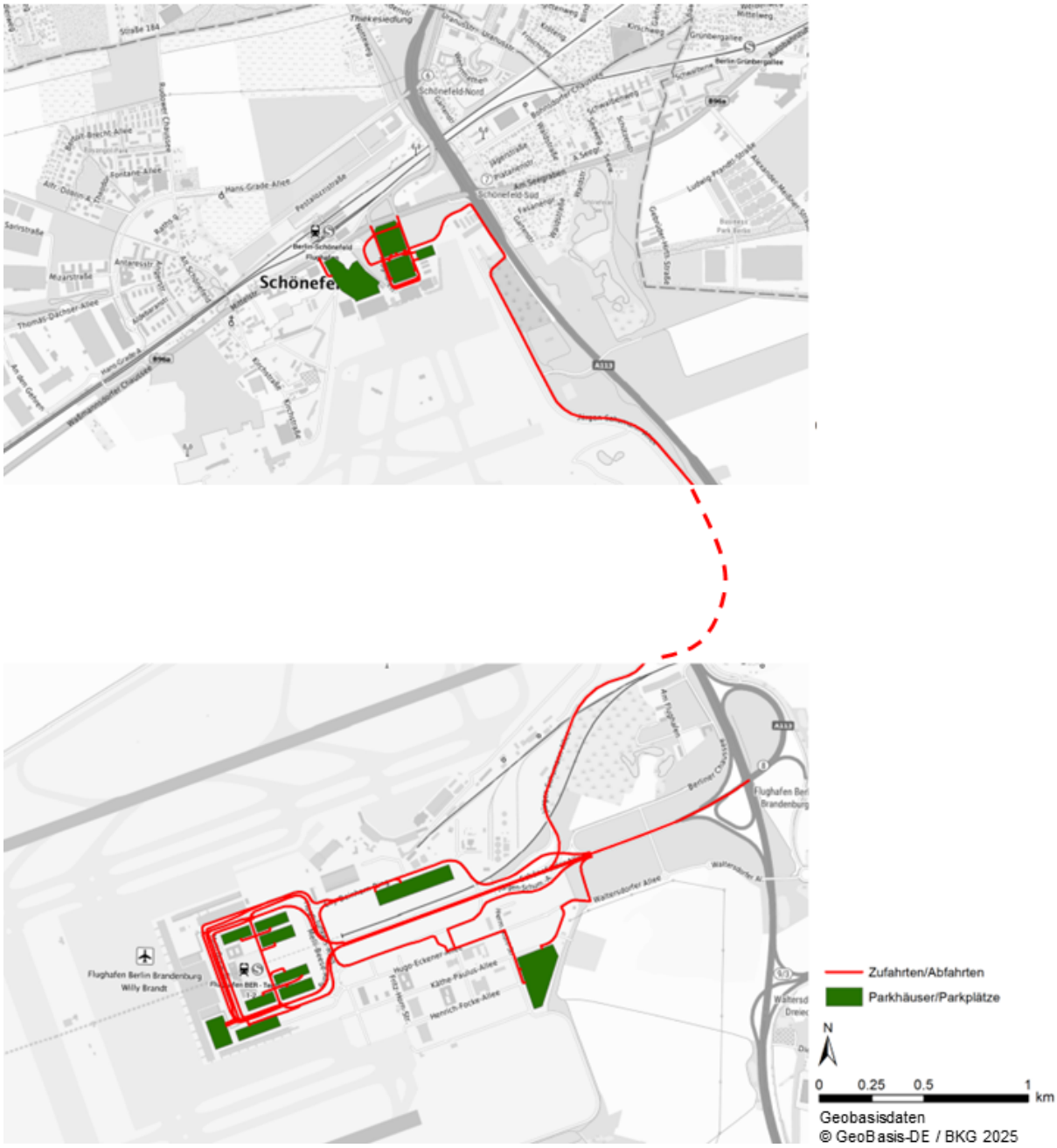
6.2.1 Landseitiger Kfz-Verkehr um die Flughäfen

Als Datengrundlage für den landseitigen Verkehr um die Flughäfen wurde von der Flughafen Berlin Brandenburg GmbH analoge und digitale Daten in Form von Tabellen, Karten und Geodaten bereitgestellt, aus denen wie folgt ein Mengengerüst entwickelt wurde:

- Zu und Abfahrten: Die entsprechenden Zu- und Abfahrtswege wurden anhand von Plänen digitalisiert, die Längsneigung wurde abgeschätzt. Die jeweilige Verkehrsbelastung als durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) wurde über die Anzahl der Parktickets, der Taxifahrten sowie durch Auswertungen der Busfahrpläne ermittelt und im Vergleich zu den Passagierzahlen auf Plausibilität geprüft.
- Parkhäuser und Parkplätze: Mittlere Fahrstrecken innerhalb der Parkhäuser bzw. Parkplätze wurden abgeschätzt und die DTV über die Anzahl der Parktickets ermittelt und anhand von Passagierzahlen plausibilisiert. Innerhalb der Parkhäuser wurde auch die Längsneigung auf den Verbindungsstrecken zwischen den einzelnen Ebenen berücksichtigt.
- Zeitliche Verteilung des landseitigen Kfz-Verkehrs: Für die Busverkehre wurde diese auf Basis der Busfahrpläne ermittelt, für den sonstigen landseitigen Kfz-Verkehr anhand der zeitlichen Verteilung der Flugbewegungen aus den Flugtagebüchern.

Abbildung 48 zeigt beispielhaft eine Darstellung der berücksichtigten 94 Linien- und 15 Flächenquellen des landseitigen Verkehrs am Flughafen BER. Der obere Teil der Abbildung zeigt das Gelände um das Terminal des Flughafens Berlin Schönefeld (SXF), das ab der Eröffnung des Flughafens BER zunächst noch als Terminal 5 diente, aber am 23. Februar 2021 geschlossen wurde. Die Parkplätze im Umfeld dieses Terminals wurden auch danach für die Ermittlung des landseitigen Verkehrs berücksichtigt, sie wurden aber seitdem nur noch in geringem Umfang genutzt. Der untere Teil der Abbildung zeigt das am 31. Oktober 2020 eröffnete Terminal des Flughafens BER. Beide Bereiche werden durch die unmittelbar östlich am Flughafen vorbeiführende Jürgen-Schumann-Allee verbunden.

Abbildung 48: Quellen des landseitigen Kfz-Verkehrs am Flughafen BER



Quellen des landseitigen Kfz-Verkehrs am Flughafen BER (bis 3.11.2020 Berlin-Schönefeld, SXF). Näheres siehe Text. Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH

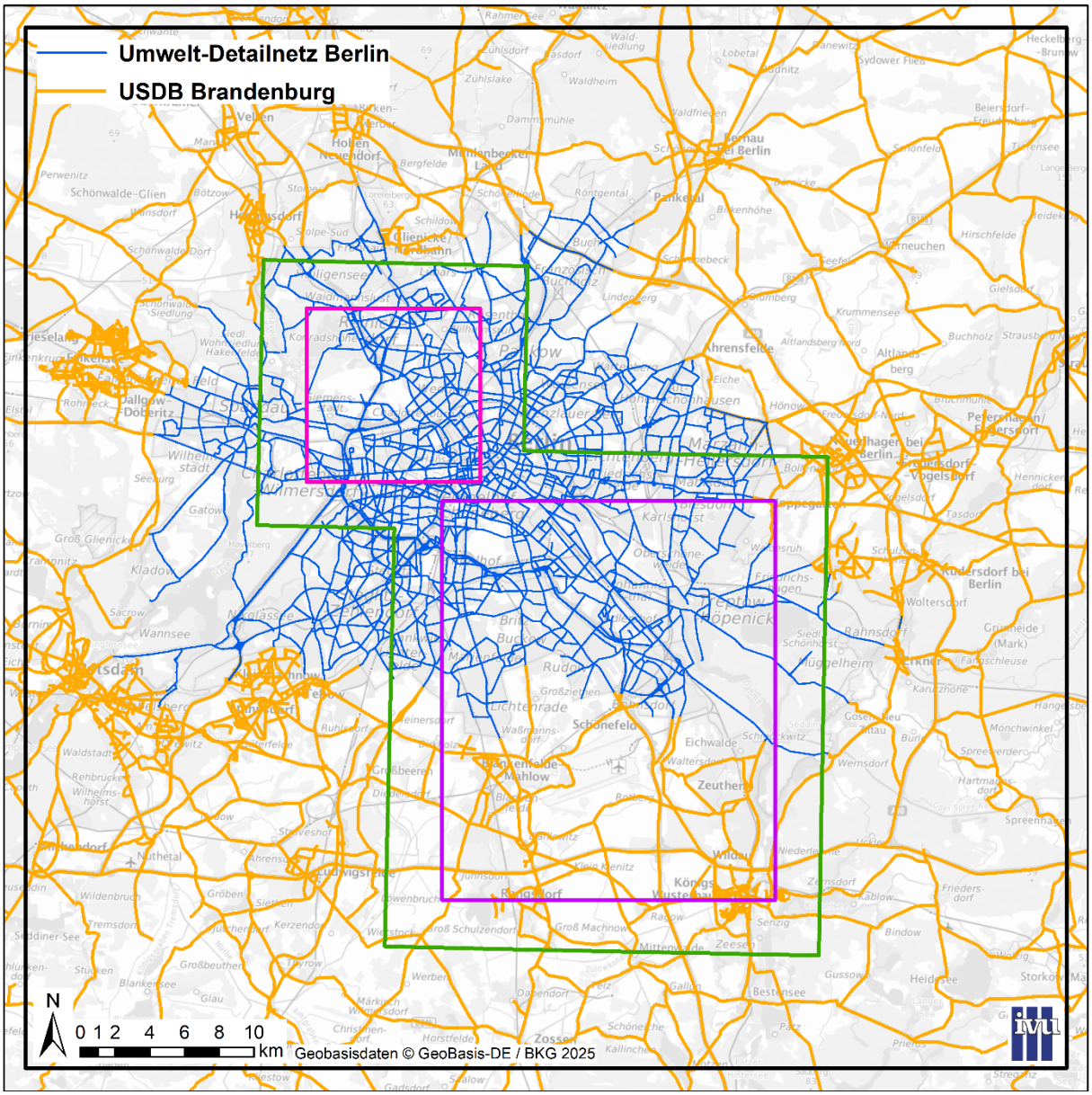
6.2.2 Übriger Kfz-Verkehr

Die Liniennetze, Mengengerüste und Verkehrszusammensetzungen des übrigen Kfz-Verkehrs entstammen den Emissionskatastern der Bundesländer Berlin und Brandenburg. In Berlin ist die Grundlage konkret das „Umwelt-Detailnetz Hauptverkehrsstraßen“ mit Stand 2019, lokalen Aktualisierungen für 2021 und mit Stand 2023. Für die Teile des Modellgebiets, die in Brandenburg liegen bilden Auszüge aus der Umweltstraßendatenbank (USDB) mit Ständen 2019, 2020, 2021 und 2023 die Datengrundlage. Die zeitliche Verteilung der darin jeweils enthaltenen DTV-Werte erfolgte anhand der mittleren zeitlichen Verteilung der Kfz auf die Stunden der jeweiligen Bezugsjahre, die anhand von Zähldaten ermittelt wurden, die von der

Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht wurden. Dafür wurde sowohl für alle Zählstellen an Bundesstraßen als auch an Autobahnen in Berlin jeweils eine Clusteranalyse durchgeführt und die zeitliche Verteilung der Zählstelle, die den Clustermittelpunkt darstellt, genutzt. Die so für die Bundesstraßen ermittelten Werte wurden dabei allen Straßen im Modellgebiet zugewiesen, die nicht als Autobahn klassifiziert sind.

In Abbildung 49 findet sich eine Darstellung der berücksichtigten Linienquellen des Kfz-Verkehrs, differenziert nach der Herkunft der Daten. Die Strecken innerhalb des grün dargestellten „LASAT-Emissionsgebiets“ (s. auch Abbildung 43) wurden dabei in der detaillierten Modellierung des Kfz-Verkehrs mit LASAT berücksichtigt, die außerhalb liegenden in der Modellierung mit LOTOS-EUROS (siehe Abschnitte 5.3.2 und 5.3.3).

Abbildung 49: Linienquellen des Kfz-Verkehrs in und um Berlin



Linienquellen des Kfz-Verkehrs differenziert nach Herkunft der Daten (blau: Umwelt-Teilnetz Berlin, gelb: USDB Brandenburg). Die schwarz, pink und rosa umrandeten Quadrate umgrenzen die UTRAFLEB-Modellgebiete, siehe Abbildung 43 im Abschnitt 5.2. Das grün umrandete Gebiet ist das LASAT-Emissionsgebiet (siehe Text). Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH

Ein wichtiger Arbeitsschritt bestand in der Aufbereitung der Tunnelstrecken in diesen Datenbanken innerhalb des LASAT-Emissionsgebiets für die sachgerechte Nutzung in der Ausbreitungsmodellierung. Dazu wurden für die Tunnelstrecken Ersatzlinienquellen generiert, über die in sehr vereinfachter Form die Emissionen aus den jeweiligen Tunnelstrecken ein stückweit entlang der entsprechend anschließenden Strecken verteilt werden, so dass die Bereiche der Tunnelstrecken selbst in der Modellierung frei von Kfz-Emissionen bleiben. Bereits an dieser Stelle sei betont, dass es weder Teil der Ziel- noch der Aufgabenstellung dieses Projekts war, eine detaillierte Tunnelmodellierung durchzuführen, was an sich schon ein komplexes Unterfangen ist. Hier wurde dafür ein sehr einfacher Ansatz gewählt und daher unterliegen die hier für die Bereiche der Tunnelportale und der weiterführenden Strecken ermittelten Konzentrationswerte einer höheren Unsicherheit.

6.2.3 Partikelanzahl-Emissionen des Kfz-Verkehrs

Die Modellierung der Emissionen von Schadstoffen wie z. B. NO_X, PM_{10} oder $PM_{2,5}$ wird seit vielen Jahren auf Basis des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) durchgeführt, siehe Abschnitt 6.2.4. Die Modellierung der Kfz-bedingten Partikelanzahl-Emissionen hingegen erfolgt erst seit kurzem und unterliegt noch großem Forschungsbedarf. Auch im aktuell vorliegenden HBEFA in der Version 4.2 (INFRAS, 2022) finden sich hierzu lediglich Anzahl-Emissionsfaktoren für nicht-flüchtige Abgaspartikel mit Durchmesser größer als 23 nm, was wesentlich mit der aktuellen Kfz-Typprüfung zusammenhängt, bei der bisher nur solche Kleinstpartikel reglementiert sind. Auch beim Kfz-Verkehr werden aber neben diesen nicht-flüchtigen Partikeln auch flüchtige Partikel emittiert, diese bilden tatsächlich sogar den überwiegenden Teil aller UFP-Emissionen des Kfz-Verkehrs. Für dieses Projekt galt es daher zunächst, Emissionsfaktoren für UFP-Emissionen des Kfz-Verkehrs zu recherchieren, mit denen sich auch die flüchtigen Partikel in der Modellierung berücksichtigen lassen.

In den zwei EU-Horizon-Projekten RI-URBANS (El Malki et al., 2024) und EASVOLEE (El Malki et al., 2025a, 2025b) wurde ein Partikelzahl-Emissionsinventar für alle anthropogenen Quellen für ganz Europa erstellt, wobei die flüchtigen Partikel konsequent für alle Quellen mit einbezogen wurden. Während sich das RI-URBANS-Projekt hauptsächlich darauf konzentrierte, einen vollständigen Überblick über alle Quellen zu erhalten, befasst sich EASVOLEE speziell mit Abgaspartikeln aus dem Verkehrssektor und es wurden spezifische Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugtypen abgeleitet. Dazu wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Als Ergebnis der Recherche wurden Emissionsfaktoren für Partikelanzahlen verschiedener Fahrzeugkategorien zusammengestellt, differenziert nach den wichtigsten Fahrzeugtypen (Pkw, leichte und schwere Nutzfahrzeuge, motorisierte Zweiräder), dem Kraftstofftyp und der Schadstoffklasse (Euro-Norm). Bei dieser Recherche wurden nur Informationen über die Gesamtpartikelzahl als Summe der festen und flüchtigen Anteile erfasst, da dies die relevante Größe bei Messungen und für die Beurteilung der Luftqualität ist. Bevorzugt wurden Emissionsfaktoren einbezogen, die aus Messungen auf der Straße abgeleitet wurden, aber auch Labormessungen wurden berücksichtigt, um Datenlücken zu vermeiden.

Innerhalb der Bandbreite der Emissionsfaktoren erwiesen sich die Unterschiede zwischen Straßenklassen (innerstädtisch, außerorts, Autobahn) als statistisch nicht signifikant genug, so dass jeweils ein Emissionsfaktor für alle Verkehrssituationen verwendet wurde.

Im europäischen Inventar wurden jeder Emissionsquelle Größenverteilungen zugewiesen. Diese basieren ebenfalls auf einer Literaturrecherche, bei der eine Reihe spezifischer Größenverteilungen ermittelt wurden. Sie decken grundsätzlich den Größenbereich 10–325 nm ab und enthalten 15 Größenklassen, u. a. mit einer Klassengrenze bei 102 nm. Für das vorliegende Projekt wurden diese Größenverteilungen genutzt und alle Anzahlemissionen bis zu

einer Größe von 102 nm als UFP-Emissionen betrachtet. Bei den Abgasemissionen des Verkehrs sind die Größenverteilungen nach den wichtigsten Kraftstoffen differenziert, enthalten aber auch einige Differenzierungen, die für Fahrzeuge mit/ohne spezifische Abgasreinigung repräsentativ sind. Insgesamt liegen für Abgas-UFP 7 verschiedene Größenverteilungen vor.

Ähnlich wie bei den Emissionen selbst wird auch bei den Größenverteilungen nicht zwischen festen und flüchtigen Anteilen unterschieden, sondern es wurde jeweils nur eine Größenverteilung für die Gesamtzahl der Partikel abgeleitet. Wenn feste und flüchtigen Partikel separat betrachtet werden, wird für beide dieselbe Größenverteilung verwendet. Wie bereits erwähnt, enthält das HBEFA Abgaspartikelanzahl-Emissionen ab einer Größe von 23 nm ohne eine Angabe der oberen Durchmessergrenze. Mangels belastbarer Informationen wurden diese entsprechend der oberen Grenze der Größenverteilungen aus RI-URBANS konservativ alle als <325 nm betrachtet; auch wenn sicher Partikel mit größeren Durchmessern enthalten sind. Diese nicht-flüchtigen HBEFA-Abgaspartikel wurden mit der, bezüglich der unteren Grenze umnormierten, RI-URBANS-Partikelgrößenverteilungen auf die 15 Größenklassen verteilt.

Die Anzahlemissionen aller Abgasartikel, d. h. flüchtig und nicht-flüchtig, ergeben sich aus den Emissionsfaktoren aus RI-URBANS/EASVOLEE. Sie sind differenziert nach Fahrzeugtyp (Pkw, leichte und schwere Nutzfahrzeuge, motorisierte Zweiräder), Kraftstoffart und Eurostandard. Zusätzlich sind Emissionen für Abrieb (Straße, Reifen, Bremsen) verfügbar. Alle diese Emissionsfaktoren und die zugehörigen differenzierten Größenverteilungen wurden aus der bereitgestellten Differenzierung auf der detailliertesten Ebene („Fahrzeugschichten“) in die Systematik des HBEFA überführt.

Die Anzahlemissionen der flüchtigen Abgaspartikel ergeben sich als Differenz aus der Gesamtanzahlemissionen und den Anzahlemissionen der nicht-flüchtigen Abgaspartikel auf Basis des HBEFA. Ein entscheidendes Ergebnis der hier durchgeführten Arbeiten ist die Erkenntnis, dass die dargestellte detaillierte Analyse in der Bilanz für die Anzahl der emittierten UFP einen Anteil von ca. 70 - 75 % flüchtiger Partikel liefert. Gegenüber einem Ansatz, der allein auf den im HBEFA enthaltenen Emissionsfaktoren für die nicht-flüchtigen Abgaspartikelemissionen basiert, sind die UFP-Emissionen mithin also bis zu vier Mal so hoch.

Die Anzahlemissionen aus Abrieb aus RI-URBANS/EASVOLEE werden nach Reifen-, Straßen- und Bremsabrieb unterschieden. Reifenabrieb wird auf Basis von Emissionsfaktoren differenziert nach der Kfz-Art berechnet und vollständig als flüchtig betrachtet. Die Emissionen aus Straßen- und Bremsabrieb sind als Anteile an PM_1-Abriebsemissionen festgelegt, die nach dem „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook“ (EEA, 2023) berechnet werden können. Sie werden vollständig als nicht-flüchtig betrachtet. Für alle drei Komponenten werden entsprechende Größenverteilungen berücksichtigt.

6.2.4 Emissionsmodellierung

Die Emissionsberechnung für den Kfz-Verkehr erfolgte mit dem Modell IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2022). IMMIS^{em} berechnet die Kfz-Emissionen auf Basis des Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der Version 4.2 (INFRAS, 2022) unter Berücksichtigung der durch das HBEFA vorgegebene Differenzierung von Eingangsdaten. Die dem HBEFA zu Grunde liegende Datenbank besteht aus Emissionsfaktoren für einzelne Fahrzeugschichten, unterschieden nach verschiedenen Verkehrssituationen zur Beschreibung der Verkehrsdynamik, und aus Angaben zu jahresbezogenen gesamtdeutschen Flottenzusammensetzungen. Die Modellierung der PM_{10}- und $PM_{2,5}$-Emissionen durch Aufwirbelung und Abrieb (AWAR) erfolgt mit den entsprechenden Emissionsfaktoren des HBEFA 4.2. Ergänzt wird die Emissionsberechnung in IMMIS^{em} um ein Modell zur Abbildung von Kaltstartzuschlägen entsprechend der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7.

Für die Berechnungen in diesem Projekt wurde IMMIS^{em} entsprechend der HBEFA-Systematik um die im Abschnitt 6.2.3 beschriebene Modellierung der Partikelanzahl-Emissionen des Kfz-Verkehrs erweitert und entsprechende Anpassungen vorgenommen. Sie umfassen die Berechnung von PM_1-Abriebsemissionen, die Berechnung der Partikel-Gesamtzahl, die Ableitung des Anteils flüchtiger Partikel und die Verteilung in entsprechende Größenklassen von 10 - 325 nm. Somit können auch die Anzahlemissionen des Kfz-Verkehrs entsprechend dem Vorgehen bei den klassischen Luftschadstoffen auf Basis der bereitgestellten Daten zu den Kfz-Belastungen und den Netzeigenschaften ermittelt werden.

Für eine Emissionsmodellierung auf Basis des HBEFA ist eine Parametrierung der einzelnen Streckenabschnitte bzw. Parkflächen erforderlich. Diese erfolgte, wie in der Luftreinhalteplanung, bezüglich der Verkehrssituation (Teilaspekte Gebiet, Straßenklasse, Tempolimit und Verkehrsqualität / „Level of Service"), dem Kaltstarttyp und der Längsneigung.

Für die Bestimmung der Kfz-Emissionen ist nicht der Fahrzeugbestand heranzuzuziehen, sondern die im Verkehr befindliche dynamische Flottenzusammensetzung. Im vorliegenden Projekt stammen die Flottenzusammensetzungen der Verkehre auf den berücksichtigten Quellen aus regionalisierten Flottenzusammensetzungen, die auf Basis von Kennzeichenerfassungen in Berlin für die Jahre 2019, 2020 und 2021 und in Brandenburg für die Jahre 2018 bzw. 2023 ermittelt wurden. Diese wurden gemäß der generellen Entwicklung der Kfz-Flotte in Deutschland gemäß HBEFA in Berlin für die Jahre 2022 und 2023 und in Brandenburg für die Jahre 2019 bis 2022 fortgeschrieben.

Tabelle 6 listet die sich summarisch ergebenden Emissionsmengen für beide Modellgebiete. Die Emissionen innerhalb des „LASAT-Emissionsgebiets" (siehe Abbildung 43) wurden bei der räumlich detaillierten Modellierung mit LASAT verwendet, die Emissionen außerhalb davon dienten zur Modellierung der Hintergrundbelastung mit LOTOS-EUROS. Dabei wurden in der LASAT-Modellierung direkt die UFP-Emissionen (10 – 102 nm) verwendet, während an LOTOS-EUROS alle Partikel (10 – 325 nm) übergeben wurden, weil das Modell intern die Größenverteilungen abbildet.

Tabelle 6: Emissionen des Kfz-Verkehrs

Stoff	Gebiet	2019	2020	2021	2022	2023
PN (10^{21}/a)	Modellgebiet (10 – 325 nm)	529	407	344	291	250
	LASAT-Emissionsgebiet (UFP)	187	126	108	92	78
NO_x (t/a)	Modellgebiet	12.246	10.395	9.380	8.335	7.488
	LASAT-Emissionsgebiet	4.912	4.116	3.782	3.366	3.028
PM_{10} (t/a)	Modellgebiet	1.175	1.163	1.125	1.112	1.102
	LASAT-Emissionsgebiet	529	513	505	500	496
$PM_{2,5}$ (t/a)	Modellgebiet	542	510	487	474	468
	LASAT-Emissionsgebiet	237	216	210	205	201
Ruß (t/a)	Modellgebiet	138	117	104	94	86
	LASAT-Emissionsgebiet	58	48	44	39	36

6.3 Andere Emissionsquellen

6.3.1 Emissionen von PM, NO_x, SO_x und VOC

LOTOS-EUROS benötigt ein flächendeckendes Emissionsgitter mit 500 m Auflösung für die Modellierung von Berlin bzw. den angrenzenden Teilen von Brandenburg. Das Inventar des Emissionskatasters für Berlin (Schneider, Toenges-Schuller, et al., 2016) und seine Fortschreibung musste dazu mit Daten des Emissionskatasters des Bundeslands Brandenburg sowie mit weiteren, vom Umweltbundeamt (UBA) zur Verfügung gestellten Daten ergänzt werden. Eine derartige Ergänzung ist nicht einfach, weil z. B. die Aggregierung und Kennzeichnung der Sektoren in den verschiedenen Inventaren nicht identisch sind und für Brandenburg auch nicht alle relevanten Quellsektoren und Stoffe vorhanden waren. Die Inventare werden hier zuerst kurz beschrieben und die wichtigsten Ansätze erläutert. Die Ableitung eines Partikelanzahl-Inventars wird speziell im Abschnitt 6.3.2 beschrieben.

Für das Modellgebiet außerhalb Deutschlands wurden CAMS-REG_v5_1_REF2-Emissionen verwendet (Auflösung 0,1° geographische Länge und 0,05° geographische Breite, dies entspricht auf dem Breitengrad von Berlin jeweils etwa 6 km Auflösung), die europaweit konsistente Faktoren für kondensierbare Emissionen aus der privaten Holzverbrennung beinhalten. Für Deutschland wurden die Daten vom Umweltbundesamt (UBA) bereitgestellt, es wurde das Werkzeug GRETA (Gridding Emission Tool for ArcGIS) zur räumlichen Verteilung dieser Emissionen verwendet. GRETA (Schneider, Pelzer, et al., 2016) wurde vom Umweltbundesamt (UBA) entwickelt und zur Verfügung gestellt. Die Aufteilung erfolgte auf ein Gitter mit der Auflösung von 0,5 Minuten geographische Länge und 0,25 Minuten geographische Breite (dies entspricht auf der Breite von Berlin jeweils etwa 500 m Auflösung). Für Deutschland wurde die Ausgabe 2024 verwendet für die Jahre 2019-2022 und die Ausgabe 2025 für das Jahr 2023.

Die Emissionen wurden in der Vertikalen unter Verwendung der Faktoren von Bieser et al. (2011) für beide Inventare verteilt. Die Emissionen wurden unter Verwendung von Standard-Emissionsfaktoren (Monats-, Wochen und Tageszeitprofile) von Roemer et al. (2003) über die Zeit verteilt. Die zeitliche Variabilität der Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen von Privathaushalten wurden auf der Grundlage der sogenannten Heizgradtage (*Heating Degree Days*, HDD) berechnet. Bei diesem Ansatz (Mues et al., 2014) wird der Tagesanteil der jährlichen Emission als Verhältnis des Temperatur-abhängigen Tagesbedarfs zur jährlichen Summe abgeleitet. Es wird angenommen, dass 20 % der Gesamtemissionen von Privathaushalten nicht mit dem Heizen in Verbindung stehen (sondern z. B. beim Kochen oder der Bereitung von Warmwasser entstehen). Für die übrigen 80 % wird eine Referenzumgebungstemperatur von 18 °C angenommen; Heizgradtage sind alle Tage, an denen diese Temperatur unterschritten wird. Die jährlichen Emissionen für das Heizen werden anhand der Differenzen zwischen der Außentemperatur und der Referenztemperatur über alle Heizgradtage des Jahres verteilt.

Für Berlin wurde ein Emissionsinventar mit einer Auflösung von etwa 500 m auf folgender Grundlage erstellt:

- Emissionsinventar SenV Berlin. Übernahme der Emissionen des vollständiges Bottom-up-Inventars für PM_{10}, $PM_{2,5}$, NO_X, SO_X, NMVOC, NH_3, EC, CO_2 und CO für alle Sektoren mit Ausnahme von Kfz- und Flugverkehr, die in diesem Projekt neu berechnet werden. Basisjahr 2012 mit Fortschreibung für 2020 für PM und NO_X für einige Industriequellen, Hausbrand (aufgeteilt in Kohle, Holz, Öl und Gas), Schienenverkehr und Schifffahrt.

- Emissionsinventar Brandenburg (Bottom-up-Inventar) ; Sektoren Hausbrand (aufgeteilt in Kohle, Holz, Öl und Gas für PM und NO_x, Basisjahr 2013) und Industrie (Stand 2016/2018 für NO_X, NMVOC, SO_x, NH_3, CO, PM_{10} und $PM_{2,5}$).
- Detaillierte Emissionsmodellierung im Rahmen dieses Projekts für den Kfz-Verkehr in Berlin und den angrenzenden Bereichen von Brandenburg mit IMMIS^{em} gemäß Abschnitt 6.2.4.

Für Berlin ist dieses Kataster vollständig, für Brandenburg jedoch nicht: Es fehlen u. a. die Sektoren Landwirtschaft und Schifffahrt. Prinzipiell wäre es möglich, das Kataster durch Daten aus GRETA zu ergänzen. Allerdings ist die Sektor-Definition nicht immer eindeutig, dies kann die Konsistenz gefährden (z. B. hinsichtlich der Zusammensetzung des Sektors „Sonstige"). Deshalb wurden für das ULTRAFLEB Gesamtgebiet GRETA-Emissionen nicht mit einbezogen, dies sollte aber nur zu einer geringen Unterschätzung der Gesamtemissionen geführt haben. Für die beiden äußeren Domänen der LOTOS-EUROS-Läufe (Europa und Deutschland, siehe Abschnitt 5.2) wurden CAMS- und GRETA-Emissionen verwendet, sie fließen somit auf konsistente Weise als Randbedingungen in die inneren Domänen (Berlin) ein. Hier liegen zwar teilweise auch nur grobe Sektor-Informationen vor (der Kfz-Verkehr ist klar gekennzeichnet), daraus resultierende Unsicherheiten sollten die Abschätzung der Gesamt-Belastung im Raum Berlin aber nur in geringem Maße beeinflussen.

6.3.2 Partikelanzahl-Emissionen

Für Deutschland und Berlin existiert praktisch noch kein Emissionsinventar für die Partikelanzahl (*particulate number*, PN), die Ausnahme bildet der Kfz-Verkehr (siehe Abschnitt 6.2.3). Hier wurde deshalb das im Abschnitt 6.3.1 beschriebene Emissionsinventar für die Partikelmasse (PM) genutzt, um PM-Emissionen auf Partikelanzahlemissionen mit Größenverteilungen und Zusammensetzung pro Sektor zu skalieren.

In den Projekten EUCAARI (Kulmala et al., 2011) und TRANSPHORM (Kukkonen et al., 2016) wurden detaillierte europaweite PN-Inventare auf der Basis von PM für das Jahr 2005 erstellt und auf 2020 und 2030 extrapoliert. die Faktoren zur Umrechnung zwischen beiden Inventaren sind in Paasonen et al. (2013) dokumentiert und im GAINS-Modell implementiert. Diese Faktoren sind aufgrund des technischen Fortschritts, z. B. der Verwendung von Partikelfiltern und der Entschwefelung von Kraftstoffen für die Schifffahrt, teilweise veraltet. Außerdem ist die räumliche Auflösung dieser Inventare zu gering, um sie für eine hochauflösende Modellierung zu verwenden. Im Laufe des Projekts kamen neue Erkenntnisse aus dem Projekt RI-URBANS hinzu (El Malki et al., 2024). Und die aktuellen Emissionsfaktoren und Größenverteilungen aus RI-URBANS wurden angewendet.

Überwiegend wurde dabei von den PM_{10}-Werten ausgegangen. Aus diesen ergibt sich, mittels diverser Faktoren, zunächst PM_1, daraus wiederum $PM_{0,3}$, und daraus schließlich PN. Die Faktoren sind dabei abhängig vom Sektor, vom Brennstoff etc. Da nur pauschale Sektorinformationen verfügbar sind (z. B. Industrie), sind diese Umrechnungen für manche Sektoren nur ungenau. Realistischere Ergebnisse können in einigen Fällen erzielt werden, wenn die PN-Emissionen stattdessen aus dem Brennstoffverbrauch berechnet werden (mittels entsprechender Brennstoff-spezifischer Emissionsfaktoren). Der Brennstoffverbrauch wiederum ergibt sich aus den Emissionswerten für CO_2 bzw., in einigen Fällen, NO_x oder $PM_{2,5}$.

Für die verschiedenen Sektoren wurden unterschiedliche Ansätze gewählt:

- Für die Schifffahrt und mobile Maschinen und Geräte wurde die angegebene CO_2-Emission in Masse des verbrauchten Kraftstoffs umgerechnet, und es wurde ein PN-Emissionsfaktor pro kg Kraftstoff angewendet.

- In Berlin sind zwei Kohlenkraftwerke in Betrieb: Heizkraftwerk Reuter West (Siemensstadt, 600 MW elektrische und 878 MW thermische Leistung) und Heizkraftwerk Moabit (134 MW elektrische und 315 MW thermische Leistung), diese emittieren relativ viele Kleinpartikel. Hier wurde PM_{10} umgerechnet auf $PM_{0,3}$ und ein Emissionsfaktor pro kg $PM_{0,3}$ angewendet.
- Gasturbinen emittieren insbesondere viele Kleinpartikel unterhalb 10 nm, diese verdunsten aber so schnell, dass sie für die Hintergrundmodellierung irrelevant sind (Brewer et al., 2016; Xue et al., 2018). Die großen Energieanlagen mit Gasverbrennung (Turbinen) wurden separat betrachtet, hier wurde die Energieleistung aus den NO_x-Emissionen berechnet und ein PN-Emissionsfaktor pro MJ angewendet. Für sonstige Gasverbrennungs-Anlagen im Industriesektor erfolgte die Berechnung von PN aus den PM_{10}-Emissionswerten, mittels eines speziellen Emissionsfaktors für die Gasverbrennung. Für alle anderen Industriequellen wurde ein pauschaler Faktor für Produktionsprozesse verwendet, dieser basiert ebenfalls auf PM_{10}.
- Im Hausbrandsektor hing die Vorgehensweise vom Brennstoff ab: Für Holzverbrennung ergaben sich die PN-Emissionen aus dem Holzverbrauch (in MJ), dieser wiederum wurde aus den $PM_{2,5}$-Werten des Emissionskatasters abgeschätzt. Für Öl und Kohle wurde von den PM_{10}-Emissionswerten ausgegangen. Bei Gasverbrennung ist die Ultrafeinpartikel-Emission im Hausbrandsektor vernachlässigbar.

Die Erstellung eines umfassenden PN-Emissionsinventars für Berlin lag außerhalb des Rahmens des Projekts ULTRAFLEB, es wurden deshalb teilweise vereinfachende Annahmen gemacht. Dies war vertretbar: Der Schwerpunkt des Projekts lag auf Untersuchungen im Einflussbereich der Berliner Großflughäfen, und hier war zu erwarten, dass Partikel aus anderen Quellen in der Regel nur eine untergeordnete Rolle spielen, im Vergleich zu Partikeln aus Emissionen des Flughafens sowie des Straßenverkehrs (die beide im Rahmen von ULTRAFLEB umfassend betrachtet wurden).

Mit den dargestellten Schritten liegt nun ein vollständiges PN-Inventar für die Modellierung vor. Aufgrund der vorgenommenen praktischen Vereinfachungen kann es jedoch nicht als offizielles Partikelanzahlinventar für Berlin oder die Region verwendet werden. Dafür wäre eine weitere detaillierte Betrachtung und Harmonisierung der Datensätze notwendig, insbesondere eine weitere Unterteilung der Sektoren Industrie und Sonstige.

Es wurde nicht zwischen flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln unterschieden; alle verwendeten Emissionsfaktoren beziehen sich auf die Gesamt-Partikelanzahl. Es wäre zwar prinzipiell möglich, die Partikel nach ihrer Zusammensetzung zu unterscheiden (organischer und schwarzer Kohlenstoff, Sulfat, sonstige) und die Sulfate und ein Teil der organischen Kohlenstoffverbindungen als flüchtig kennzeichnen. Die Zusammensetzung ist allerdings unsicher, es müssten quellenspezifische Beiträge berechnet werden, und eine derartige Vorgehensweise wäre sehr rechenintensiv. Auch bei den Randbedingungen (Hintergrund-Messungen aus Neuglobsow oder Melpitz, siehe Abschnitt 5.3.4) wurden lediglich die Anzahlgrößenverteilungen für alle Partikel genutzt.

Abbildung 50 zeigt beispielhaft (als Summe der Emissionen für das Jahr 2022) die räumliche Verteilung der in LOTOS-EUROS verwendeten Partikelanzahl-Emissionen (Anm.: Emissionsquellen, die zur Vermeidung von Doppelzählungen in LOTOS-EUROS abgeschaltet wurden, sind hier ebenfalls dargestellt, siehe Abschnitt 5.2 zu dieser Problematik). Die linke Abbildung zeigt die Quellstärke für Partikel mit Durchmesser zwischen 10 und 100 nm (d. h. Ultrafeinpartikel, UFP), die rechte Abbildung für alle Partikel größer als 10 nm.

Abbildung 50: Räumliche Verteilung der in LOTOS-EUROS verwendeten PN-Emissionen 2022

Räumliche Verteilung der in LOTOS-EUROS verwendeten Partikelanzahl-Emissionen. Summen für das Jahr 2022. Links: Partikel mit Durchmesser zwischen 10 und 100 nm. Rechts: alle Partikel größer als 100 nm. Quelle: Eigene Darstellung.

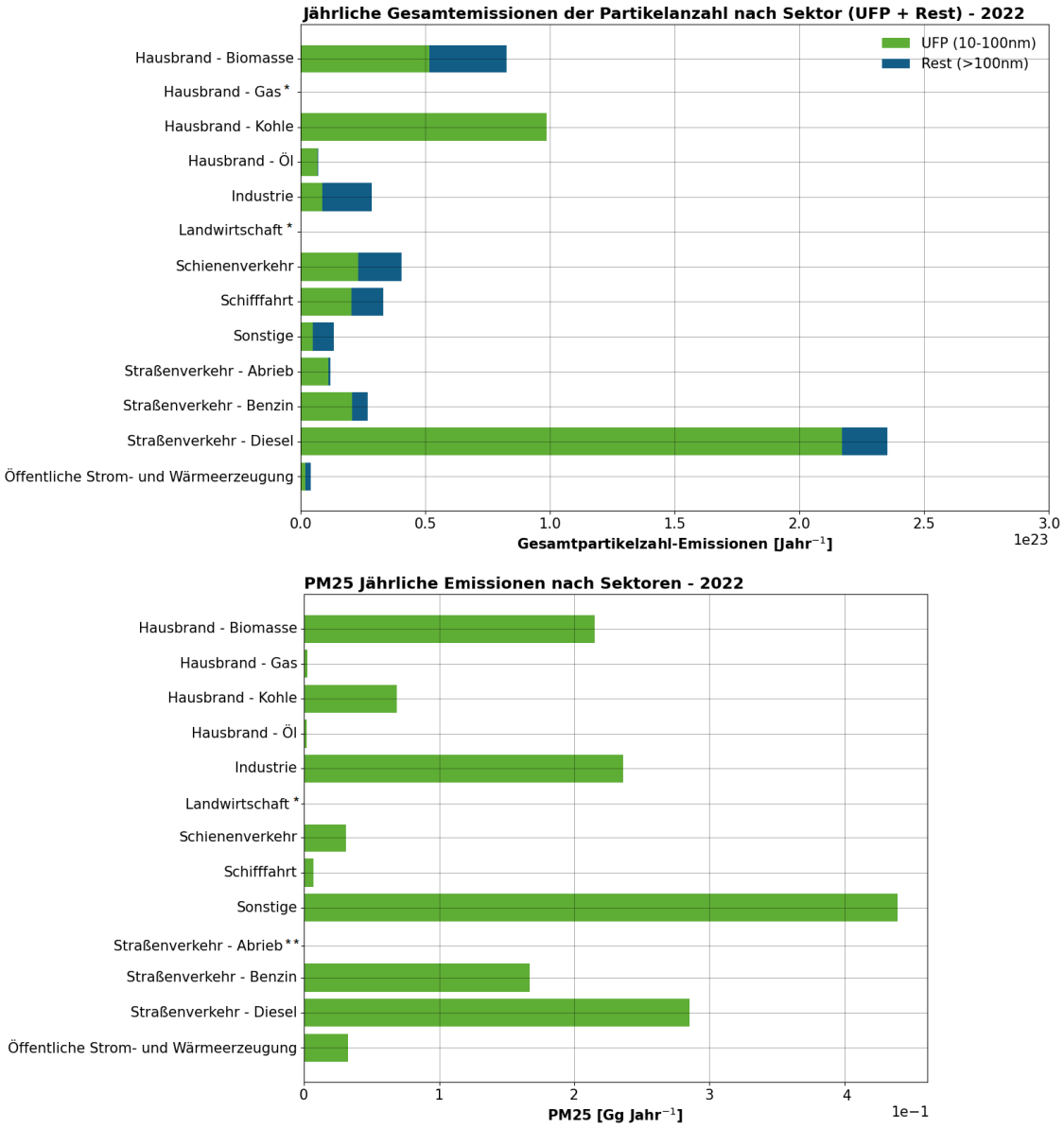
Aufgrund der Dominanz von UFP liegen die Summen für alle Partikel (rechte Abbildung) in den meisten Bereichen nur unwesentlich höher als die Summen für UFP (linke Abbildung). Die wenigen auffallenden Unterschiede zwischen beiden Abbildungen werden in Bereichen mit einem überproportional hohen Beitrag von Partikeln größer als 100 nm verursacht, diese entstehen zum einen im Verkehr, zum anderen bei der Holzverbrennung im Hausbrandsektor. Kraftwerke und Industrieanlagen erscheinen als weinrote Punkte, d. h. die Jahressummen der Emissionen betragen hier zwischen 1 und 2 10^{21} Partikeln pro Jahr (einige dieser Punkte sind nur in der rechten Abbildung für alle Partikel sichtbar). Ansonsten bildet offensichtlich der Straßenverkehr die wichtigste Quelle: Die Emissionen liegen an stark befahrenen Routen zwischen 8 10^{19} und 1 10^{21} Partikeln pro Jahr.

Abbildung 51 oben zeigt die jährlichen Gesamtemissionen im LOTOS-EUROS Modellgebiet im Jahr 2022, separiert nach Sektoren. Die beiden dominierenden Partikelquellen sind dieselbetriebene Fahrzeuge, sowie der Hausbrand, wobei dieser sich zu jeweils etwa 50 Prozent (bei Betrachtung aller Partikel) auf Kohle und Biomasse aufteilt. Kohle-Verbrennung im Hausbrand erzeugt offenbar vor allem Ultrafeinpartikel, während bei Biomasse-Verbrennung auch ein signifikanter Anteil größerer Partikel entsteht (d. h. bei Betrachtung der Partikel-Masse anstelle der Anzahl liegt der Biomasse-Hausbrand klar vor dem Kohle-Hausbrand, siehe Abbildung 51 unten). Bei der Betrachtung ausschließlich von Partikeln größer als 100 nm liegt der Biomasse-Hausbrand an erster Stelle im LOTOS-EUROS-Modellgebiet, gefolgt von Industrie, Dieselfahrzeugen und Schienenverkehr.

Abbildung 51 unten zeigt zum Vergleich, wie sich die Beiträge der Sektoren gestalten, wenn die Partikel-Masse anstelle der Anzahl betrachtet wird. Dargestellt ist $PM_{2,5}$, die Gesamtmasse aller Partikel mit Durchmesser kleiner als 2,5 µm. Im LOTOS-EUROS-Modellgebiet dominieren die

sonstigen Quellen, gefolgt von Dieselfahrzeugen, Industrie, Biomasse-Hausbrand und Benzinfahrzeugen. Die Kategorie der sonstigen Quellen des Berliner Emissionskatasters (Schneider, Toenges-Schuller, et al., 2016) umfasst u.a. die Effekte von verschiedenen Produkten sowohl im betrieblichen als auch im privaten Umfeld (Lösungsmittel, Mineralölprodukte, Kühl-, Treib- und Löschmittel etc.), sowie Emissionen aus dem Bereich Abfall und Abwasser

Abbildung 51: LOTOS-EUROS-Modellgebiet: PN- und $PM_{2,5}$-Emissionen pro Sektor im Jahr 2022



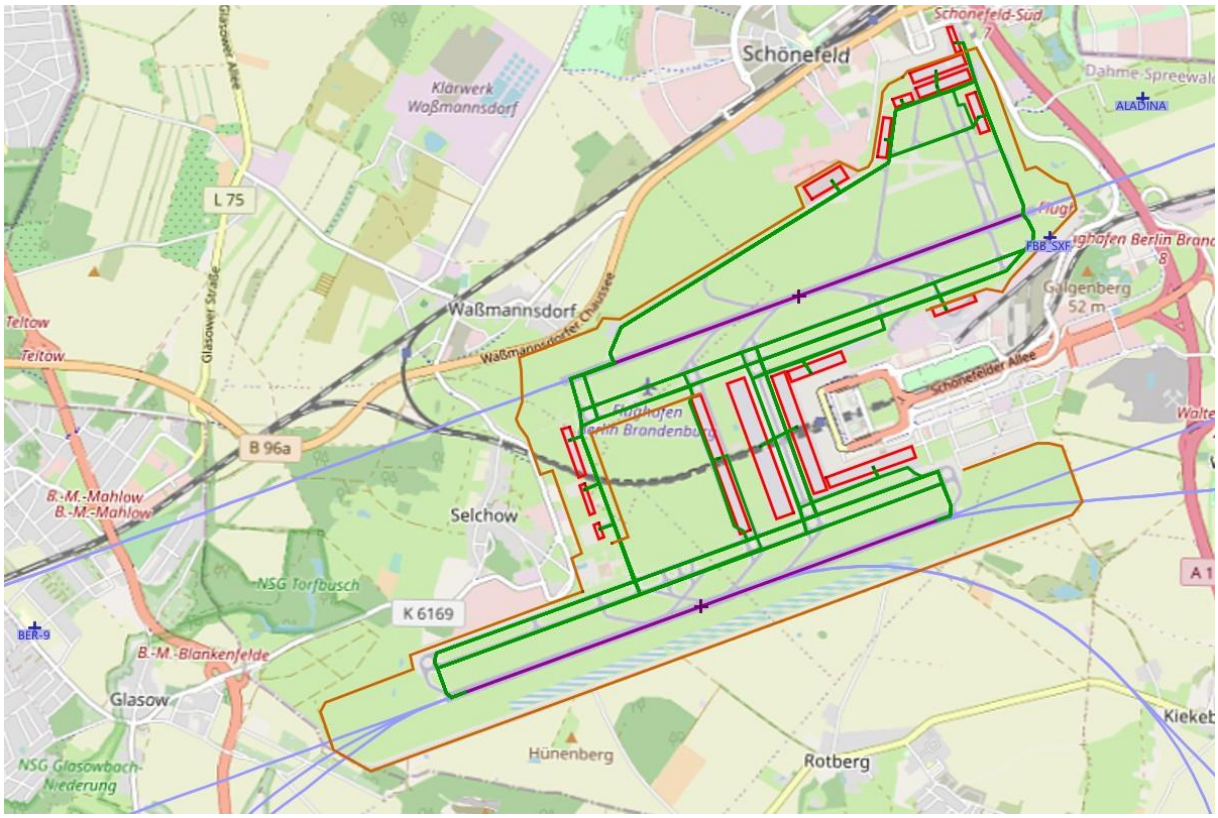
Partikelanzahl-Emissionen (oben. Grün: UFP 10-100 nm, blau: Partikel >100 nm) und $PM_{2,5}$-Emissionen (unten) für das LOTOS-EUROS Modellgebiet pro Sektor. *Für diese Emissionen erfolgte keine Ermittlung der Werte, sie können aber hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Partikel-Belastung in Berlin als vernachlässigbar klein angenommen werden. ** Abrieb des Sektors Straßenverkehr ist bei den $PM_{2.5}$ Emissionen in den Teilsektoren Benzin und Diesel enthalten. Quelle: Eigene Darstellung.

7 Modellierung im Flughafenbereich: Details

7.1 Verortungen und Flugverkehr

Abbildung 52 zeigt als Beispiel die Verortung der einzelnen Quellengruppen in LASPORT für BER 2023. Auf den Positionsbereichen wurden die Emissionen aus APU und Abfertigung verortet. Die einzelnen Flugbewegungen wurden als sich entlang der Routen und Rollwege bewegende Emittenten modelliert. Der Kfz-Verkehr wurde auf Systeme von Linienquellen abgebildet. Weitere Quellen auf dem Flughafen spielen für die hier durchgeführten Untersuchungen eine vernachlässigbare Rolle.

Abbildung 52: BER 2023: Verortungen der Quellen



Verortungen der Quellen auf dem Flughafen BER für das Jahr 2023. Lila: Start- und Landebahnen. Blau: An- und Abflugrouten. Rot: Positionsbereiche. Grün: Rollwege. Braun: Kfz-Wege. Zusätzlich sind die Positionen der Messstandorte vermerkt. Quelle: Eigene Darstellung. Hintergrund: OpenStreetMap Contributors.

Der Flugverkehr wurde als Flugtagebuch mit individuellen Flugbewegungen vorgegeben. Für jede Flugbewegung war darin der Flugzeugtyp, die Triebwerkskennung (*universal identifier*, UID), die verwendete Piste, der verwendete Positionsbereich sowie die Start-/Landezeit und die Blockzeit vermerkt.

LASPORT teilt die Flugzeugtypen in größere Gruppen ein: Large (z. B. A343, C17), Medium (z. B. A359, B763), Small (z. B. A320, B738), Regional (z. B. E190, C56X), Business (z. B. E55P, C25A), Turboprop (z. B. DH8D, AT45) und Piston (z. B. C172, PA28). Hubschrauberbewegungen lieferten in diesem Projekt einen vernachlässigbaren Beitrag.

Die Bewegungen der Gruppe Large machen meist nur wenige Prozent aus, der Hauptteil der Bewegungen findet in den Gruppen Small (um die 80 bis 90 %) und Regional (um die 5 bis 10 %) statt.

7.2 Datenflüsse

Die flughafenbezogenen Emittenten wurden mit LASPORT modelliert. Hierzu gehören die Haupttriebwerke der Flugzeuge während des Start-Lande-Zyklus (*landing take-off cycle*, LTO), die Hilfstriebwerke (*auxiliary power units*, APU), die Bodenabfertigung (*ground support equipment*, GSE) und der luftseitige Kfz-Verkehr (auf dem Flughafengelände).

Details zum Flughafen-Setup, die Tagebücher mit individuellen Flugbewegungen und die meteorologischen Daten wurden von der FBB, die Emissionsfaktoren für den Kfz von der IVU bereitgestellt. Die Daten wurden in das LASPORT-Projekt für den jeweilen Flughafen und das jeweilige Jahr eingearbeitet, wobei die Flughäfen TXL und SXF in den Jahren 2019 und 2020 als getrennte Projekte geführt wurden.

Aus dem LASPORT-Projekt wurden die Emissionen als dreidimensionales Gitter mit Stundenwerten über das Kalenderjahr abgebildet und an die TNO für die interne Weiterverarbeitung übermittelt.

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen waren die dreidimensionalen Konzentrationsverteilungen als Tagesmittel und die Zeitreihen der Stundenmittel an den einzelnen Messstationen. Sie wurden an die IVU zur Zusammenführung der Ergebnisse übermittelt.

Die Tabellen mit den Stundenmitteln der Konzentration an den Messstationen, aufgeteilt in die einzelnen Teilbeiträge des Flughafens (LASPORT), des Kfz-Verkehrs (IVU, LASAT) und anderer Quellen (TNO, LOTOS-EUROS), wurden im Anschluss von IVU bereitgestellt für den Vergleich mit Messwerten.

7.3 Emissionen

Für den Flugverkehr wurden jeder Bewegung anhand der Triebwerks-UID die lastabhängigen Treibstoffverbräuche und Emissionsindizes (Menge pro Menge Treibstoff) aus der ICAO Engine Emission Databank (ICAO EEDB, Version 28) zugewiesen. Für Piston kam die FOCA-Datenbank und für Turboprop eine gebräuchliche Datenbank des FOI (Schwedisches Forschungsinstitut für Verteidigung) zum Einsatz, die Emissionen dieser Gruppen waren jedoch vernachlässigbar klein.

Die Zeiten in dem jeweiligen Lastzustand ergaben sich aus den Sink- und Steigprofilen und aus den explizit vorgegebenen Rollzeiten. Für den Sinkflug wurde ein konstanter Winkel von 3 Grad angenommen, die Steigprofile wurden in Anlehnung an die deutsche Lärmklassierung festgelegt.

Für die Hilfstriebwerke wurden die Zeiten für die Lastzustände *start/stabilisation* und *high load* nach dem ICAO-Dokument 9889 und die Zeiten für den Lastzustand *normal running* auf Grundlagen von Angaben des Flughafens (10 Minuten nach der Landung, 20 Minuten vor dem Start) abgeschätzt.

Die Emissionen aus der Abfertigung pro Flugzeug wurden in Abhängigkeit von der Flugzeuggruppe und dem Typ des Positionsbereiches (Offen, Pier, Cargo) aus der LASPORT-Datenbank mit Standardwerten belegt.

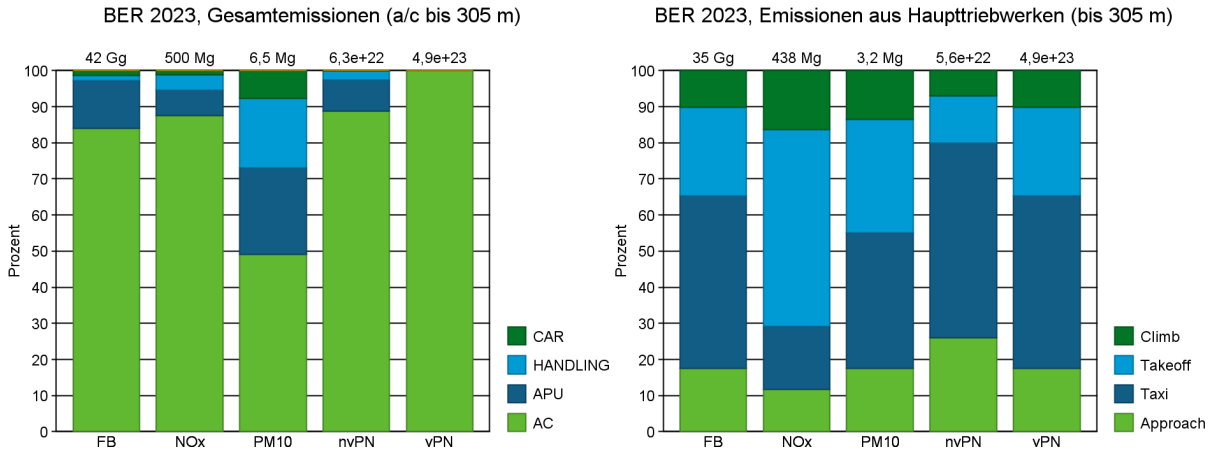
Die Mengen des luftseitigen Kfz-Verkehrs, der in verschiedene Kfz-Klassen und Verkehrssituationen unterteilt wurde, wurden proportional zur Anzahl der Flugbewegungen abgeschätzt, die Emissionsfaktoren (Menge pro Länge) wurden von der IVU vorgegeben. Der luftseitige Kfz-Verkehr lieferte nur einen geringen Beitrag zu den Gesamtemissionen.

Abbildung 53 zeigt im linken Teil die Aufteilung der Emissionen auf die unterschiedlichen Quellengruppen am Beispiel BER 2023. Die Haupttriebwerke sind für den Großteil der

Emissionen verantwortlich. Für nicht-flüchtige Partikel machen die Haupttriebwerke fast 90 % der Emissionen aus. Mit der Annahme, dass sich die Anzahl flüchtiger Partikel in Bezug auf diese Quellengruppen ähnlich verhält wie die Anzahl nicht-flüchtiger Partikel, wurden flüchtige Partikel von vornherein nur bei den Haupttriebwerken berücksichtigt (und beim Kfz-Verkehr durch Übernahme der Emissionsfaktoren von IVU, der Beitrag ist allerdings sehr gering), deshalb ergab sich bei flüchtigen Partikeln (vPN) formal ein praktisch 100 %er Beitrag der Haupttriebwerke.

Im rechten Teil der Abbildung 53 ist die Aufteilung der Emissionen aus Haupttriebwerken auf die unterschiedlichen Segmente des LTO (Climb: Nach dem Abheben, Take-off: Start auf der Piste bis Abheben, Taxi: Rollbewegungen, Approach: Sinkflug und Abrollen) dargestellt. Der Hauptbeitrag der NO_x-Emission kommt von der Startbahn, da hier Treibstoffverbrauch und Emissionsindex aufgrund des hohen Lastzustands große Werte annehmen. Der Hauptteil der Anzahlemission von Partikeln kommt von den Rollwegen. Hier ist zwar der Treibstoffverbrauch gering, aber die Verweilzeiten in diesem Segment (*time-in-mode*) sind im Vergleich zu den anderen Segmenten sehr groß (bei vergleichbaren Emissionsindizes für alle Lastzustände).

Abbildung 53: Emissionen BER 2023: Aufteilung auf Quellengruppen und LTO-Segmente



Links: Gesamtemissionen und Aufteilung auf die Quellengruppen am Beispiel BER 2023. Rechts: Aufteilung der Emissionen aus den Haupttriebwerken auf die Segmente des LTO. In beiden Fällen wurden die Emissionen aus Haupttriebwerken bis 1.000 ft (305 m) summiert. Quelle: Eigene Darstellung.

7.4 Konzentrationen

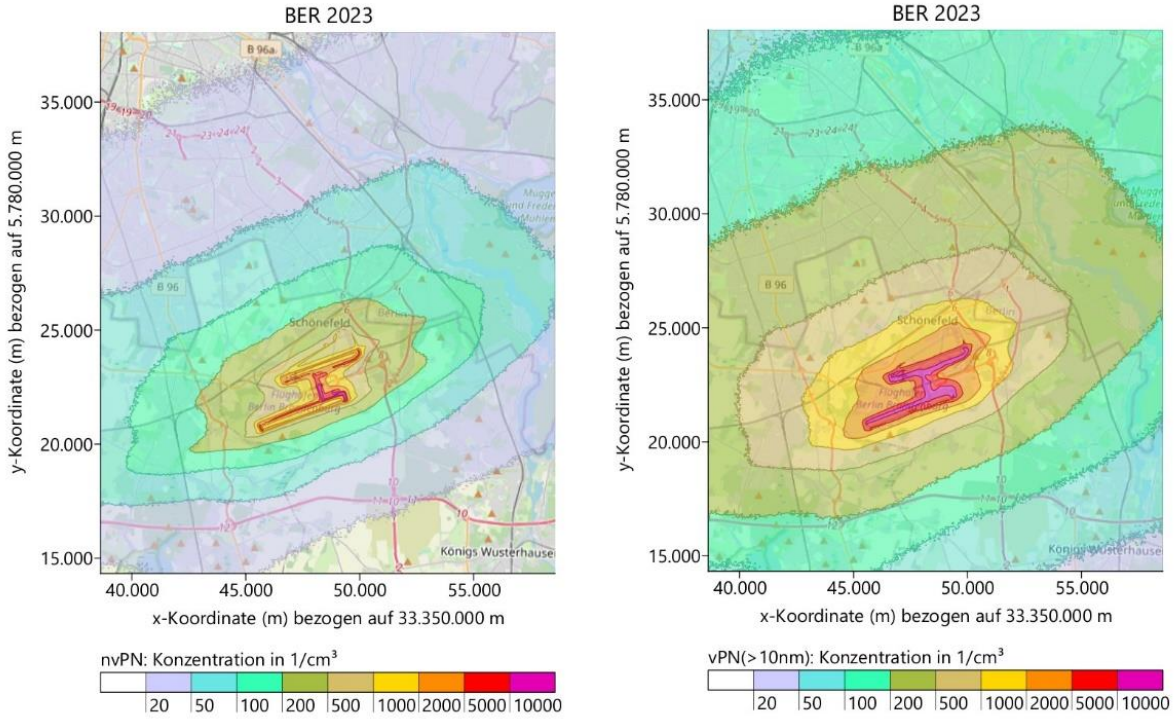
Mit der Festlegung der Emissionsorte, der Emissionsraten und der Emissionszeiten sowie der meteorologischen Parameter sind alle notwendigen Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnung definiert. Diese wurde mit LASPORT durchgeführt, das als Ausbreitungsmodell LASAT verwendet. Das meteorologische Grenzschichtmodell wurde nach Richtlinie VDI 3783-8, die Depositionsparameter nach Richtlinie VDI 3782-5 und den Vorgaben der TA Luft festgelegt.

Die Konzentrationen wurden auf einem Satz geschachtelter Rechennetze bestimmt, das zwischen den Modelliergruppen vorab abgestimmt wurde. Es wurden die bodennahen Konzentrationen (Mittelungsintervall 0 bis 3 m über Grund) bestimmt, zum einen flächendeckend als Mittelwerte über jeweils einen Tag, zum anderen als Zeitreihen von Stundenmitteln an den Messstationen für einen späteren Vergleich mit den Messwerten.

Abbildung 54 zeigt als Beispiel das Jahresmittel der bodennahen Konzentrationsverteilung durch Flugverkehr und Flughafenquellen im Jahr 2023 für nicht-flüchtige Partikel (nvPN, links)

und für flüchtige Partikel mit einem Durchmesser größer als 10 nm (vPN, rechts). Während emissionsseitig das Verhältnis von flüchtigen zu nicht-flüchtigen Partikeln bei etwa 8 liegt, liegt es konzentrationsseitig nur bei etwa 4, da der modellierte mittlere geometrische Durchmesser der flüchtigen Partikel je nach Ort im Bereich von etwa 8 bis 12 nm lag, so dass bei der Ausweisung der Anzahlkonzentration von flüchtigen Partikeln mit einem Durchmesser größer 10 nm rund die Hälfte dieser Partikel entfallen.

Abbildung 54: BER 2023: Bodennahe Verteilung von nvPN und vPN



Jahresmittel der bodennahen Konzentrationsverteilung durch Flugverkehr und Flughafenquellen im Jahr 2023 für nicht-flüchtige Partikel (nvPN, links) und flüchtige Partikel (vPN, rechts) mit einem Durchmesser größer als 10 nm. Quelle: Eigene Darstellung. Hintergrund: OpenStreetMap Contributors.

8 Modellierung: Ergebnisse

8.1 Ermittlung der Beiträge der Quellengruppen und der Gesamtbelastung

Die Gesamtergebnisse dieses Projekts setzen sich aus den drei Teilmodellierungen zusammen:

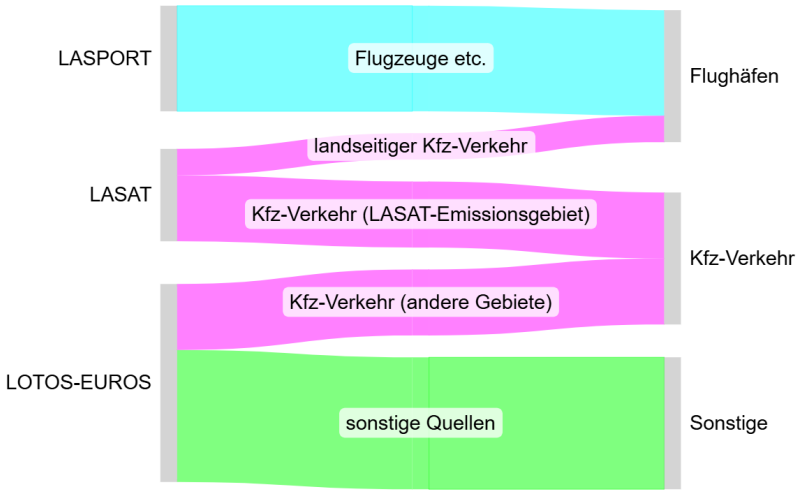
- LASPORT: Ausbreitung der Beiträge von Flugzeugen und von sämtlichen anderen Emissionsquellen auf dem Gelände der beiden Flughäfen TXL (nur 2019 und 2020) und BER (bis Anfang November 2020 als Flughafen SXF bezeichnet), einschließlich luftseitiger Kfz-Verkehr.
- LASAT: Kfz-Verkehr in den beiden Modellgebieten um die Flughäfen TXL und BER, siehe Abbildung 43 im Abschnitt 5.2. Als Emissionsquellen berücksichtigt wurden dabei der Kfz-Verkehr im LASAT-Emissionsgebiet (dieses ist etwas größer als die beiden Modellgebiete, um Randeffekte zu vermeiden, siehe Abschnitt 5.2) sowie der landseitige Kfz-Verkehr um die Flughäfen (TXL: nur 2019 und 2020).
- LOTOS-EUROS: Sonstige: Ausbreitung der Beiträge alle sonstigen berücksichtigten Quellen in Berlin und Umgebung (einschließlich Kfz-Verkehr außerhalb des LASAT-Emissionsgebiets) und der Beiträge des großräumigen Hintergrunds.

Daraus wurden in der Auswertung drei Quellengruppen aggregiert:

- „Flughäfen“ incl. luft- und landseitigem Kfz-Verkehr (LASPORT + LASAT),
- sonstiger „Kfz-Verkehr“ (LASAT + LOTOS-EUROS) sowie
- „Rest“, d. h. sonstige Quellen und Beitrag des großräumigen Hintergrunds (LOTOS-EUROS)

Abbildung 55 stellt diese Beziehungen graphisch dar. Die Dicke der dargestellten Flüsse ist arbiträr; die tatsächliche Größe der jeweiligen Beiträge ist orts-, zeit- und stoffabhängig.

Abbildung 55: Beziehung der Teilmodellierungen zu den Quellengruppen



Beziehung zwischen Teilmodellierungen und Quellengruppen (siehe Text). Die Dicke der Flüsse ist arbiträr. Quelle: Eigene Darstellung.

Die modellierten Einzelkonzentrationswerte wurden für die fünf betrachteten Komponenten UFP, NO_2 (bzw. NO_x für Quellenbeiträge; s. u.), PM_{10}, $PM_{2,5}$ und Ruß gitterzellenweise als Tages- und Jahresmittelwerte für die bodennahe Modellschicht zu den Beiträgen der drei

Quellengruppen und zur Gesamtbelastung addiert. Dies erfolgte sowohl für das gesamte Modellgebiet in 400 m Auflösung als auch für die beiden Teilgebiete um die Flughäfen TXL bzw. BER in 50 m Auflösung (siehe Abbildung 43 im Abschnitt 5.2). Weiterhin wurden entsprechende aggregierte stündliche Zeitreihen für die Orte der Messstationen und die BEAR-Auswertepunkte generiert.

Da NO_2 ein photochemisch aktiver Stoff ist, dessen Konzentrationswerte durch Gleichgewichtsreaktionen mit NO und Ozon beeinflusst sind, kann die NO_2-Belastung nicht direkt separat für einzelne Quellengruppenbeiträge modelliert werden. Die Aggregation der Teilergebnisse und die Ermittlung der Beiträge der Quellengruppen erfolgte daher nicht bezüglich NO_2 sondern auf Basis der modellierten NO_x-Konzentrationen. Die NO_x-Gesamtbelastung wurde dann im Postprocessing zur NO_2-Gesamtbelastung umgewandelt. Für die Jahresmittelwerte erfolgte dies mit dem weit verbreiteten sogenannten „Romberg"-Ansatz in der Parametrierung nach Schlamberger (2020). Für Tages- und Stundenmittelwerte liegen keine entsprechenden Standardansätze vor. Um auch auf diesen zeitlichen Skalen NO_2-Gesamtbelastungen aus den NO_X-Gesamtbelastungen ableiten zu können, wurden auf Basis der stündlichen Messwerte von 10 Berliner Hintergrundstationen mit NO_2 und NO bzw. NO_x-Messwerten für jedes der 5 Bezugsjahre 2019 - 2023 entsprechend dem „Romberg"-Ansatz jeweils die Parameter für gebrochen-rationale Funktionen für die Konversion von NO_x-Konzentrationen in NO_2-Konzentrationen für stündliche Werte und für Tagesmittelwerte geschätzt und auf die modellierten NO_x-Stunden- bzw. Tagesmittelwerte angewendet.

Die folgenden Ergebnisse wurden zur weiteren Verwendung an die Berlin Brandenburg Air Study (BEAR, siehe Abschnitt 1.2.3) übergeben:

- gitterbasierte Jahresmittelwerte für die fünf Bezugsjahre 2019 – 2023 für die Gesamtbelastungen der fünf Komponenten UFP, NO_2, PM_{10}, $PM_{2,5}$ und Ruß jeweils für
  - das Gesamtgebiet in 400 m Auflösung und
  - die beiden Gebiete um die Flughäfen in 50 m Auflösung,
- entsprechende gitterbasierte Tagesmittelwerte,
- gitterbasierte Beiträge der drei Quellengruppen „Flughäfen", „Kfz" und „Rest" für die fünf Bezugsjahre 2019 – 2023 für die fünf Komponenten UFP, NO_X, PM_{10}, $PM_{2,5}$ und Ruß sowohl als Tages- als auch als Jahresmittelwerte für die drei genannten Gebiete sowie
- entsprechende stündliche Zeitreihen für 33 ausgewählte Standorte (siehe die Kartendarstellung in Abbildung 43 im Abschnitt 5.2 für die ungefähre Lage), hierbei handelte es sich um die Standorte der Messstationen sowie um die am Projekt BEAR beteiligten Schulen.

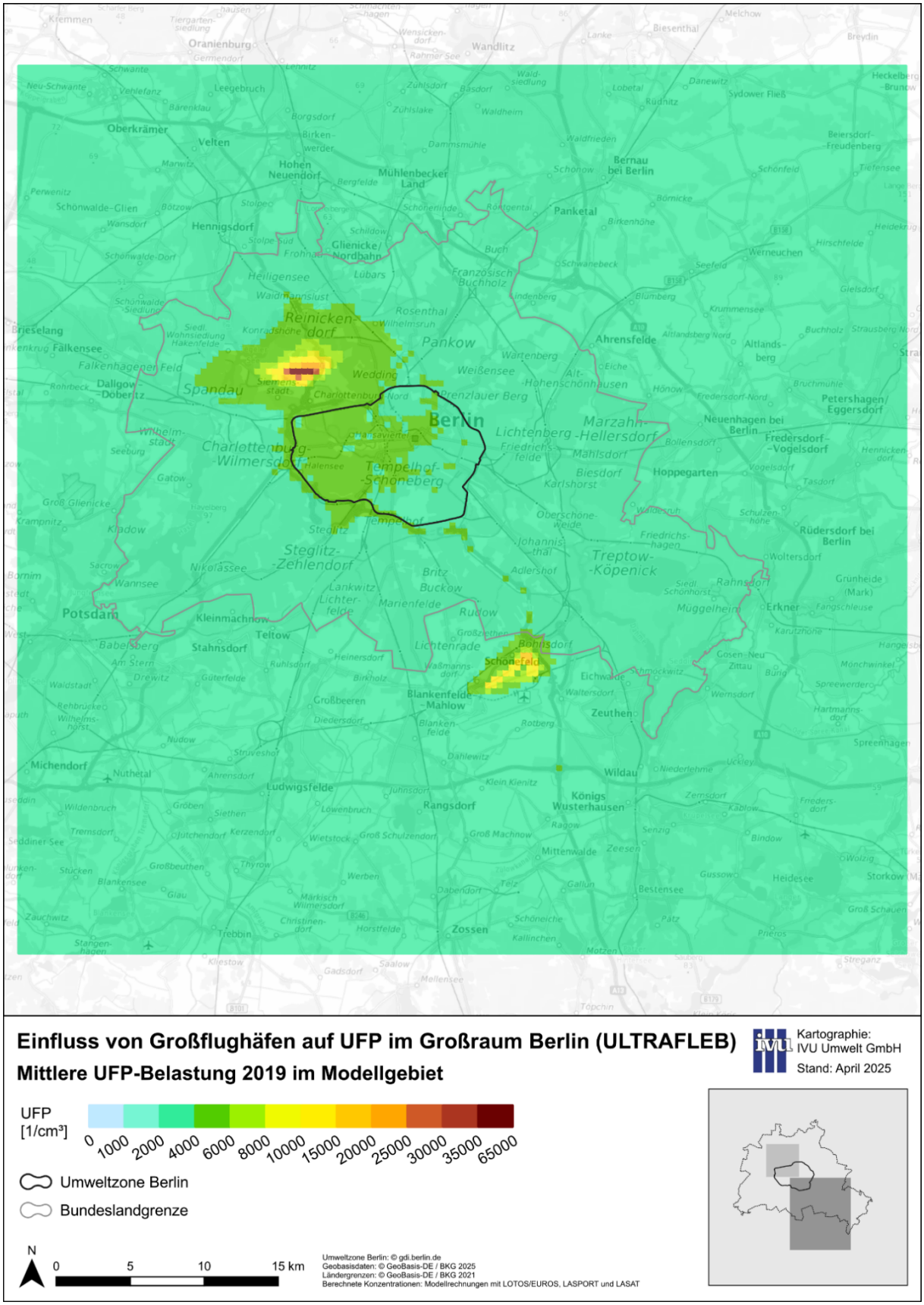
8.2 Kartendarstellung

Die Jahresmittelwerte der Gesamtbelastungen und der Beiträge der drei Quellengruppen „Flughäfen“, „Kfz“ und „Rest“ wurden für ausgewählte Bezugsjahre, Komponenten und Gebiete exemplarisch kartographisch aufbereitet und dargestellt. Dabei wurden die Klasseneinteilungen der Legenden so gewählt, dass sich der jeweilige Sachverhalt in allen Jahren mit der gleichen Klasseneinteilung darstellen lässt und somit die Ergebnisse verschiedener Jahre oder Quellengruppen gut vergleichbar sind. Im Umkehrschluss bedeutet das, das nicht in jeder Karte zu allen Klassen, die in der Legende aufgeführt sind, auch Werte vorhanden sein müssen.

Im Folgenden finden sich beispielhaft Darstellungen für:

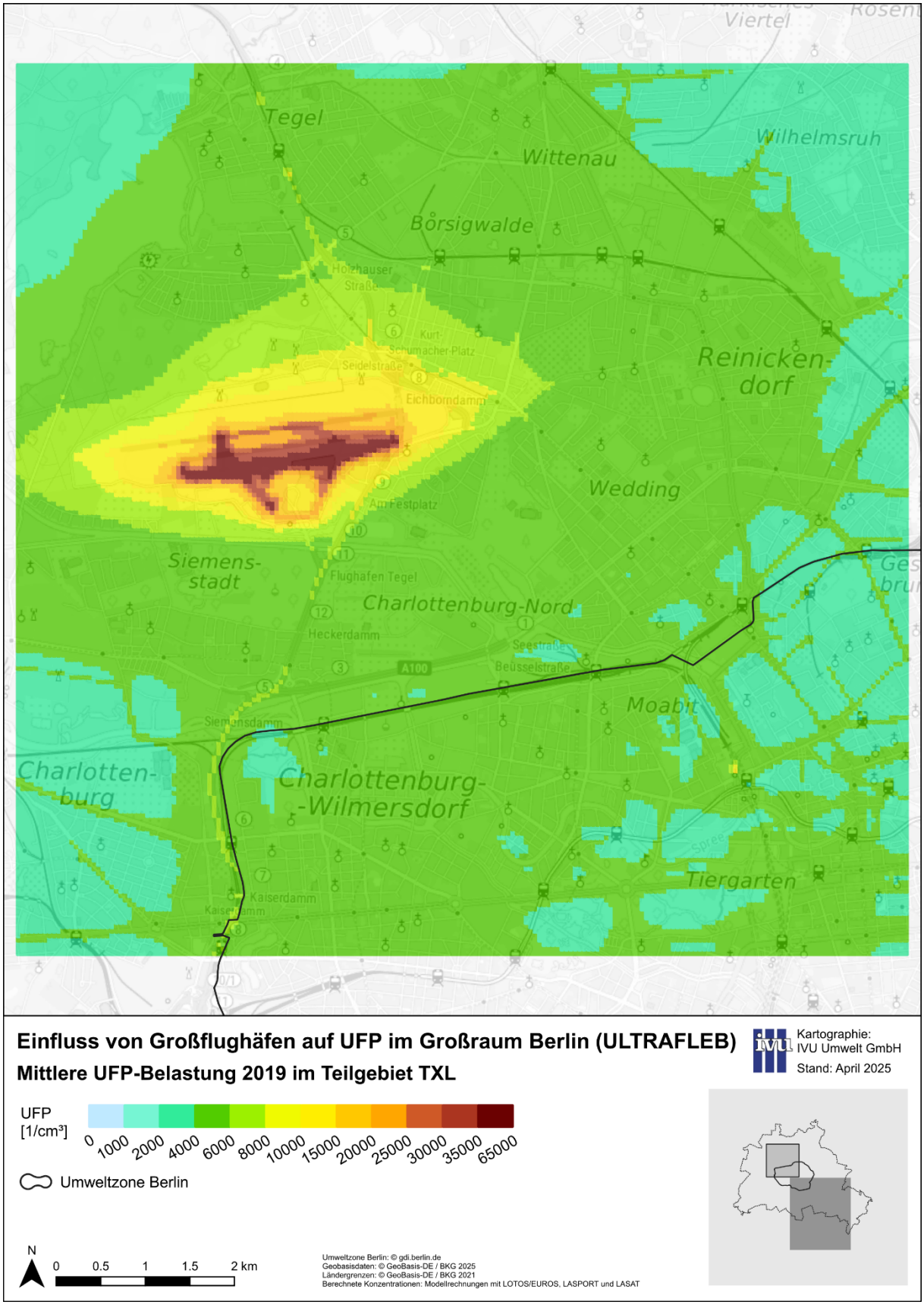
- UFP für 2019, als der Flughafen Tegel (TXL) noch vollumfänglich in Betrieb war, für die Gesamtbelastung und den Beitrag der Quellengruppe „Flughäfen“,
- UFP für 2023 (das letzte Jahr, für das Modellierungen erfolgten. Von allen im Rahmen von ULTRAFEB modellierten Jahren ist es zudem das Jahr mit den meisten Flugbewegungen am Flughafen BER) mit Ergebnissen, für die Gesamtbelastung und die Beiträge der Quellengruppen „Flughäfen“ und „Kfz“,
- NO_2 bzw. NO_x und $PM_{2,5}$ für 2023 für die Gesamtbelastung und die Beiträge der Quellengruppen „Flughäfen“ und „Kfz“,
- UFP in der zeitlichen Entwicklung der Jahre 2019 - 2023 für die Gesamtbelastung und den Beitrag der Quellengruppe „Flughäfen“.

Abbildung 56: Mittlere UFP-Belastung 2019 im Modellgebiet



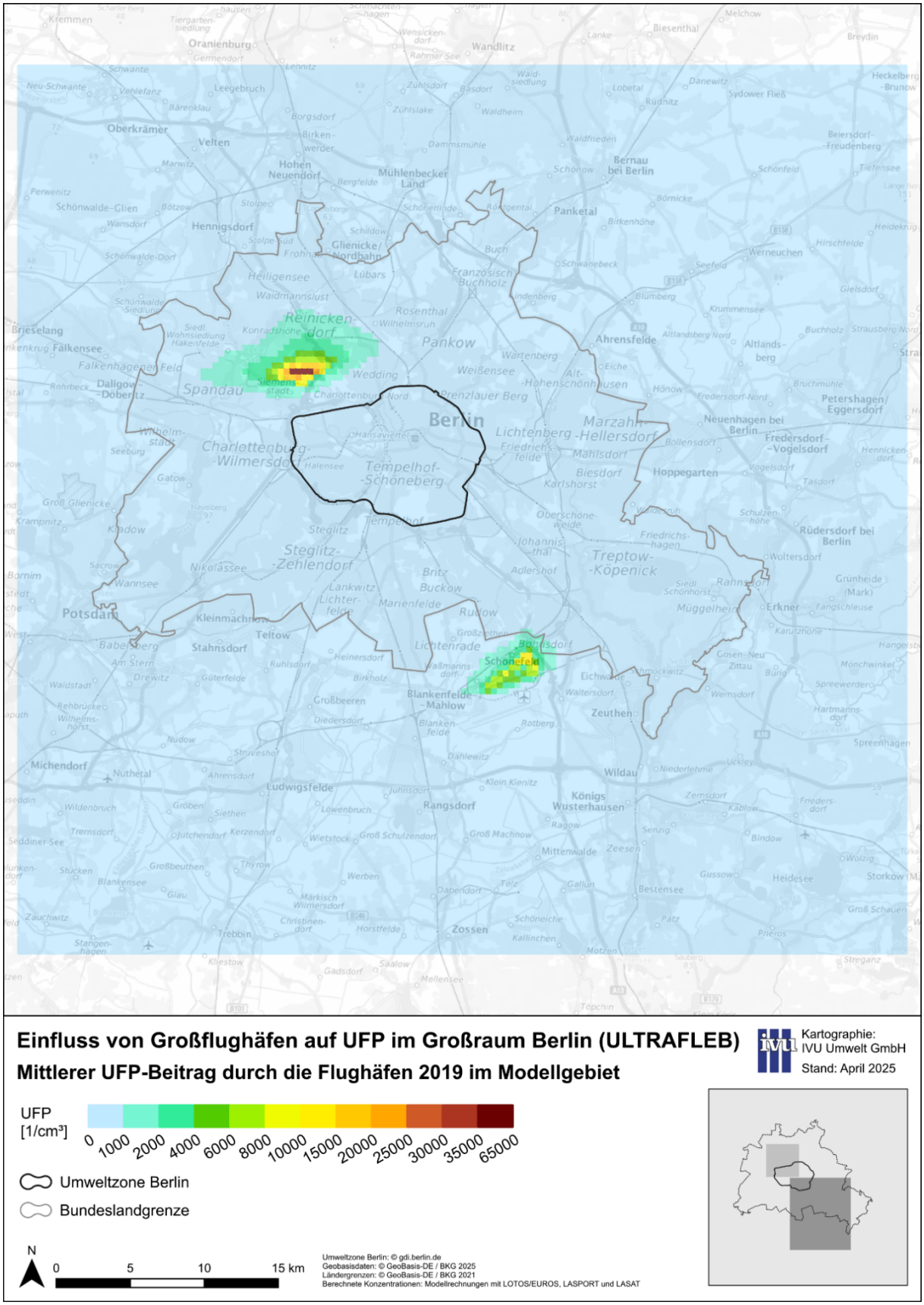
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 57: Mittlere UFP-Belastung 2019 im Teilgebiet TXL



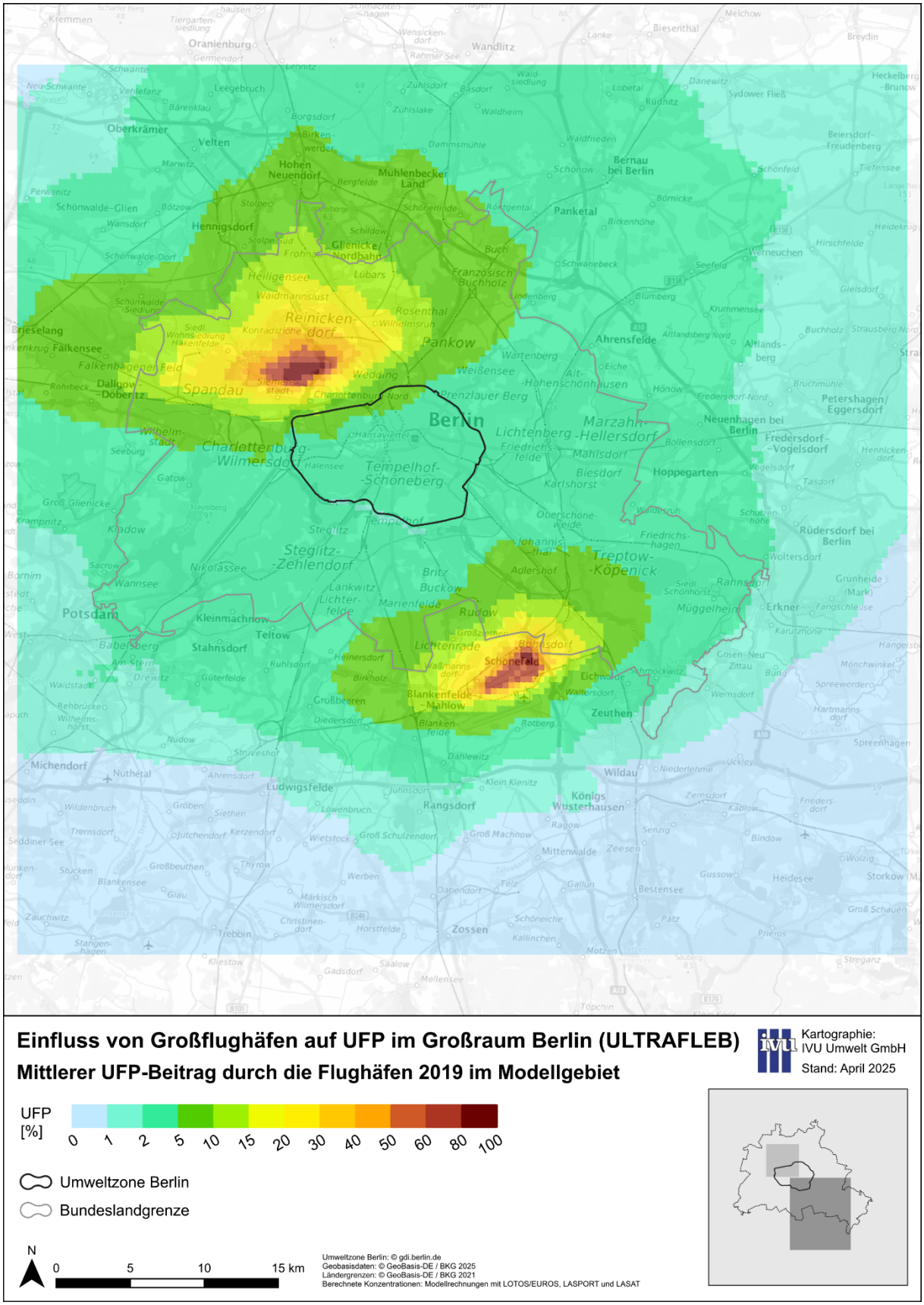
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 58: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Modellgebiet



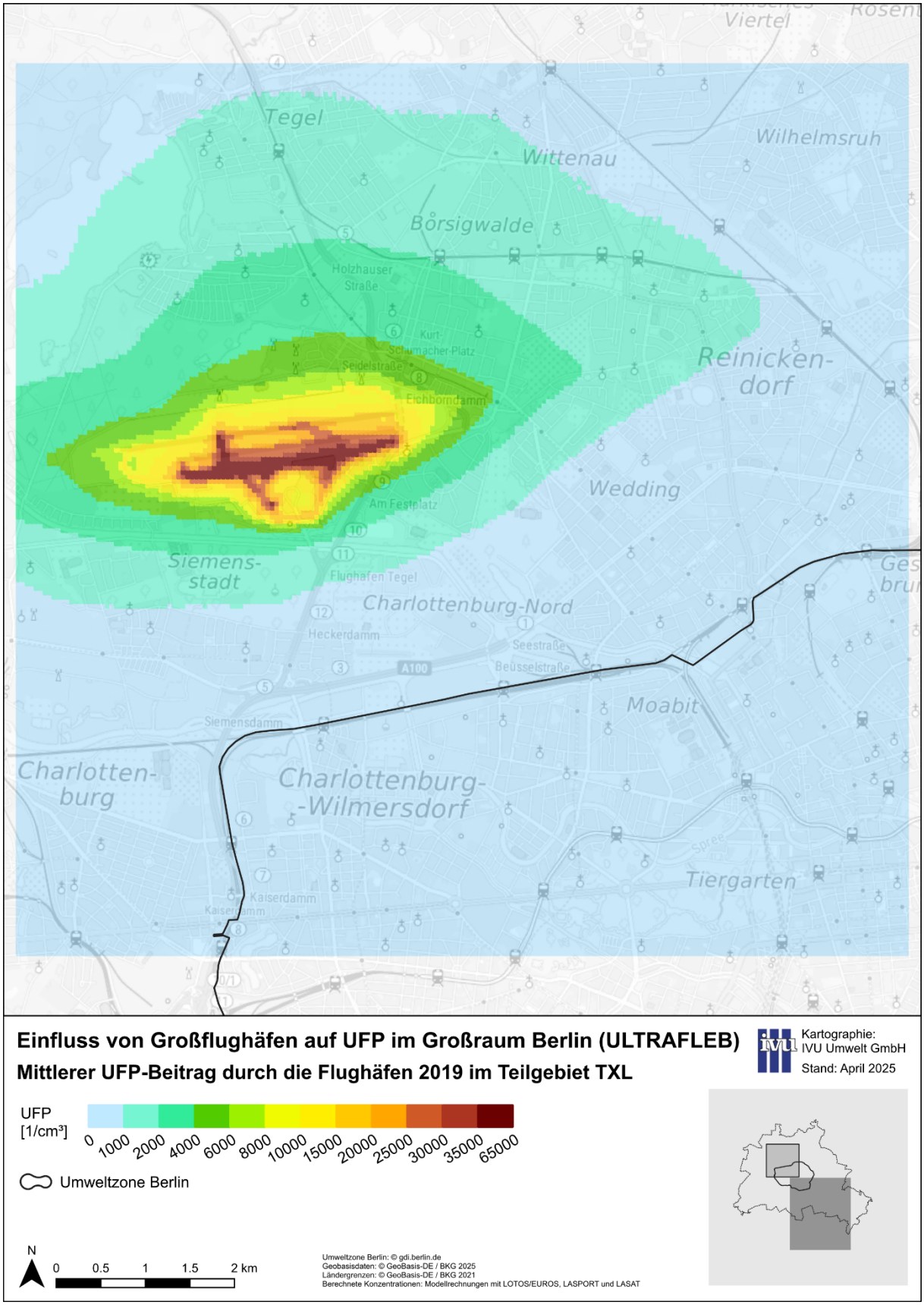
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 59: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Modellgebiet



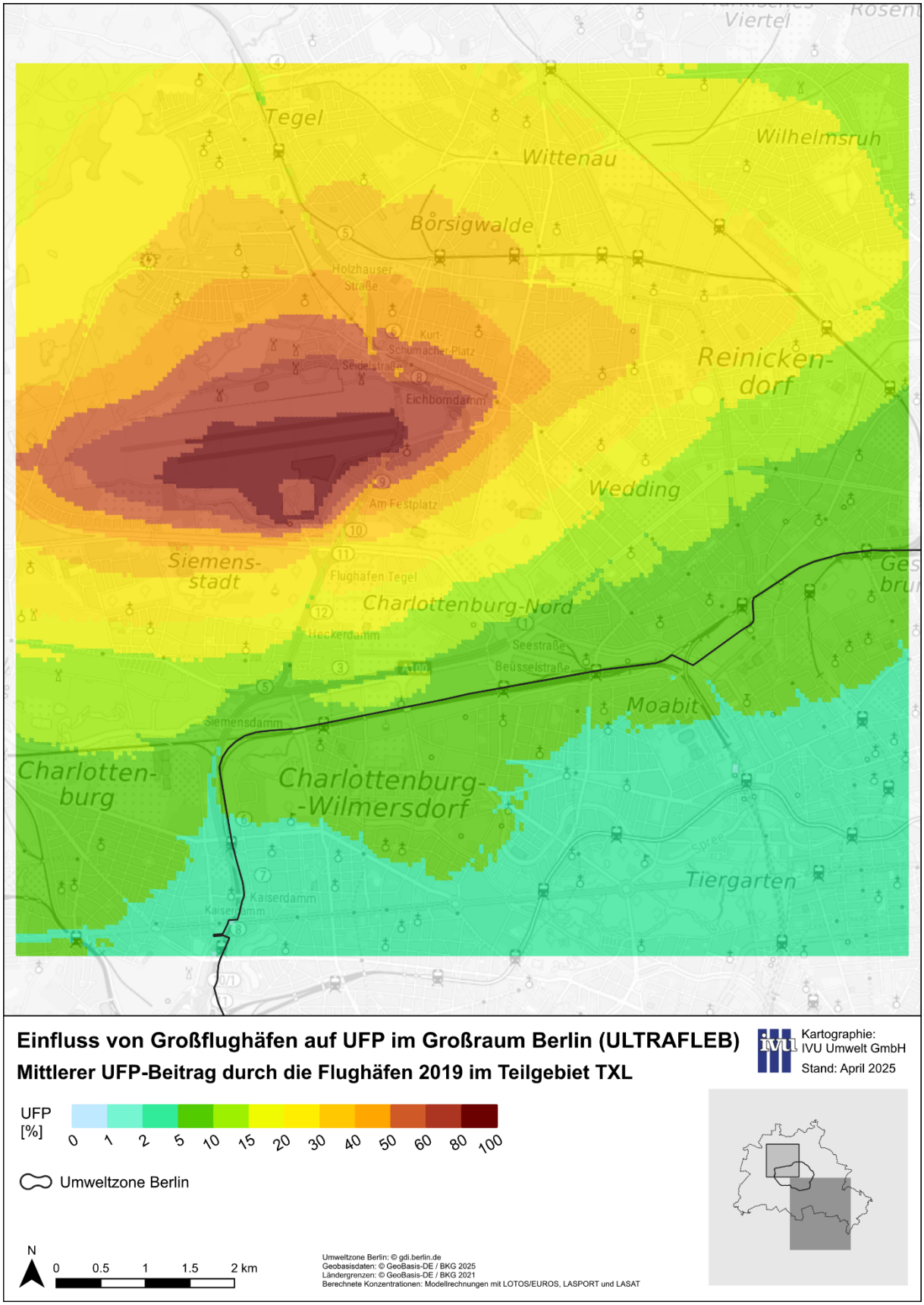
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 60: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Teilgebiet TXL



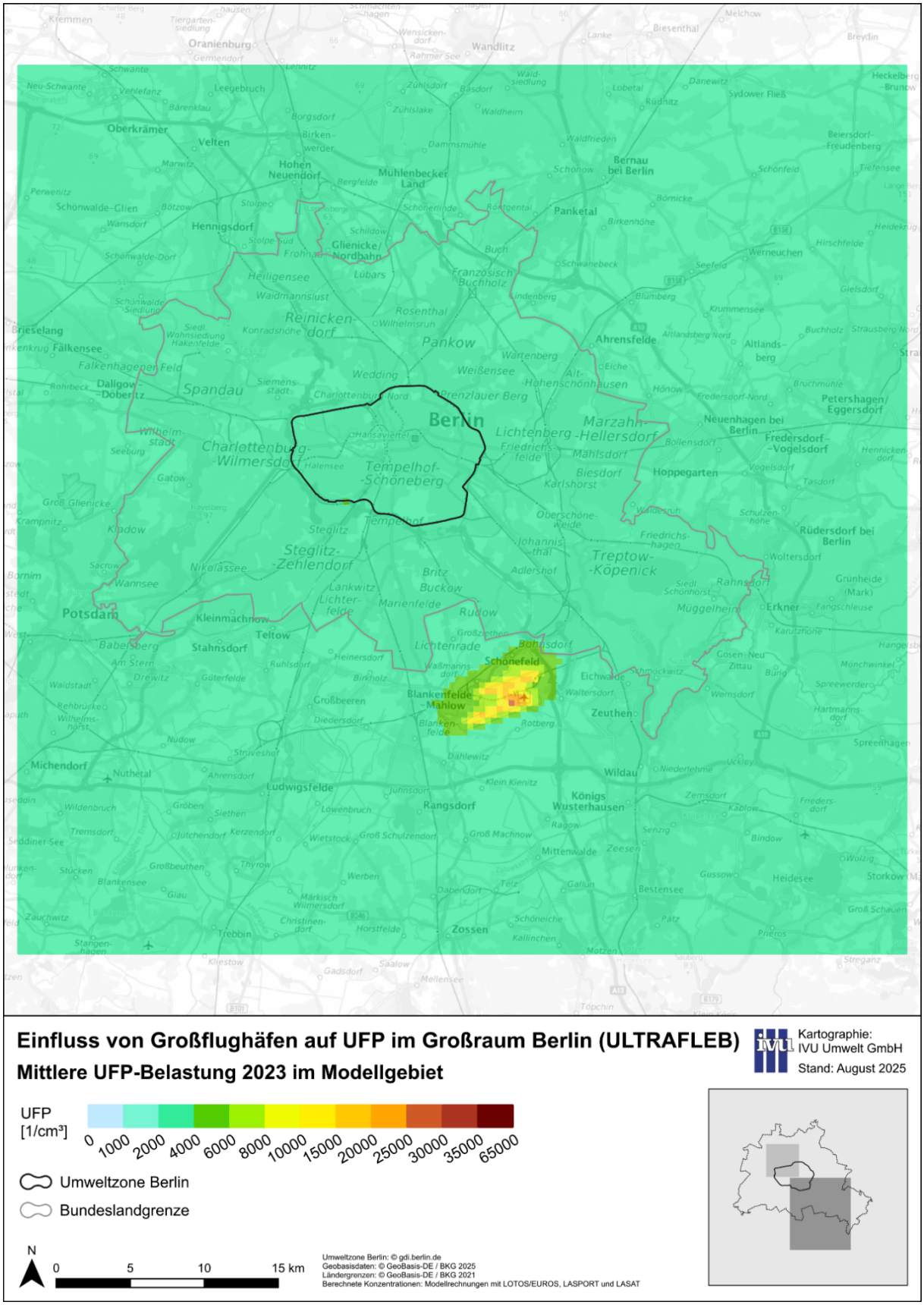
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 61: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch die Flughäfen 2019 im Teilgebiet TXL



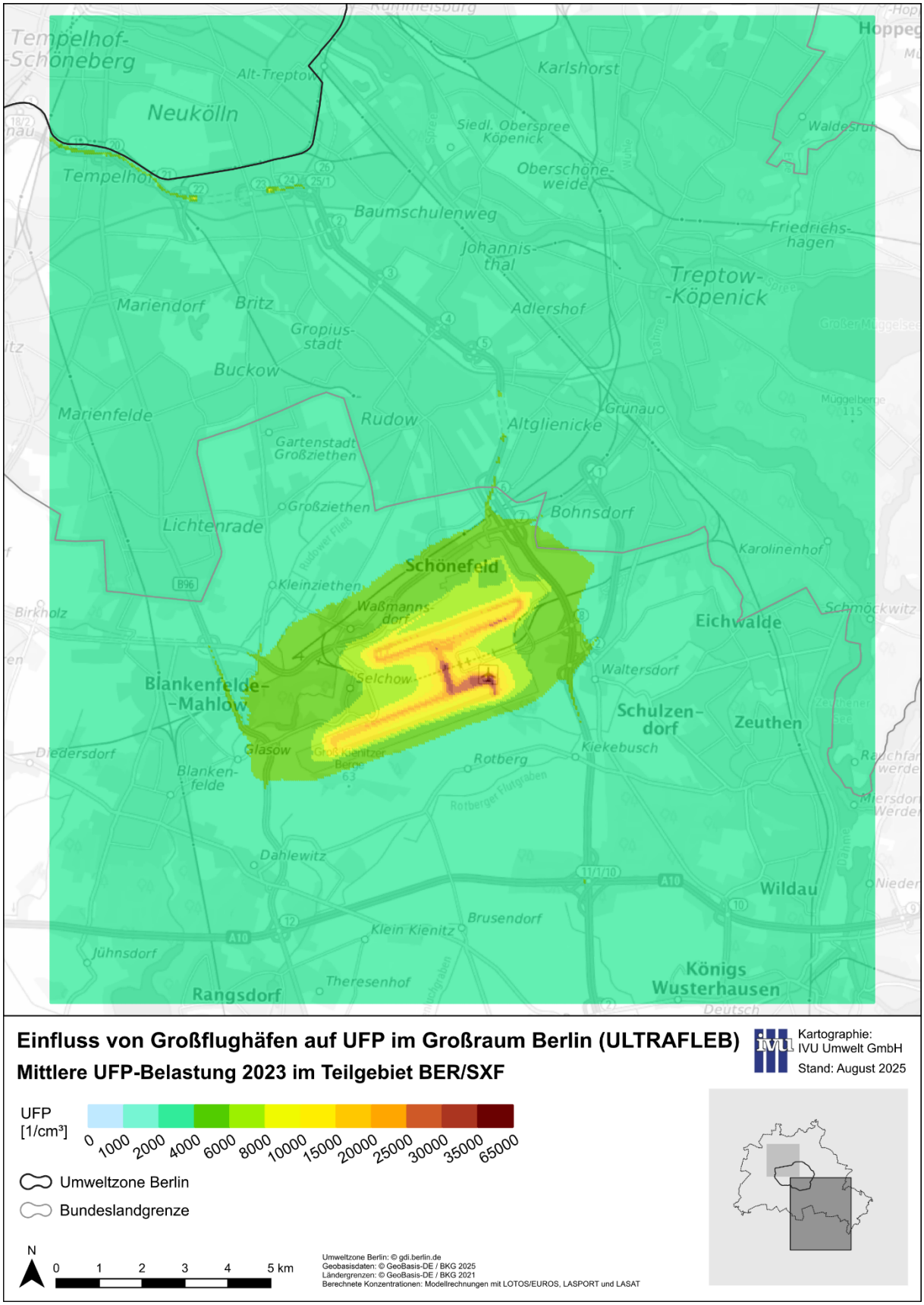
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 62: Mittlere UFP-Belastung 2023 im Modellgebiet



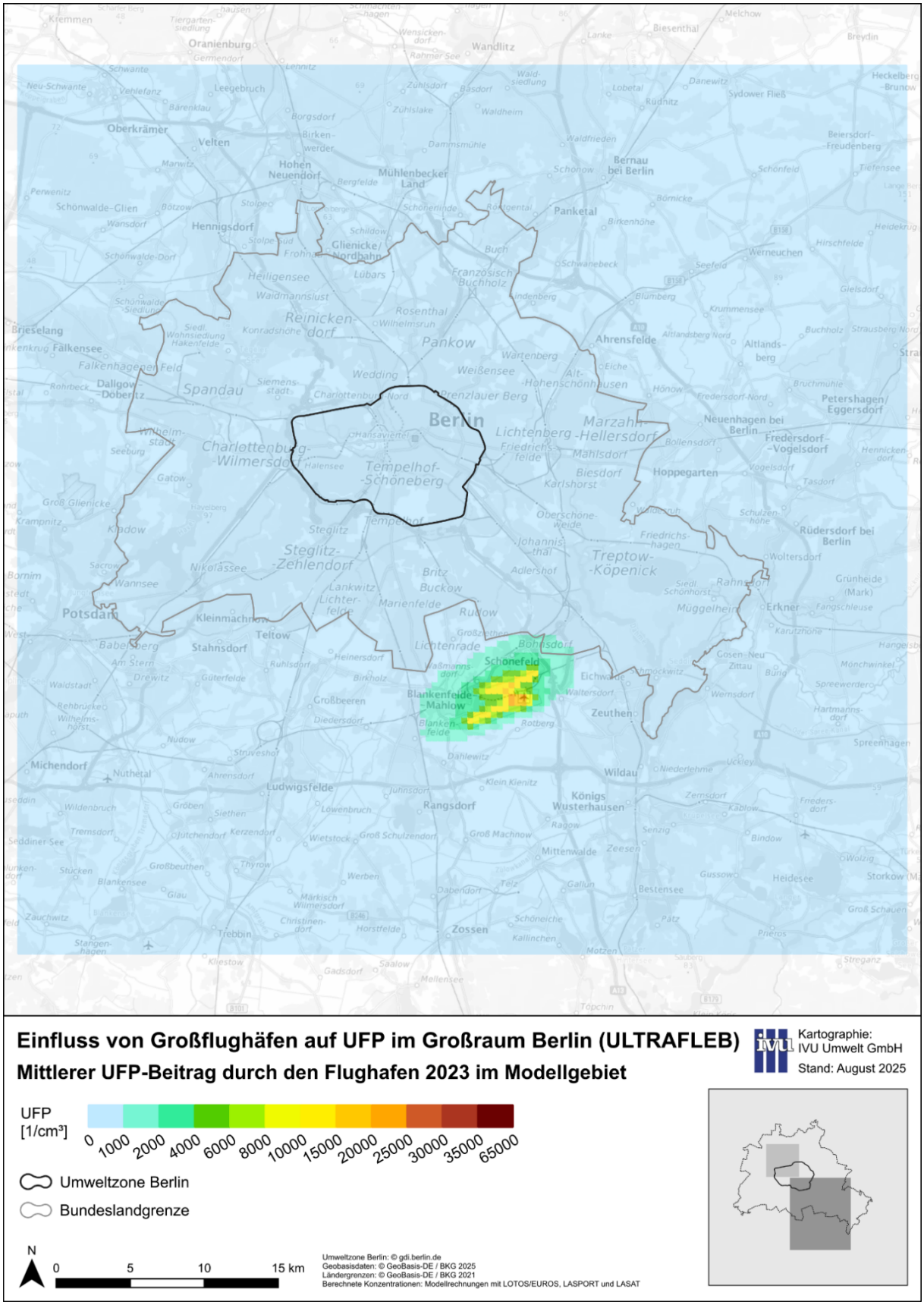
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 63: Mittlere UFP-Belastung 2023 im Teilgebiet BER



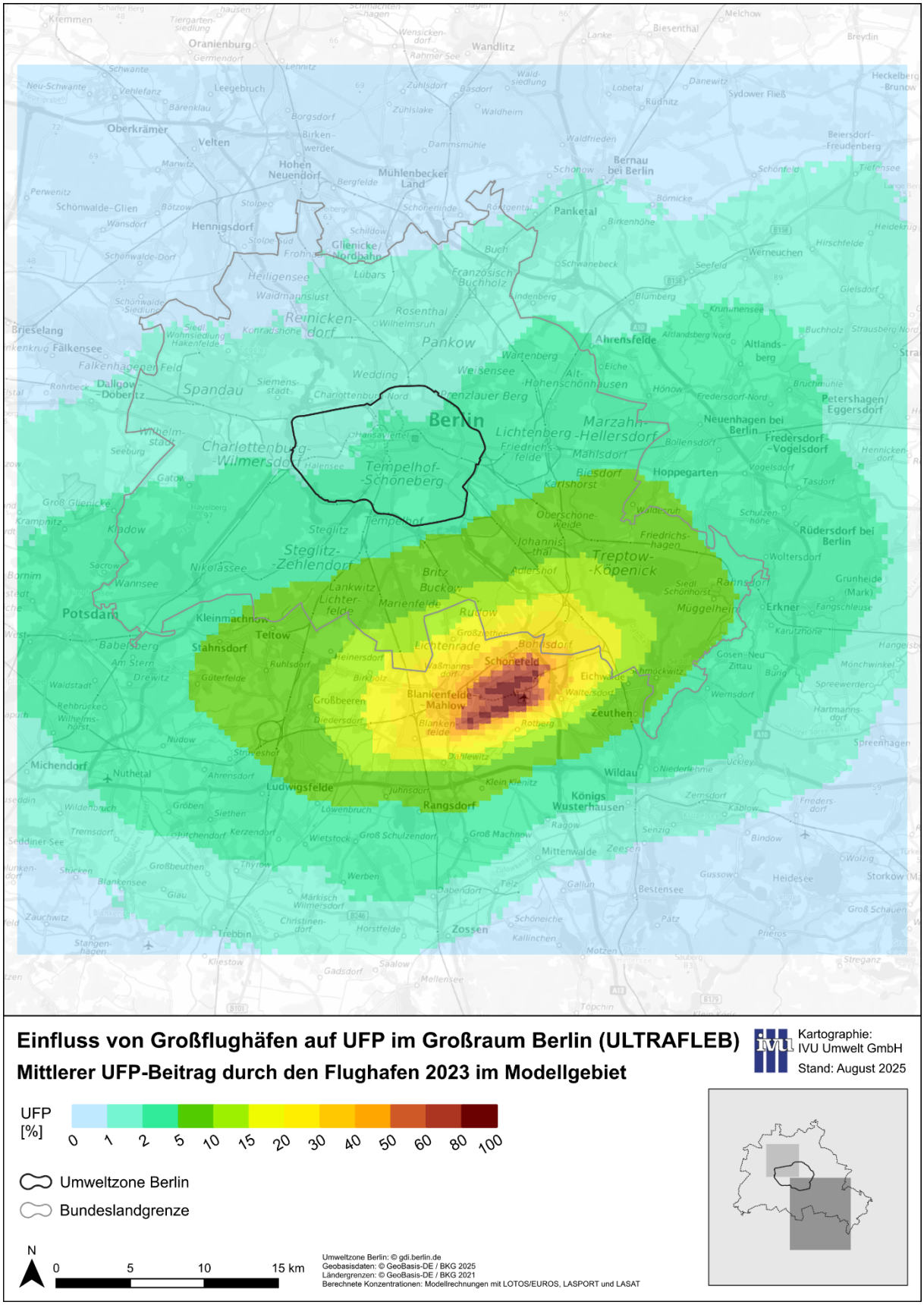
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 64: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Modellgebiet



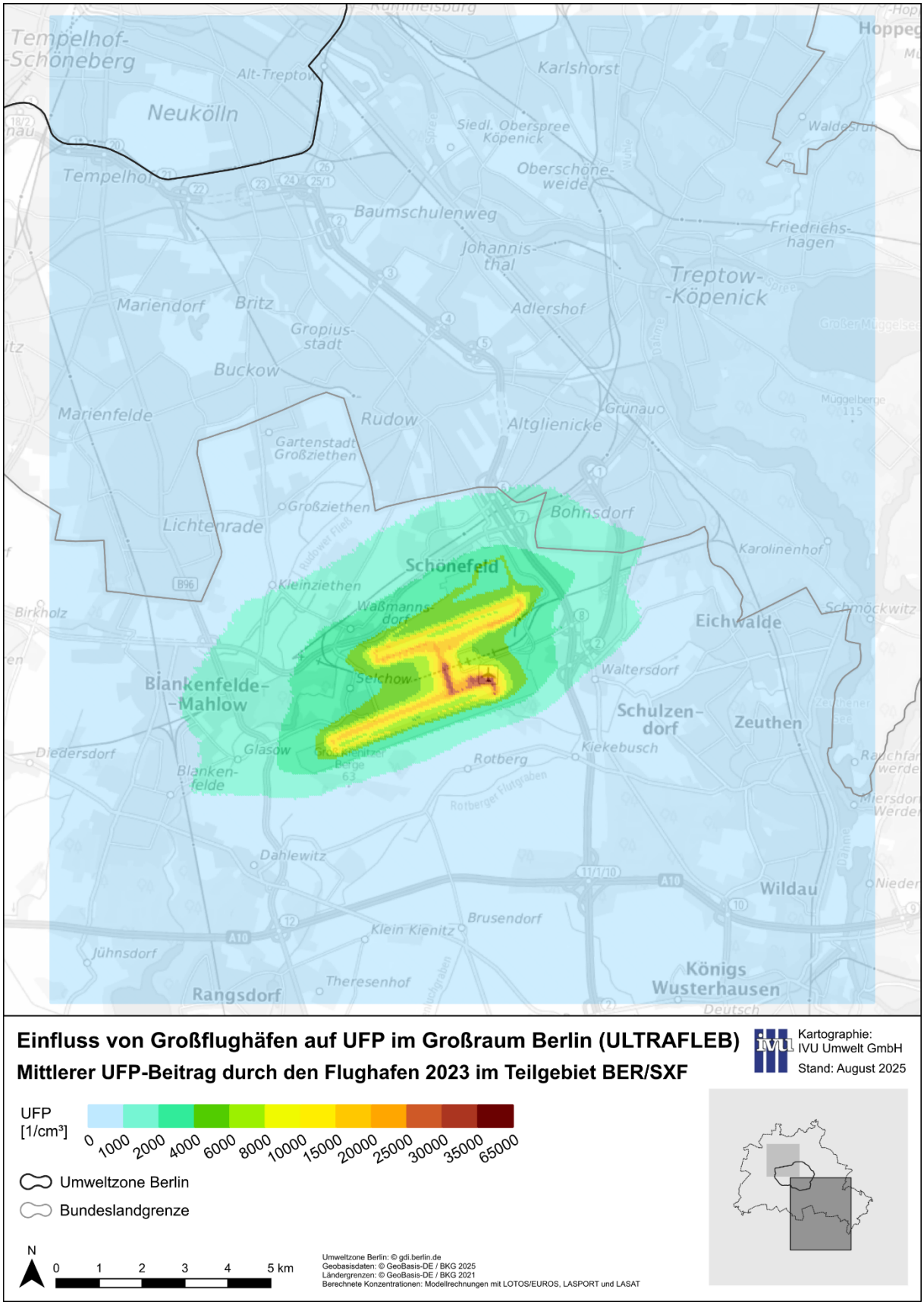
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 65: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Modellgebiet



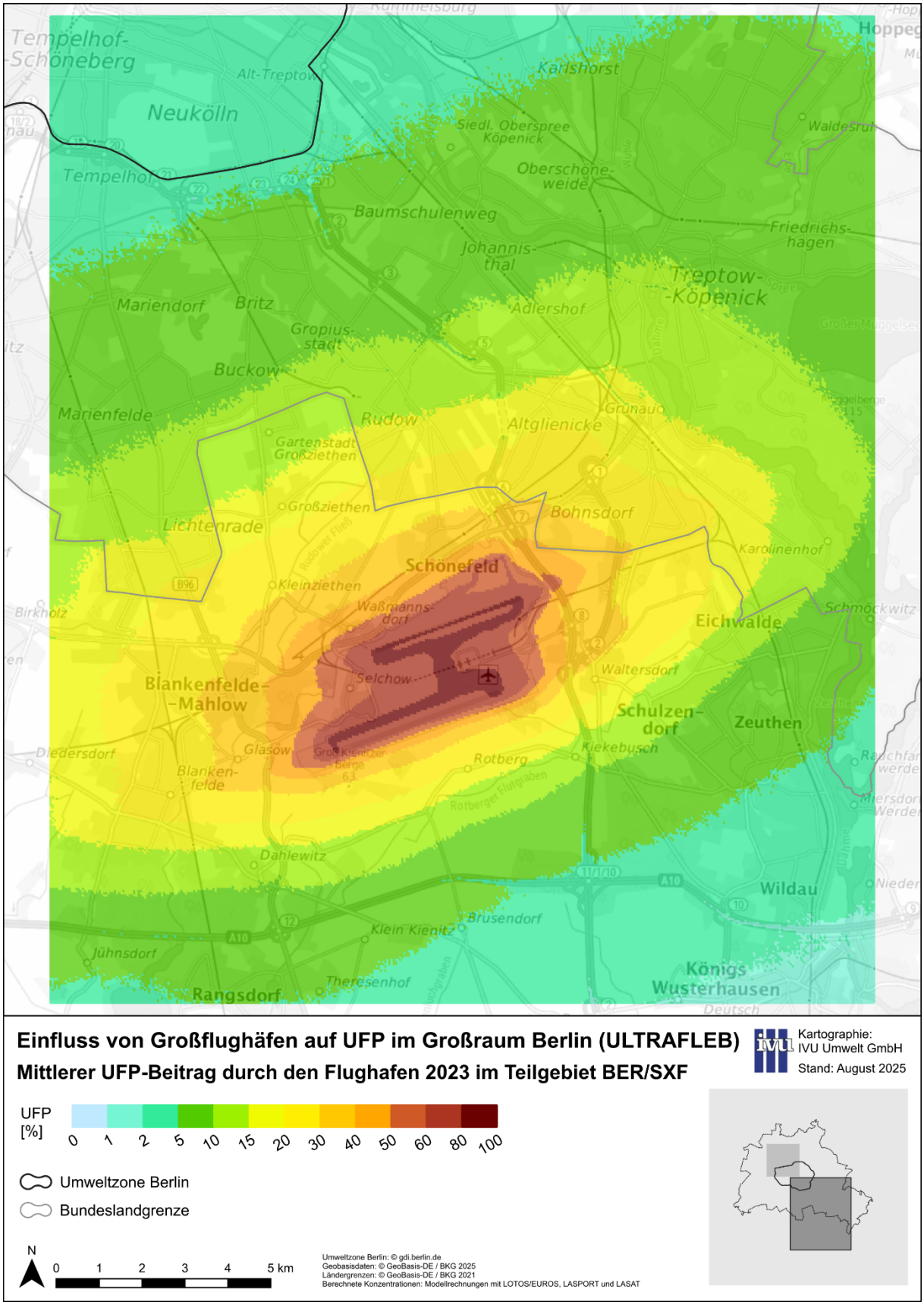
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 66: Mittlerer absoluter UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Teilgebiet BER



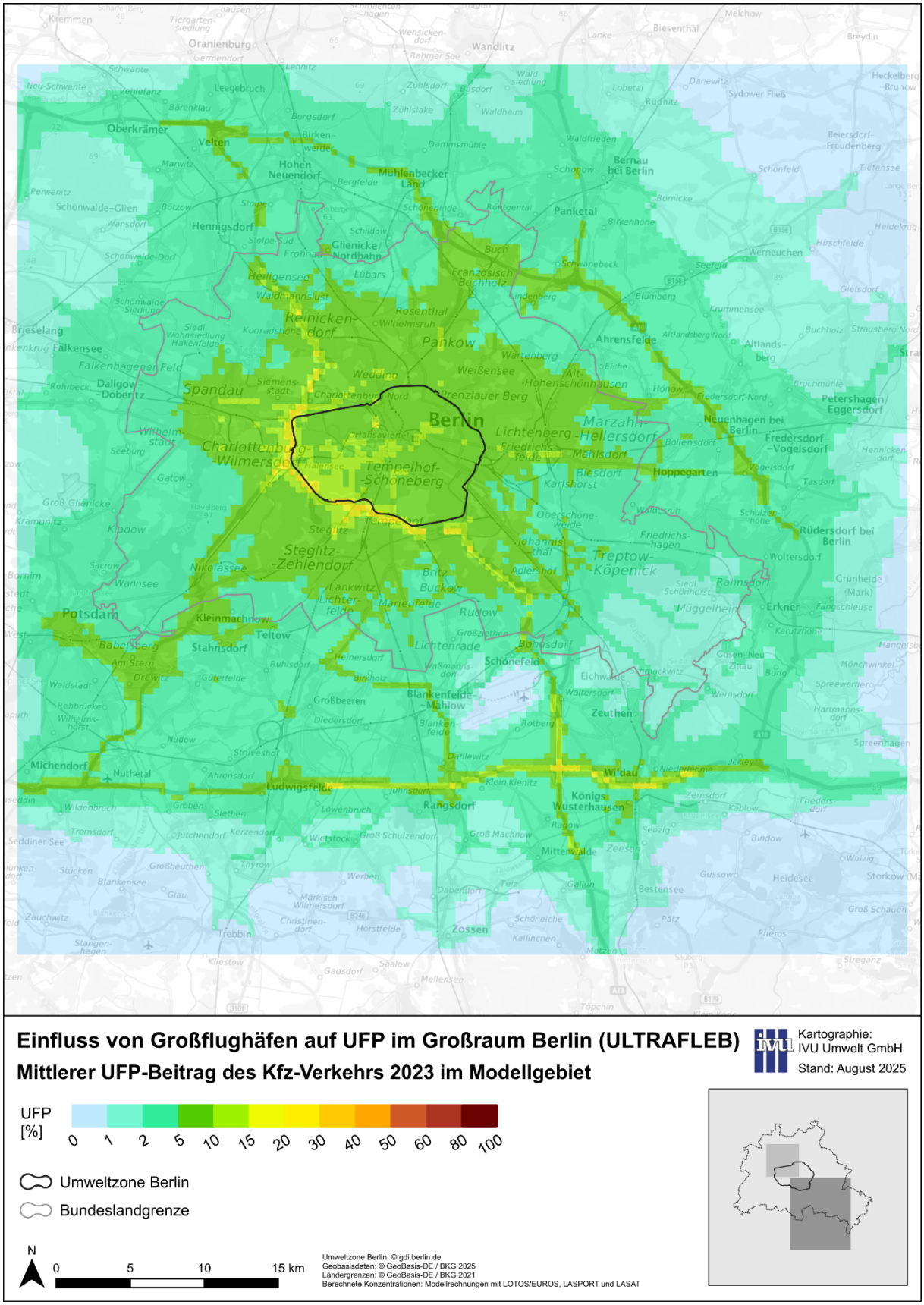
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 67: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch den Flughafen 2023 im Teilgebiet BER



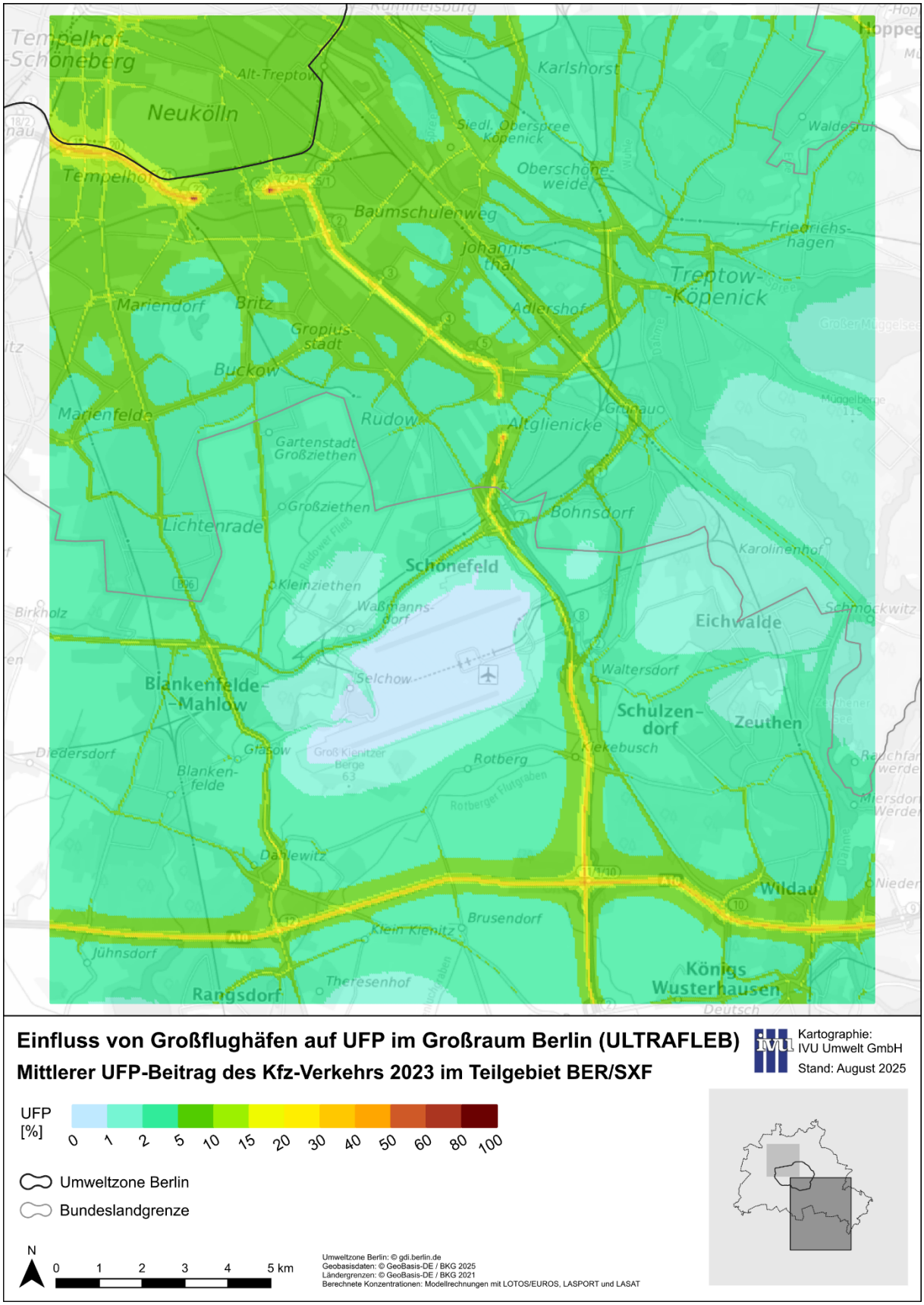
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 68: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch Kfz-Verkehr 2023 im Modellgebiet



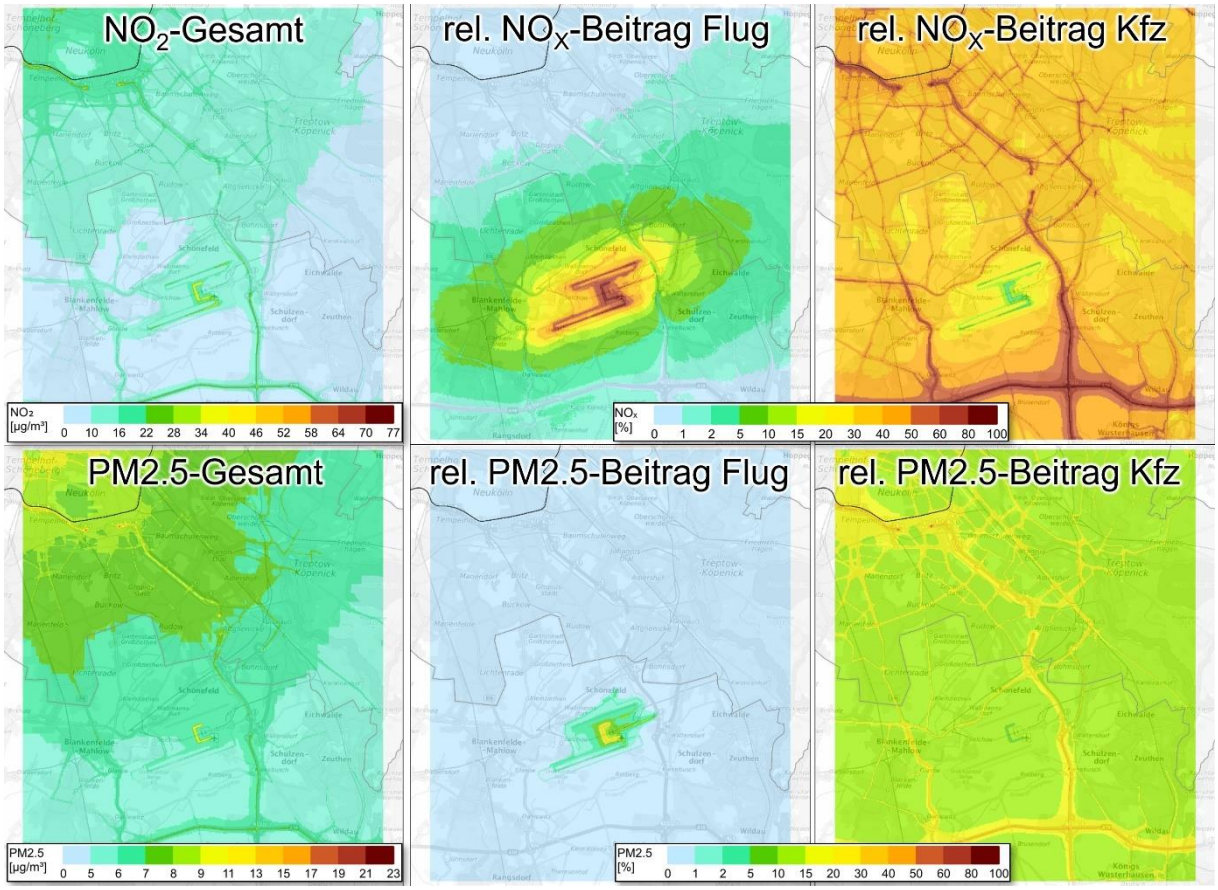
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 69: Mittlerer relativer UFP-Beitrag durch Kfz-Verkehr 2023 im Teilgebiet BER



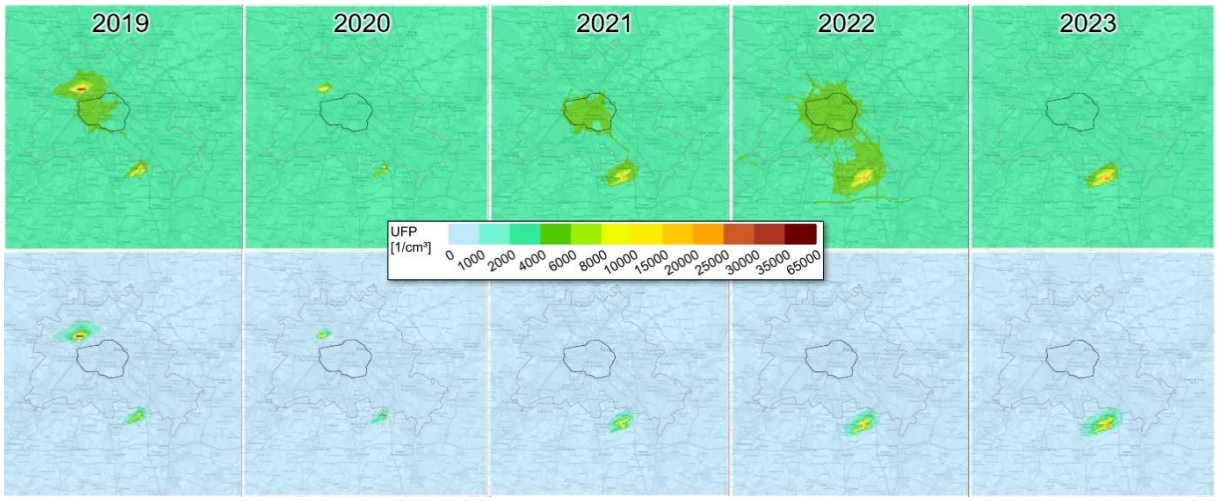
Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 70: NO_2 bzw. NO_X und $PM_{2,5}$ 2023 im Teilgebiet BER



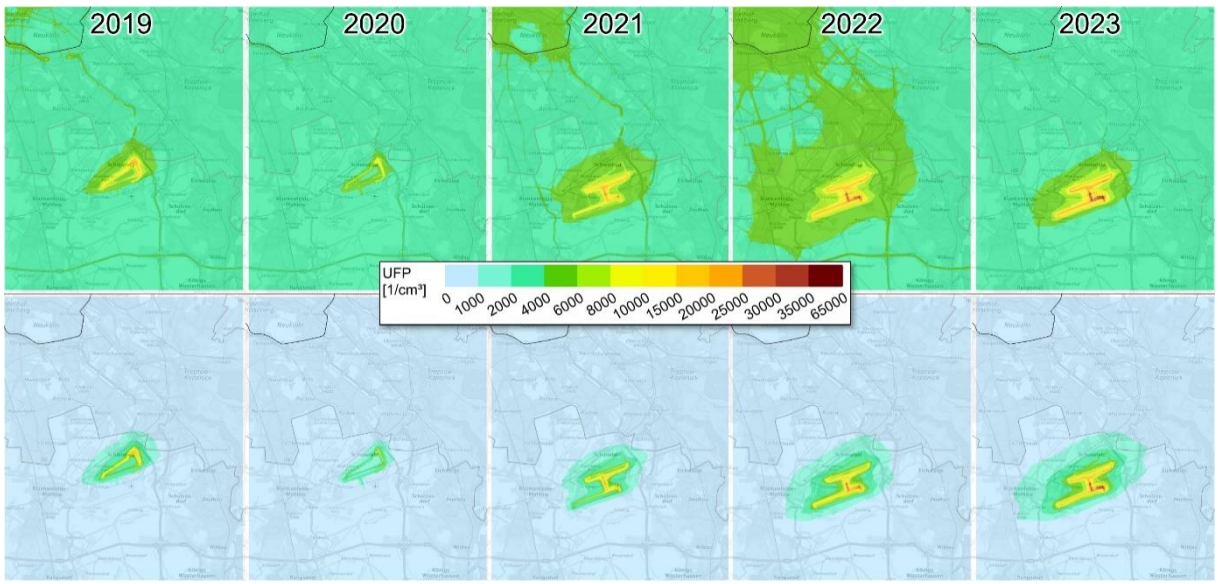
Gesamtbelastung (links) und mittlere relative Beiträge durch Flughafen (Mitte) und Kfz-Verkehr (rechts) für NO_2 bzw. NO_x (oben) und $PM_{2,5}$ (unten) 2023 im Teilgebiet BER. Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 71: UFP 2019-23 im Modellgebiet: Gesamtbelastung und Flughafen-Beitrag



UFP-Gesamtbelastung (oben) und mittlerer absoluter Beitrag durch die Flughäfen (unten) 2019 - 2023 im Modellgebiet. Der Flughafen TXL (2019 und 2020 oben links erkennbar) wurde im November 2020 geschlossen. In den Jahren 2020 und 2023 hebt sich der Innenstadtbereich Berlins in der Kartendarstellung mit einheitlicher Klasseneinteilung nicht von der Umgebung ab. Weil die Hintergrundwerte (Abbildung 44 im Abschnitt 5.3.4) in den Jahren 2020 und 2023 niedriger lagen als in den übrigen Jahren, blieb die mittlere Gesamtbelastung im Innenstadtbereich Berlins unter 4.000 1/cm³. Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

Abbildung 72: UFP 2019-23 im Teilgebiet BER: Gesamtbelastung und Flughafen-Beitrag



Wie Abbildung 71 für das Teilgebiet BER. Quelle: Eigene Darstellung, IVU Umwelt GmbH.

9 Validierungen der Modell-Ergebnisse

Auf Grundlage der in diesem Projekt erhobenen Mess- und Modelldaten können eine Vielzahl von Vergleichen zwischen Messung und Modellierung und Detailuntersuchungen zu unterschiedlichen Aspekten der atmosphärischen Ausbreitung von Gasen und Ultrafeinpartikeln durchgeführt werden.

Aus der Vielzahl von möglichen bzw. im Rahmen des Projektes durchgeführten Auswertungen und Vergleichen kann in den folgenden Abschnitten nur ein kleiner Teil aufgeführt werden, wobei versucht wird, auf die wesentlichen Effekte und Fragestellungen einzugehen mit einem Fokus auf die Gesamtzahl der Ultrafeinpartikel im Durchmesserbereich 10 bis 100 nm.

9.1 Daten

Abbildung 73 zeigt die Lage aller Messstationen, deren Daten für den Vergleich mit den Modell-Ergebnissen herangezogen wurden. Die Stationen BER (FBB_SXF) und Bohnsdorf (FBB_BDF) wurden durch den Flughafenbetreiber FBB betrieben, die Stationen Mahlow (BER-9), Karolinenhof (TRT_KAR) und Eichwalde (BER-4) durch TROPOS. Bei den Stations-Kürzeln handelt es sich um die Standort-Bezeichnungen, die im Rahmen der Berlin Brandenburg Air Study (BEAR, siehe Abschnitt 1.2.3) genutzt wurden; die Stationen Mahlow und Eichwalde befanden sich auf dem Gelände einer an der Studie beteiligten Schule und trugen deshalb dasselbe Kürzel (im Format BER-X) wie die jeweilige Schule.

Abbildung 73: Messstationen im Bereich des BER

Lage und Bezeichnung der für die Vergleiche Messung/Modellierung herangezogenen Messstationen. Quelle: Eigene Darstellung. Karte: OpenStreetMap.

Von Modellseite wurden Stundenmittel der Anzahlkonzentration für den Durchmesserbereich 10 bis 100 nm bestimmt. Sie standen als Gesamtkonzentration (flüchtig plus nicht-flüchtig, Kennung PN bzw. PN_SUM) sowie für die Teilbeiträge von Flughafen, Kfz und anderen Quellen (flüchtig plus nicht-flüchtig, Kennungen PN_APT, PN_CAR, PN_OTH, entsprechend für NO_x) zur Verfügung. Für den Flughafenbeitrag wurde zusätzlich die Anzahlkonzentration flüchtiger Partikel im Durchmesserbereich 10 bis 100 nm modelliert und ausgewertet (Kennung vPN_APT). Der modellierte Flughafenbeitrag setzt sich aus den Beiträgen von Haupttriebwerken,

APU, Bodenabfertigung, sowie luftseitigem und landseitigem Kfz-Verkehr zusammen. Den Hauptbeitrag zur Partikelanzahlkonzentration liefern hierbei die Haupttriebwerke.

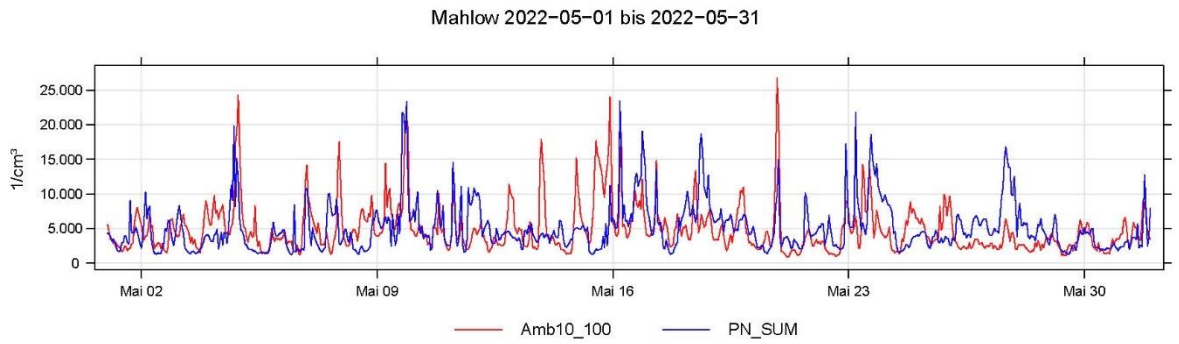
Tabelle 7 zeigt eine Liste der Koordinaten (UTM 33) aller in Abbildung 73 gezeigten Stationen, sowie die betrachteten Stoffe und die genauen Zeiträume, für die ein Vergleich erfolgte (teilweise gab es innerhalb dieser Zeiträume längere Unterbrechungen ohne Messdaten). Die Messdaten aller Stationen wurden durch die jeweiligen Betreiber (FBB oder TROPOS) als Stundenmittel aufbereitet und zur Verfügung gestellt. Für die Partikelanzahl sowie für die Anzahl nicht-flüchtiger Partikel (nur TROPOS-Stationen) wurde speziell ein Vergleich für den Bereich 10 bis 100 nm vorgenommen (Kennung Amb10_100 und TD10_100). Dieser Bereich konnte an allen Stationen mit Ausnahme von BER aus den Messungen der jeweiligen Partikel-Größenverteilung extrahiert werden. Für die Station BER, auf dem Gelände des Flughafens BER am Ostende der Nordbahn, lagen lediglich CPC-Messungen der Gesamt-Partikelanzahlkonzentration vor, diese erfassten den Durchmesserbereich 7 bis 1.000 nm. Es wurde angenommen, dass der Anteil des Durchmesserbereichs 10 bis 100 nm etwa 75 % beträgt (dies entspricht etwa dem Anteil, der an den übrigen Stationen gemessen wurde). Für die beiden FBB-Standort BER und Bohnsdorf lagen zusätzlich NO_x-Konzentrationsmessungen vor.

Tabelle 7: Messstationen und Zeiträume für die Modell-Validierung

Station	UTM 33	Stoffe	von	bis
BER (FBB_SXF)	400.113, 5.803.962	Amb10_100*, NO_x	2021-01-01	2022-10-31
Mahlow (BER-9)	392.655, 5.801.092	Amb10_100, TD10_100	2021-07-02	2022-11-01
Bohnsdorf (FBB_BDF)	403.573, 5.805.751	Amb10_100, NO_x	2021-01-01	2022-10-31
Eichwalde (BER-4) 2021	406.076, 5.803.866	Amb10_100, TD10_100	2021-09-14	2021-10-11
K.hof (TRT_KAR) 2021	407.140, 5.805.426	Amb10_100, TD10_100	2021-10-13	2021-11-12
Eichwalde (BER-4) 2022	406.076, 5.803.866	Amb10_100, TD10_100	2022-07-07	2022-08-10
K.hof (TRT_KAR) 2022	407.140, 5.805.426	Amb10_100, TD10_100	2022-08-11	2022-11-01

Als Ausgangsbasis für die Vergleiche standen die gemessenen und modellierten Zeitreihen der Stundenmittel zur Verfügung, Abbildung 74 zeigt ein Beispiel. Man erkennt, dass gemessene Konzentrationsspitzen häufig von der Modellierung wiedergegeben werden, teilweise treten auch Spitzen in der Messung und nicht im Modellergebnis auf, teilweise ist es umgekehrt.

Abbildung 74: Beispiel für einen Zeitreihen-Vergleich Messung-Modell (PN 10-100 nm)



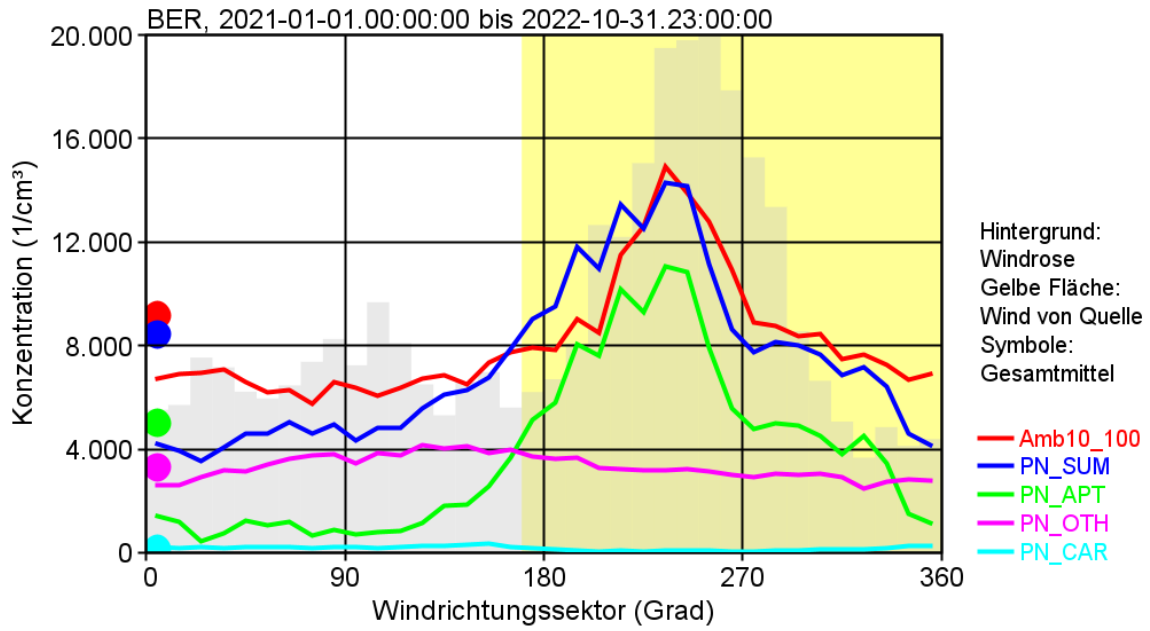
Beispiel für eine Gegenüberstellung der Stundenzeitreihen von gemessener (Amb10_100, rot) und modellierter (PN_SUM, blau) PN-Konzentration (alle Partikel im Durchmesserbereich 10 bis 100 nm, Standort Mahlow). Quelle: Eigene Darstellung.

Sinnvoller und belastbarer als ein solcher Punkt-zu-Punkt-Vergleich, der empfindlich von verschiedenen Details und Einzelereignissen abhängt, ist ein Vergleich statischer Kenngrößen. Hierzu werden im Folgenden Konzentrationsrosen (Abhängigkeit der Konzentration von der Windrichtung), mittlere Zeitgänge, Lee-Luv-Vergleiche und mittlere Vertikalprofile analysiert.

9.2 Konzentrationsrosen

Eine Konzentrationsrose zeigt für jeden 10-Grad-Windrichtungssektor das arithmetische Mittel der Stundenmittel der Konzentration für die Stunden, in denen die Windrichtung in dem Sektor liegt. Hier wurde eine kartesische Darstellung (anstelle eines Polardiagramms) gewählt, in der sich der Verlauf der Konzentrationswerte besser ablesen lässt.

Abbildung 75: Konzentrationsrose für PN (10 bis 100 nm) am Ostende der BER-Nordbahn



Konzentrationsrose der Partikel-Anzahlkonzentration PN (10 bis 100 nm) für die Station BER, am Ostende der BER-Nordbahn. Amb10_100 (rot): Messwerte (angenommen als 75 % der tatsächlich gemessenen totale Anzahlkonzentration). PN_SUM (blau): modellierte Werte = Summe aus den Teilbeiträgen Flughafen (PN_APT, grün), Andere (PN_OTH, lila) und Kfz-Verkehr (PN_CAR, hellblau). Gelbe Fläche: Wind vom Flughafen. Graue Balken: Relative Verteilung der Windrichtung. Farbige Kreise am linken Rand: Mittelwerte der jeweiligen Konzentration. Quelle: Eigene Darstellung.

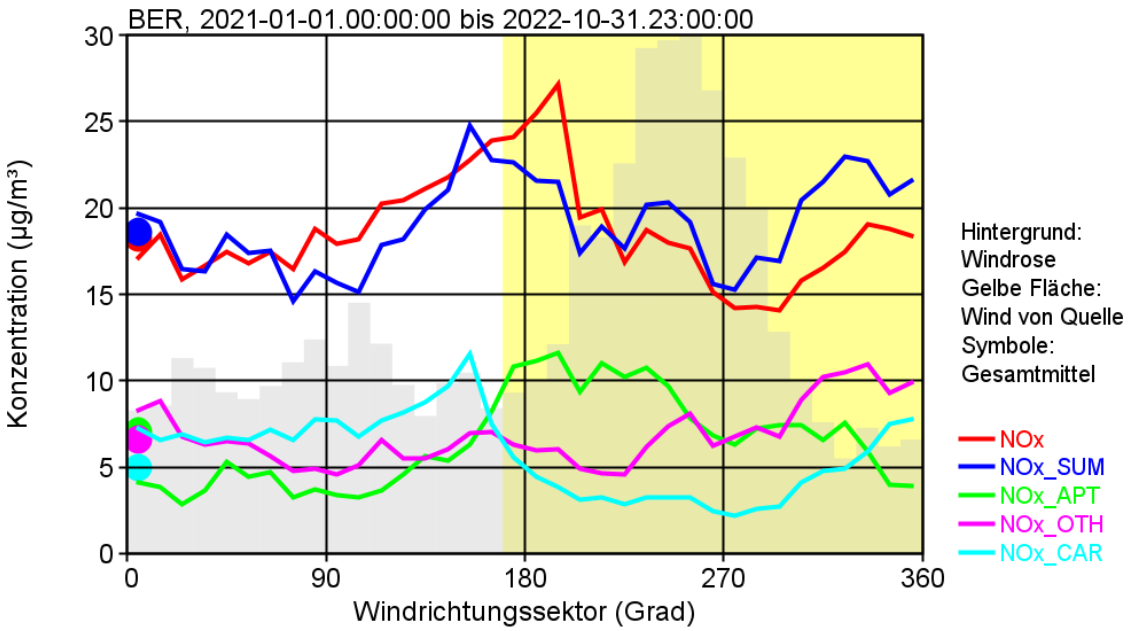
Abbildung 75 zeigt die Konzentrationsrose der PN-Konzentration für den Standort BER unmittelbar östlich der nördlichen Startbahn. Die rote Kurve (Amb10_100) zeigt die gemessenen Werte, die blaue Kurve (PN_SUM) die modellierten Werte, die sich aus den Teilbeiträgen Flughafen (grün, PN_APT), Andere (lila, PN_OTH) und Kfz-Verkehr (hellblau, PN_CAR) zusammensetzen. Die gelbe Fläche deutet den Bereich mit Wind vom Flughafen an, die grauen Balken im Hintergrund die relative Verteilung der Windrichtung während der Messungen. Die Kreise ganz links zeigen die Mittelwerte (Langzeitwerte) der Konzentration.

Die Verläufe von gemessener (rot) und modellierter (blau) Konzentration stimmen insgesamt gut überein mit Abweichungen innerhalb eines Faktors 2. Für Wind aus nördlicher bis süd-östlicher Richtung (0 bis etwa 120 Grad) ist die modellierte Konzentration, die im Wesentlichen auf dem Beitrag anderer Quellen beruht, systematisch kleiner als die gemessene. Für Wind vom Flughafen wird die modellierte Konzentration erwartungsgemäß vom Flughafen bestimmt und stimmt innerhalb weniger 10 % mit der gemessenen überein. Der Hintergrund (lila) liefert einen

näherungsweise richtungsunabhängigen Beitrag von rund 3.000 1/cm^3. Der Kfz-Beitrag ist gemessen an dem der anderen Quellen praktisch vernachlässigbar.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich an der Station BER für die NO_x-Konzentration, siehe Abbildung 76. Auch hier stimmen gemessene und modellierte NO_x-Konzentration relativ gut überein, aber die Beiträge der Quellengruppen Flughafen, Andere und Kfz sind von der gleichen Größenordnung und die Windrichtungs-Abhängigkeit ist deutlich geringer.

Abbildung 76: Konzentrationsrose für NO_x am Ostende der BER-Nordbahn



Wie Abbildung 75 für die Konzentrationsrose der NO_x-Konzentration für die Station BER, gelegen am Ostende der BER-Nordbahn. Quelle: Eigene Darstellung.

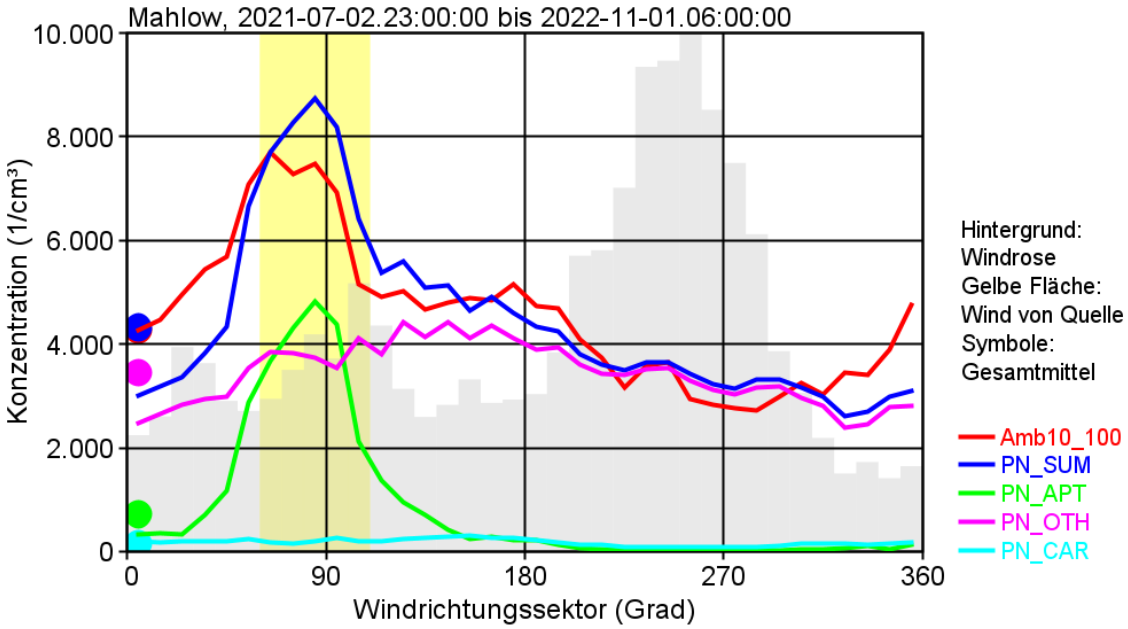
Im Gegensatz zur Partikel-Anzahlkonzentration, Abbildung 75, ist der modellierte Flughafen-Beitrag zu NO_x an der Station BER bei allen Windrichtungen, insbesondere auch bei Ostwind, signifikant. Bei dieser Windrichtung herrscht in der Regel Betriebsrichtung Ost und die Station BER steht unter dem Einfluss von Emissionen beim Start (Takeoff) und Steigflug (Climb) in östliche Richtung. Auf die Partikel-Anzahlkonzentration haben diese Phasen des LTO-Zyklus einen eher geringen Einfluss, im Vergleich zu den Rollbewegungen (siehe Abbildung 53 rechts in Abschnitt 7.3), da die Emissionsdauer in diesen Phasen wesentlich geringer ist, während sich die Emissionsindizes (freigesetzte Menge pro Menge verbranntem Treibstoff) kaum unterscheiden. Im Fall von NO_x dagegen sind die Emissionsindizes bei Start und Steigflug erheblich höher als beim Rollen, entsprechend sind diese Phasen deutlich relevanter (siehe ebenfalls Abbildung 53 rechts in Abschnitt 7.3).

Bei Wind aus Richtung Flughafen ist der Flughafen-Beitrag zur NO_x-Konzentration etwa doppelt so hoch wie bei Wind aus anderen Richtungen. Der Kfz-Beitrag zeigt ein umgekehrtes Verhalten, da bei Wind vom Flughafen die verkehrsstarken Straßen weiter entfernt liegen. Im Ergebnis ergibt sich in den Modellergebnissen kein Anstieg bei Wind aus Richtung Flughafen. Der sowohl in den Modell- als auch den Messergebnissen sichtbare Anstieg bei Wind aus Süden ist vermutlich auf die Autobahn A113 zurückzuführen. Wie im Abschnitt 2.7.2 dargestellt wurde, wurden im Rahmen von ULTRAFLEB auch an allen anderen Stationen, an denen NO_x-Messungen (als NO_2) vorgenommen wurden, keine erhöhten Konzentrationen bei Wind aus Richtung

Flughafen festgesellt. Bei Wind aus Richtung Flughafen wurden aber häufig deutlich erhöhte NO_2/CO-Verhältnisse beobachtet.

Eine weitere Messstation, die sich aufgrund ihrer geringen Entfernung zum Flughafen (etwa 4 km) und nur wenigen Emissionsquellen zwischen ihr und dem Flughafen (im Wesentlichen Kfz-Verkehr auf der Bundesstraße B96) auszeichnet, ist Mahlow. Die PN-Konzentrationsrose ist in Abbildung 77 dargestellt. Auch hier ist die Übereinstimmung zwischen Messung und Modellierung gut, für Wind vom Flughafen liefert der Flughafen den größten Beitrag, der Hintergrund liefert einen näherungsweiserichtungsunabhängigen Beitrag zwischen rund 3.000 und 4.000 1/cm^3, ähnlich wie an der Station BER.

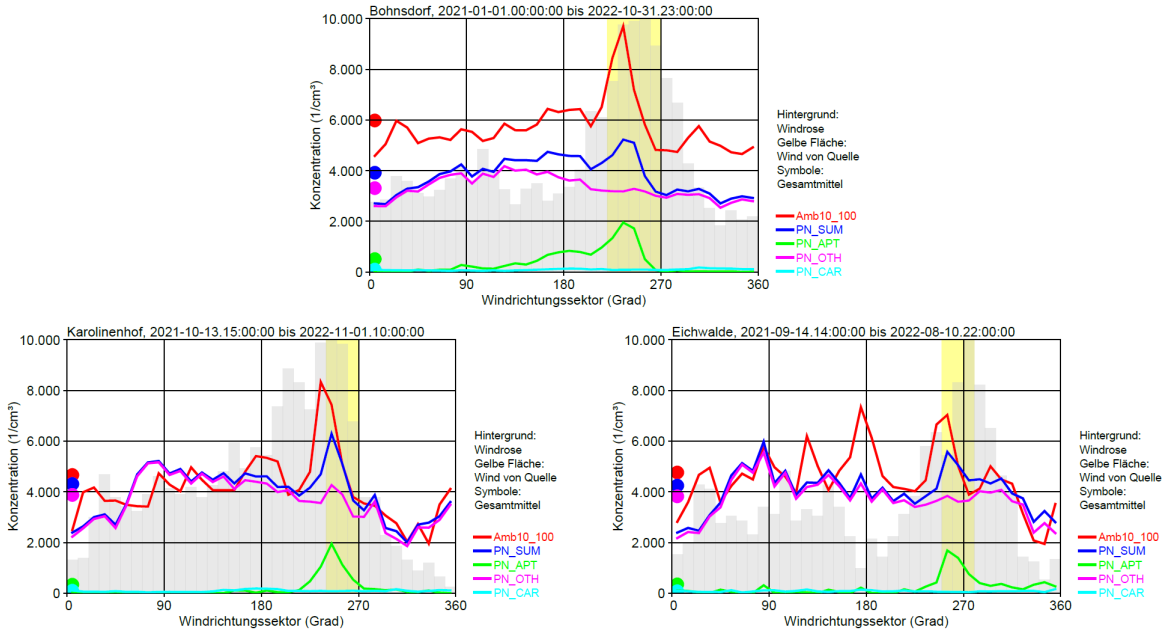
Abbildung 77: Konzentrationsrose für PN (10 bis 100 nm) in Mahlow



Wie Abbildung 75 für die Konzentrationsrose der Partikel-Anzahlkonzentration (10 bis 100 nm) für die Station Mahlow etwa 4 km westlich des Flughafens. Quelle: Eigene Darstellung.

Etwas anders sieht die Situation an den Stationen Bohnsdorf, Karolinenhof und Eichwalde aus, siehe Abbildung 78. Bei Bohnsdorf wird die gemessene Partikel-Anzahlkonzentration von der Modellrechnung systematisch für alle Windrichtungen um etwa 2.000 1/cm^3 unterschätzt. An den Stationen Karolinenhof und Eichwalde, die sich entfernter vom Flughafen im östlichen Einflugkorridor befinden, wird von der Modellrechnung die Konzentrationsspitze für Wind vom Flughafen etwas unterschätzt und es gibt gemessene Konzentrationsspitzen für Wind aus ganz anderen Richtungen, die von der Modellrechnung nicht reproduziert werden. Hier ist zu beachten, dass diese beiden Stationen nur für wenige Wochen in Betrieb waren und diese Konzentrationsspitzen zudem bei weniger häufigen Windrichtungen auftraten, d. h. bereits einzelne Ausreißer können die Durchschnittswerte deutlich erhöhen. Die Unterschiede zwischen den Messungen und den Modellerwartungen liegen aber auch hier innerhalb eines Faktors 2.

Abbildung 78: Konzentrationsrose für PN (10 bis 100 nm) in Bohnsdorf, Karolinenhof & Eichwalde



Wie Abbildung 75 für die Konzentrationsrose der Partikel-Anzahlkonzentration (10 bis 100 nm) für die Stationen Bohnsdorf, Karolinenhof und Eichwalde östlich des Flughafens BER. Quelle: Eigene Darstellung.

9.3 Zeitgänge

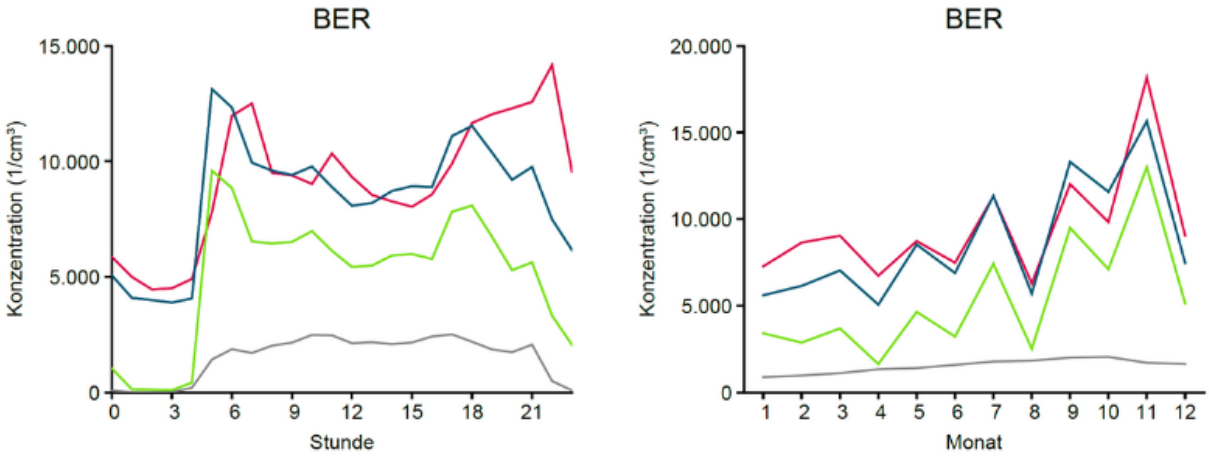
Einen weiteren aufschlussreichen Vergleich bieten die mittleren Tages- und Jahresgänge. Bei den Tagesgängen werden die Stundenmittel der Konzentration für gleiche Stunden (Lokalzeit) gemittelt, so dass sich 24 mittlere Stundenwerte ergeben. Bei den Jahresgängen werden alle Stundenmittel der Konzentration, die zu demselben Monat (unabhängig vom Jahr) gehören, gemittelt, so dass sich (maximal) 12 mittlere Monatswerte ergeben.

Abbildung 79 zeigt die Zeitgänge von gemessener (rot, entspricht Amb10_100) und modellierter (blau, entspricht PN_SUM) Partikel-Anzahlkonzentration für die Station BER unmittelbar an der nördlichen Startbahn. Zusätzlich ist der Anteil des Flughafens (grün, entspricht PN_APT) und die mittlere Anzahl der stündlichen Flugbewegungen (grau, die Werte wurden mit 100 multipliziert) eingetragen.

Die Mittelung erfolgte über die kompletten Jahre 2021 und 2022, die mittlere Anzahl der stündlichen Flugbewegungen steigt aufgrund der Erholung des Flugbetriebs nach den Pandemie-bedingten Einschränkungen von Januar bis Oktober kontinuierlich an. Der zackige Verlauf der Monatsmittel beruht darauf, dass bis einschließlich März 2021 und dann im Mai, Juli, September und November 2021 praktisch ausschließlich die Nordbahn sowie im April, Juni, August und Oktober 2021 praktisch ausschließlich die Südbahn des BER genutzt wurden; erst ab Dezember 2021 wurden beide Pisten simultan und etwa gleichmäßig benutzt. Die Station BER befindet sich am Ende der Nordbahn des BER, entsprechend ergeben sich in den Monaten mit Nordbahn-Betrieb im Mittel höhere Konzentrationen als in den Monaten mit Südbahn-Betrieb.

Für die Station BER stimmen die gemessenen und modellierten Konzentrationsverläufe mit Abweichungen von meist nur wenigen 10 % gut überein. In der linken Abbildung ist das Nachtflugverbot gut zu erkennen.

Abbildung 79: Zeitgänge (stündlich, monatlich), PN 10-100 nm, BER



Zeitgänge von gemessener (rot, entspricht Amb10_100) und modellierter (blau, entspricht PN_SUM) Partikel-Anzahlkonzentration für die Station BER. Zusätzlich ist der Anteil des Flughafens (grün, entspricht PN_APT) und die mittlere Anzahl der stündlichen Flugbewegungen multipliziert mit 100 (grau) eingetragen. Die Mittelung erfolgte über den Zeitraum 1. Januar 2021 bis 31. Oktober 2022. Stunden: 0= 0:00:00 bis 1:00:00 usw., Monate: 1=Januar usw. Quelle: Eigene Darstellung.

9.4 Lee-Luv-Vergleiche

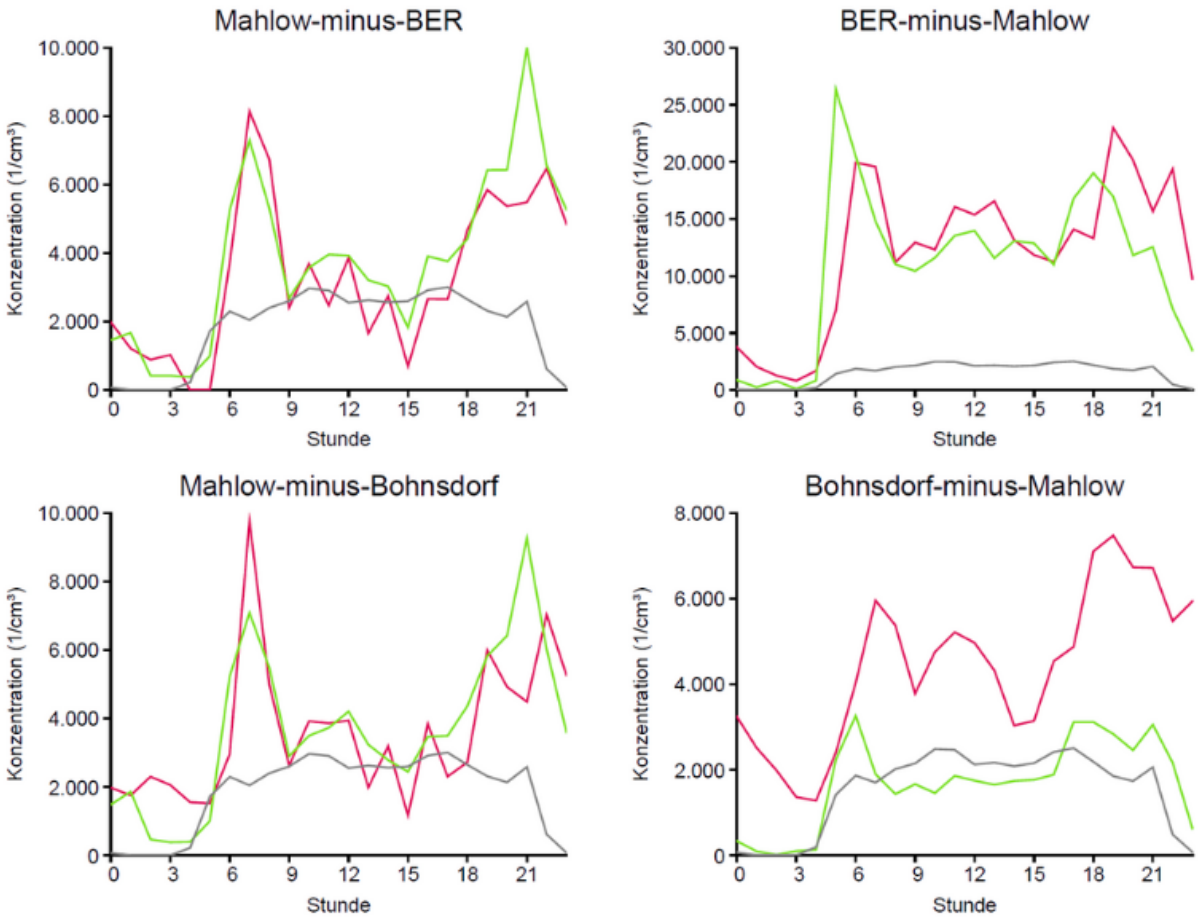
In den vorigen Abschnitten wurde die gemessene Partikel-Anzahlkonzentration mit der modellierten verglichen, wobei sich letztere aus den drei Teilbeiträgen Flughafen, Andere und Kfz-Verkehr zusammensetzt. Ein etwas direkterer Vergleich mit dem modellierten Flughafenbeitrag kann erzielt werden, indem die gemessene Konzentration (Stundenmittel) windabwärts vom Flughafen mit der windaufwärts vom Flughafen verglichen wird (Lee-Luv-Vergleich). Die Differenz entspricht näherungsweise dem Flughafenbeitrag.

Infrage kommen hierfür vor allem die Stationskombinationen Mahlow/BER und Mahlow/Bohnsdorf (die Stationen Eichwalde und Karolinenhof waren nur wenige Wochen in Betrieb; ein Lee-Luv-Vergleich zwischen diesen beiden Stationen und Mahlow wurde im Abschnitt 2.6.3 präsentiert). Mahlow/BER hat den Nachteil, dass BER sehr nahe an der Startbahn liegt, so dass unter Umständen Teile der Flughafenimmission nicht erfasst sind. Mahlow/Bohnsdorf hat den Nachteil, dass zwischen der Station Bohnsdorf und dem Flughafen mehrere Hauptverkehrsstraßen liegen, die das Ergebnis verfälschen können.

Abbildung 80 zeigt anhand des mittleren Tagesgangs den Vergleich für beide Kombinationen und jeweils die östliche und westliche Anströmrichtung. Gefiltert wurden dabei die Stundenmittel nach der Anströmrichtung: „Mahlow minus BER“ 69 Grad, „BER minus Mahlow“ 69+180 Grad, „Mahlow minus Bohnsdorf“ 67 Grad, „Bohnsdorf minus Mahlow“ 67+180 Grad, jeweils mit einer zugelassenen Streubreite von plus/minus 10 Grad.

Die Übereinstimmung des Differenzbetrags der Messung mit dem modellierten Flughafenanteil ist insgesamt gut und die Zeitverläufe ähnlich. Lediglich für den Fall „Bohnsdorf minus Mahlow“ (Wind von Mahlow in Richtung Bohnsdorf) liefern die Messwerte wesentlich höhere Beiträge. Hier könnten eventuell Kfz-Emissionen oder andere Emittenten zwischen Flughafen und Bohnsdorf eine Rolle spielen, die im modellierten Flughafenbeitrag nicht enthalten sind.

Abbildung 80: Tagesgänge für PN 10 bis 100 nm, Lee-Luv-Vergleiche



Mittlere Tagesgänge für die Lee-Luv-Differenz der Messwerte (rot, Differenz von Amb10_100) und dem modellierten Flughafenbeitrag (grün, PN_APT). Mit dargestellt ist die mittlere Anzahl der stündlichen Flugbewegungen multipliziert mit 100 (grau). Stunden: 0= 0:00:00 bis 1:00:00 usw. Quelle: Eigene Darstellung.

9.5 Flüchtige Partikel

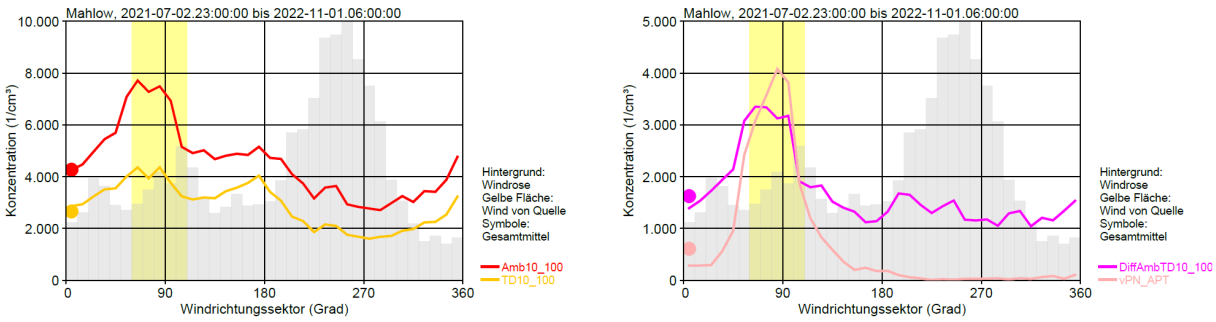
Messtechnisch kann die Anzahlkonzentration flüchtiger Partikel näherungsweise abgeschätzt werden aus der Differenz der Partikelanzahl ohne Thermodenuder (d. h. der Messung aller Partikel) und der Partikelanzahl bei Einsatz eines Thermodenuders, diese ist ein Maß für die nicht-flüchtigen Partikel. Bei einem festen Durchmesserbereich (wie hier von 10 bis 100 nm) ist diese Differenz jedoch nicht zwingend identisch mit der Anzahl flüchtiger Partikel: der Einsatz des Thermodenuders kann auch die Größenverteilung beeinflussen. Zum Beispiel können Partikel, die mit festem Kern und verdampfbarer Hülle größer als 100 nm sind, nach dem Einsatz des Thermodenuders in den Durchmesserbereich 10 bis 100 nm fallen. Im Extremfall kann damit sogar eine negative Differenz entstehen.

Dennoch bietet dieses Verfahren den einzigen Weg, um im Rahmen dieses Projektes messtechnische Aussagen über die Anzahlkonzentration flüchtiger Partikel zu erhalten. Hierzu wird die Station Mahlow betrachtet: Messungen nicht-flüchtiger Partikel fanden über einen längeren Zeitraum nur hier statt (die Stationen Eichwalde und Karolinenhof waren nur für wenige Wochen in Betrieb) und die zuvor gezeigten Vergleiche zwischen Messung und Modellierung ergaben eine gute Übereinstimmung. Die Station BER wurde nicht betrachtet, da sie so nahe an der Startbahn liegt, dass hier unter Umständen ein Großteil der flüchtigen Partikel aufgrund der geringen Transportzeit noch einen Durchmesser von weniger als 10 nm besitzt.

Abbildung 81 zeigt im linken Teil die Konzentrationsrose für die gemessene Anzahlkonzentration der Gesamtpartikel zwischen 10 und 100 nm (rot, Amb10_100) und die gemessene Anzahl zwischen 10 und 100 nm bei Einsatz des Thermodenuders (orange, TD10_100). Die Differenz wird näherungsweise als Anzahlkonzentration flüchtiger Partikel zwischen 10 und 100 nm interpretiert. Sie beträgt bei Wind vom Flughafen rund 3.000 1/cm^3 und bei anderen Windrichtungen etwas mehr als rund 1.000 1/cm^3. Das deutet darauf hin, dass der Flughafen im Abstand von 4 km eine relevante Quelle von flüchtigen Partikeln im Bereich 10 bis 100 nm ist.

Im rechten Teil von Abbildung 81 ist eine Konzentrationsrose dieser Differenz dargestellt (lila), sie wird verglichen mit dem modellierten Anteil des Flughafens an flüchtigen Partikeln zwischen 10 und 100 nm (beige, vPN_APT). Für die anderen Quellengruppen konnte der modellierte Anteil flüchtiger Partikel zwischen 10 und 100 nm nicht separat bestimmt werden. Nimmt man einen konstanten Hintergrund von rund 1.000 1/cm^3 dazu, dann überschätzt bei Wind vom Flughafen der modellierte Wert die gemessene Anzahlkonzentration von flüchtigen Partikeln zwischen 10 und 100 nm um etwa 2.000 1/cm^3 (rund 5.000 versus 3.000 1/cm^3).

Abbildung 81: Mahlow: Konzentrationsrosen für nicht-flüchtige und flüchtige Partikel von 10 bis 100 nm



Links: Konzentrationsrose für die gemessene Anzahlkonzentration der Gesamtpartikel zwischen 10 und 100 nm (rot, Amb10_100) und die gemessene Anzahl zwischen 10 und 100 nm bei Einsatz des Thermodenuders (orange, TD10_100) an der Station Mahlow. Rechts: Differenz von Amb10_100 und TD10_100 aus der linken Abbildung (lila) als Schätzwert für die flüchtigen Partikel zwischen 10 und 100 nm und die modellierte Anzahl flüchtiger Partikel zwischen 10 und 100 nm vom Flughafen (beige, vPN_APT). Quelle: Eigene Darstellung.

9.6 Vertikalprofile

Im Rahmen der ALADINA-Messungen wurden räumlich und zeitlich aufgelöste Vertikalprofile der Partikel-Anzahlkonzentration (unterer Durchmesser 5 nm) im Nordosten des Flughafens bestimmt, siehe Abschnitt 4. Ein Vergleich mit modellierten Konzentrationen ist schwierig, da ALADINA zeitabhängig ihre vertikale und ihre horizontale Position über einen Bereich von mehreren 100 m änderte. Um zumindest näherungsweise einen Vergleich durchführen zu können, wurde die mit LASPORT (Anteil Flughafen, einschließlich Flugbewegungen bis 3.000 ft) bestimmte 3-dimensionale Konzentrationsverteilung der Gesamtpartikel größer als 5 nm für die Stunde, in der die ca. 30-minütige ALADINA-Messung stattfand, über einen horizontalen Raumbereich von 1 km mal 1 km, innerhalb dem die Messung stattfand, gemittelt.

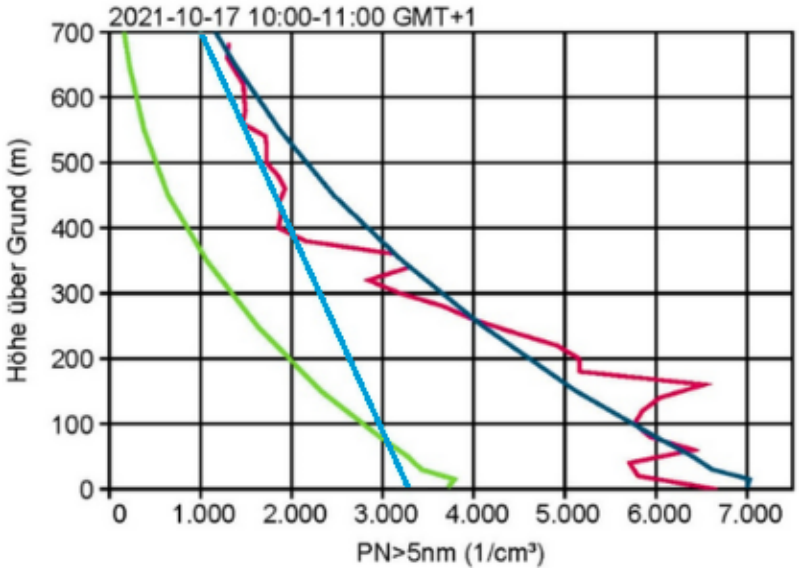
Der Vergleich wurde für die Messung vom 17.10.2021 um 11:00 Vormittag (Kennung ID19) durchgeführt. Zusätzlich zum Beitrag des Flughafens muss die Hintergrundkonzentration der Partikel abgeschätzt werden. Hierzu wurde für die bodennahe Konzentration der modellierte Beitrag von LOTOS-EUROS und IVU (knapp 3.300 1/cm^3) und für die Höhe 700 m der mit

ALADINA gemessene Wert (abgerundet 1.000 1/cm^3) als Schätzung gewählt, zwischen diesen Werten wurde linear interpoliert.

Abbildung 82 zeigt das gemessene Vertikalprofil der Partikel-Anzahlkonzentration (rot), den modellierten Beitrag des Flughafens (grün), den abgeschätzten Hintergrund (hellblau) und die Summe dieser beiden modellierten Beiträge (blau). Der generelle Vertikalverlauf der Messungen wird von dem modelltechnisch bestimmten Profil einigermaßen genau wiedergegeben.

Die komplexen Variationen mit der Höhe, die sich in den Messungen zeigen, können nicht im Detail wiedergegeben werden. Hierzu wären genauere Eingangsdaten zum Aufbau der atmosphärischen Grenzschicht und, soweit einzelne Flugbewegungen eine besondere Rolle spielen, zu den genauen Flugprofilen erforderlich.

Abbildung 82: ALADINA-Vertikalprofil und Modell-Erwartungen



Vergleich mit den ALADINA-Messungen: Gemessenes Vertikalprofil der Partikel-Anzahlkonzentration (rot), modellierter Beitrag des Flughafens (grün), abgeschätzter Hintergrund (hellblau) und die Summe dieser beiden modellierten Beiträge (blau). Quelle: Eigene Darstellung.

10 Schlussfolgerungen

10.1 Messungen

10.1.1 Stationäre Messungen aller Partikel

Die Richtlinie (EU) 2024/2881 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2024 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Europäische Union, 2024) bezeichnet Ultrafeinpartikel (UFP) als einen von mehreren „Schadstoffen, die zunehmend Anlass zur Besorgnis geben“, und fordert deshalb von den EU-Mitgliedstaaten das Monitoring von UFP an ortsfesten Messstationen. Geschehen soll dies zum einen an Großmessstationen sowohl an Standorten für den ländlichen Hintergrund als auch für den städtischen Hintergrund, aber auch an Standorten, an denen hohe Konzentrationen zu erwarten sind.

Hierzu gehören in erster Linie Flughäfen: In der näheren Umgebung von Großflughäfen erhöhen sich die Partikel-Anzahlkonzentrationen in der Luft teilweise um ein Mehrfaches, sobald der jeweilige Ort dem direkten Wind vom Flughafen ausgesetzt ist. In diesem Punkt bestätigte ULTRAFLEB ähnliche Befunde von Studien von Messkampagnen im Umfeld anderer Großflughäfen weltweit. Die ULTRAFLEB-Messungen fanden zwischen Anfang Juli 2020 und Anfang November 2022 statt, d. h. mehrere Jahre vor dem Inkrafttreten der Luftqualitäts-Richtlinie 2024. In der zuvor geltenden Richtlinie (Europäische Union, 2015) wurden Ultrafeinpartikel noch nicht erwähnt und es bestanden zum damaligen Zeitpunkt auch ansonsten keine regulatorischen Verpflichtungen zum Monitoring von UFP.

Tabelle 8 enthält die Ergebnisse von Messungen, die die Anforderungen der EU-Luftqualitätsrichtline 2024 für UFP-Messungen erfüllen. Genutzt wurde ein Kondensations-Partikelzähler (*Total Condensation Particle Counter*, T-CPC). Laut Definition dieser Richtlinie sind ultrafeine Partikel (UFP) eigentlich nur Partikel mit einem Durchmesser von höchstens 100 Nanometer, und bei Messungen mittels Kondensations-Partikelzähler werden auch Partikel mit bis zu einem etwa 10-mal größeren Durchmesser erfasst (d.h. bis zu einem Durchmesser von etwa 1.000 Nanometer=1 µm). Allerdings wird die gemessene totale Partikelanzahl normalerweise von Partikeln kleiner als 100 nm dominiert: bei den ULTRAFLEB-Messungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilung im Bereich 10 bis 800 Nanometer (siehe unten) entfielen typischerweise mindestens 80 % aller erfassten Partikel in den Bereich 10 bis 100 Nanometer. Dieselbe Richtlinie legt deshalb fest, dass UFP als Konzentration der Partikelanzahl pro Kubikzentimeter für einen Größenbereich mit einer unteren Grenze von 10 Nanometer und ohne obere Grenze gemessen werden (Europäische Union, 2024), dies ist der Fall bei den in Tabelle 8 gelisteten Messwerten.

Tabelle 8 enthält konkret die gemessenen mittleren Partikel-Anzahlkonzentrationen an allen ULTRAFLEB-Messstandorten; die Mittelung erfolgte über den kompletten Zeitraum, in dem am jeweiligen Standort Messungen durchgeführt wurden. Die Entfernung von jedem Standort zum Terminal des nächstgelegenen Flughafens ist angegeben. Die Konzentrationen bei Flughafen-Wind hängen offensichtlich nicht nur von dieser Entfernung ab. Generell sollten die Unterschiede zwischen den Stationen nicht überinterpretiert werden, auch weil über sehr unterschiedliche Zeiträume gemittelt wurde. Vor allem in Eichwalde und Karolinenhof waren diese Zeiträume sehr kurz: der TROPOS-Trailer wurde nur für zwei kürzere Kampagnen im Herbst 2021 und Sommer/Herbst 2022 eingesetzt (deshalb erfolgte eine getrennte Ermittlung für die beiden Jahre). In Reinickendorf erfolgte die Mittelung getrennt für die Zeit vor und nach der Schließung des Flughafens TXL Anfang November 2020. Erwartungsgemäß wurden hier bei Wind aus Richtung Flughafen vor der Schließung höhere Mittelwerte ermittelt als nach der

Schließung. Der wegfallende Flugverkehr ist aber offenbar nicht allein für diese Unterschiede verantwortlich: Auch bei anderen Windrichtungen ergaben sich Konzentrationsunterschiede zwischen beiden Zeiträumen, diese sollten vor allem auf jahreszeitliche Unterschiede zurückzuführen sein.

Tabelle 8: Mittlere PN-Konzentration (>10 Nanometer), 6-22 Uhr

Station, Entfernung zum Terminal	Zeitraum der Messungen	Fh-Wind: Windrichtung, rel. Anteil	(a) gesamt (1/cm³)	(b) Fh-Wind (1/cm³)	(c) and. Wind (1/cm³)	(b)-(c) / (c)
R.dorf, 4 km	8.7.20-8.11.20	230-260°, 18 %	7.000	7.900	7.000	13%
R.dorf (TXL geschl.)	9.11.20-2.7.21	230-260°, 16 %	5.100	5.000	5.200	-4%
Bohnsdorf, 6 km	1.1.21-31.10.22	215-250°, 18 %	6.100	8.400	5.600	50%
Mahlow, 5 km	2.7.21-31.10.22	30-100°, 15 %	5.000	9.300	4.300	116%
E.walde 2021, 7 km	14.9.21-11.10.21	235-270°, 17 %	6.800	8.600	6.700	28%
E.walde 2022, 7 km	7.7.22-11.8.22	235-270°, 19 %	7.200	9800	6800	44%
K.hof 2021, 9 km	13.10.21-12.11.21	225-255°, 30 %	7.100	9.700	7.100	37%
K.hof 2022, 9 km	11.8.22-1.11.22	225-255°, 14 %	6.800	11.400	6.000	90%

Partikelanzahl-Konzentration (>10 Nanometer), gemittelt über den in Spalte 2 angegebenen Messzeitraum an den ULTRAFLEB-Messstandorten Reinickendorf, Bohnsdorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof. In die Mittelung einbezogen wurden nur Messungen (Stundenmittel) zwischen 6 und 22 Uhr Ortszeit. Die Kilometerangabe in Spalte 1 bezieht sich auf die Entfernung zum Terminal des nächstgelegenen Flughafens. Für Reinickendorf erfolgte eine getrennte Ermittlung für die Zeiten vor und nach der Schließung des Flughafens TXL am 8.11.2020, für Eichwalde und Karolinenhof erfolgte eine getrennte Ermittlung für die Kampagnen der Jahre 2021 und 2022. Spalte 3 enthält den genauen Windrichtungsbereich, in dem ein signifikanter Flughafen-Einfluss vorlag, sowie die relative Anzahl aller Stunden, zu denen die mittlere Windrichtung in diesem Bereich lag, Die in den Spalten 4-6 gelisteten Mittelwerte gelten für (a) alle Zeiten, (b) für Zeiten mit Wind aus Richtung Flughafen (Fh-Wind), sowie (c) für Zeiten mit Wind aus anderen Richtungen (anderer Wind = Windrichtungen, die sich um mindestens 20° von den äußeren Richtungen des Flughafen-Winds unterscheiden). Spalte 7 enthält die relative Differenz von (b) zu (c)

Generell lässt sich aus Tabelle 8 ablesen, dass an allen Standorten die Partikel-Anzahlkonzentrationen bei Flughafen-Wind deutlich höher waren als bei anderen Windrichtungen (Ausnahme: Reinickendorf nach Schließung des Flughafens TXL). An der innerstädtischen Station Berlin-Reinickendorf betrug der Unterschied nur etwa 13 % (vor Schließung des Flughafens TXL), an der am südlichen Stadtrand Berlins in einer Wohnbebauung liegenden Station Bohnsdorf bereits etwa 50 %. Die noch höheren Unterschiede in Mahlow beruhen nur zum Teil auf dem Flughafenbetrieb, siehe unten. Auch in Karolinenhof 2022 traten noch höhere Unterschiede auf, aufgrund des kurzen Messzeitraums trugen hier aber nur wenige Messwerte zu den Mittelwerten bei.

Parallel zu diesen Messungen der gesamten Partikelanzahl wurden an allen ULTRAFLEB-Stationen auch Messungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilung durchgeführt, hierzu diente ein Mobilitäts-Partikelgrößenspektrometer (*Mobility Particle Size Spectrometer*, MPSS), die Messungen erfolgten im Größenbereich von 10 bis 800 Nanometer (an der Station Bohnsdorf wurde der Bereich 10 bis 1.000 Nanometer erfasst). Diese Messungen ergaben, dass sich die beobachteten hohen Partikel-Emissionen im Flughafenbereich nur auf einen bestimmten Größenbereich beschränken. Die Konzentrationen bei Flughafen-Wind, und damit auch die Differenzen zwischen der Konzentration bei Flughafen-Wind und bei anderem Wind, erreichten

ein Maximum etwas unterhalb von 20 Nanometern. Darüber verringerte sich der Unterschied der mittleren Konzentrationen bei Flughafen-Wind und bei anderen Windrichtungen wieder. Oberhalb eines Grenzdurchmessers von etwa 40 Nanometern war kein Flughafen-Einfluss auf die Größenverteilungen mehr zu erkennen: die mittlere Partikel-Anzahlkonzentrationsverteilung bei anderen Windrichtungen lieferte nun sogar höhere Werte als die mittlere Partikel-Anzahlkonzentrationsverteilung bei Flughafen-Wind. Die Ausnahme bildete Mahlow. Hier erreichte die mittlere Partikel-Anzahlkonzentrationsverteilung bei Flughafen-Wind bei allen Partikeldurchmessern höhere Werte als die mittlere Partikel-Anzahlkonzentrationsverteilung bei anderen Windrichtungen. Unterhalb von 40 Nanometer waren die Unterschiede allerdings auch in Mahlow gravierender als oberhalb davon. Das Verhalten oberhalb von 40 Nanometern lässt sich mit der Partikel-Belastung der Hintergrundluft, sowie mit der genauen Lage der Stationen erklären: Die Station Mahlow lag westlich, alle anderen ULTRAFLEB-Stationen östlich des nächstgelegenen Flughafens. Im Raum Berlin treten in der Hintergrundluft bei östlichen Winden typischerweise deutlich höhere Partikel-Anzahlkonzentrationen auf als bei westlichen Winden, die Ursache ist Partikel-Ferntransport. In Mahlow war somit bereits die Hintergrundluft bei Flughafenwind stärker mit Partikeln belastet als bei anderen Windrichtungen, an den anderen Stationen war das Gegenteil der Fall. Dies erklärt auch die laut Tabelle 8 besonders hohen relativen Unterschiede zwischen der totalen Partikel-Anzahlkonzentration bei Flughafen-Wind und bei anderem Wind in Mahlow.

Die Lage des Maximum etwas unterhalb von 20 Nanometer bei Flughafen-Luft, und der Grenz-Durchmesser von etwa 40 Nanometer, können mit den typischen Partikel-Moden verglichen werden (DWD, o. J.): Im Nukleationsmode entstehen Partikel mit Durchmessern im Größenordnungsbereich von 1-10 Nanometer aus der Gasphase. Im Aitken-Mode wachsen die Partikel durch Kondensation von Gasen und Wasserdampf relativ schnell bis zu einem Durchmesser von etwa 50 Nanometer . Darüber verlangsamt sich das Wachstum, und oberhalb von etwa 100 Nanometer dominiert der Akkumulationsmode, hier wachsen die Partikel vor allem durch langsamer durch Anlagerung (Koagulation) und Zusammenfließen (Koaleszenz) Koagulation. Aufgrund der Kürze der Entfernung zum Flughafen war der Wachstumsprozess der Flughafen-Partikel im Aitken-Mode offenbar noch nicht abgeschlossen.

In dieser Studie wurde deshalb speziell der Größenbereich 10 bis 50 Nanometer für quantitative Analysen der Partikel-Emissionen an Flughäfen genutzt. 10 Nanometer war die Untergrenze des Messbereichs. 50 Nanometer liegen etwas oberhalb der festgestellten typischen Obergrenze des Flughafen-Einflussbereichs, d.h. bei der Wahl dieser Obergrenze wurde einerseits die übergroße Mehrheit der Flughafen-Partikel sicher erfasst, andererseits wurde der Einfluss anderer Faktoren (insbesondere der Windrichtungs-Abhängigkeit der Ferntransport), welche sich bei größeren Partikel-Durchmessern auswirken, auf die Analyse minimiert.

10.1.2 Stationäre Messungen nicht-flüchtiger Partikel

Eine Besonderheit von ULTRAFLEB in Vergleich zu den meisten vorhergehenden Flughafen-Messstudien zu Ultrafeinpartikeln, war die Messung der Anzahlgrößenverteilung nicht-flüchtiger Partikel, zusätzlich zur Messung der Anzahlgrößenverteilung aller Partikel. Eine spezifische Messung der Immission nicht-flüchtiger Partikel ist bislang weder in der EU-Luftqualitätsrichtline noch anderweitig regulatorisch vorgeschrieben. Die Messung war von Interesse für den Vergleich mit Modellen. Zudem ist der relative Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Flughafen-Partikeln möglicherweise auch von medizinischer Relevanz.

Diese Messung fand an den ULTRAFLEB-Messstandorten Reinickendorf, Mahlow, Eichwalde und Karolinenhof statt. Die Messungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilung benötigten 5 Minuten für einen Scan über die komplette Größenverteilung. Nach jedem Scan (also alle 5 Minuten)

wurde zwischen einer Messung der Größenverteilung aller Partikel und der Größenverteilung nicht-flüchtiger Partikel gewechselt. In letzterem Fall passierte die Probenluft einen sogenannten Thermodenuder und war hier für etwa 2 Sekunden einer Temperatur von 300 °C ausgesetzt. Flüchtige Partikel verdampften, nur nicht-flüchtige Partikel wurden im dahinter befindlichen MPSS erfasst.

Auch bei nicht-flüchtigen Partikeln traten unterhalb eines bestimmten Grenz-Durchmessers bei Flughafen-Wind im Mittel höhere Konzentrationen auf als bei anderen Windrichtungen. Dieser Grenz-Durchmesser lag aber nicht bei etwa 40 Nanometern wie bei allen Partikeln, sondern schon bei etwa 20 Nanometern. Dies ist etwas oberhalb der typischen Obergrenze des Nukleationsmodes, in diesem Mode entstehen Partikel direkt aus der Gasphase (DWD, o. J.). Die entstandenen Partikel wachsen zwar im sogenannten Aitken-Mode durch Kondensation von Gasen und Wasserdampf weiter an. Bei den Flughafen-Partikeln verblieb die angelagerte Materie aber offenbar im flüchtigen Zustand: beim Durchgang durch den Thermodenuder wurden die Partikel aber wieder auf ihre Kerngröße kleiner als 20 Nanometer reduziert; wenn auch der Kern flüchtig war, verdampften die Partikel komplett.

Aus einer detaillierteren Analyse ergab sich, dass typischerweise etwa 20 bis 30 % aller Flughafen-Partikel (größer als 10 Nanometer) nicht-flüchtig sind. Der Anteil nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln ist bei Flughafen-Emissionen somit stark unterdurchschnittlich, verglichen mit den üblichen Anteilen in der Hintergrund-Luft: In einer Minderheit der Fälle traten zwar auch in der Hintergrund-Luft sehr niedrige Anteile nicht-flüchtiger Partikel an allen Partikeln (im Bereich 10-50 Nanometer) von nur 10 % oder weniger auf. Der Medianwert der gemessenen Anteile lag aber an allen Stationen über 60 %.

Auch bei einer speziellen Betrachtung von Spitzen-Konzentrationen im Bereich 10-50 Nanometer ergab sich bei nicht-flüchtigen Partikeln ein wesentlich geringerer Flughafen-Einfluss als bei allen Partikeln: Bei allen Partikeln traten besonders hohe Anzahlkonzentrations-Werte (Überschreiten des 95 %-Perzentils aller Stundenmittel im Messzeitraum) bevorzugt, wenn auch nicht ausschließlich, bei Wind aus Richtung Flughafen auf. Bei nicht-flüchtigen Partikeln war keine Vorzugsrichtung zu erkennen, weder bei Betrachtung der Häufigkeit solcher Fälle (auch hier Überschreiten des 95 %-Perzentils aller Stundenmittel) noch bei den erreichten Maximalwerten.

10.1.3 Messungen anderer Stoffe

Neben der Messung von Partikel-Anzahlkonzentration und Partikel-Anzahlgrößenverteilung (für alle und für nicht-flüchtige Partikel) wurden bei einigen der stationären und mobilen Messungen im Rahmen von ULTRAFLEB auch die Konzentrationen weiterer Stoffe erfasst: Partikel-Massenkonzentration (PM), Ruß (*Black Carbon*, BC), Stickstoffoxide (NO_x, gemessen als NO_2), Ozon (O_3), Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO_2). Gemeinsam war bei den Ergebnissen aller genannten Messungen, dass bei Wind aus Richtung Flughafen keine besonders hohen oder auch niedrigen Konzentrationen festgestellt wurden. Auch von den Modellen wurde dies nicht erwartet.

Speziell für Stickoxide (NO_x) waren nach den Modellergebnissen zwar auch Beiträge von Flugzeug-Emissionen zu erwarten, die Größenordnung dieses Beitrages lag jedoch etwa im Bereich der typischen Variationen der Belastung durch den Straßenverkehr, so dass in der Summe keine signifikant erhöhte Belastung bei Flughafen-Wind prognostiziert wurden.

Wenn die Stundenmittel der gemessenen NO_2-Konzentrationen durch die Mittelwerte der Konzentration von CO in derselben Stunde dividiert wurden, ergab sich ein Zusammenhang mit dem Flughafen: NO_2/CO-Verhältnisse über 0,1 traten bevorzugt bei Flughafen-Wind auf,

Verhältnisse über 0,2 wurden ausschließlich bei Flughafen-Wind beobachtet. Das NO_2/CO-Konzentrationsverhältnis war damit, neben der Partikel-Anzahlkonzentration, die einzige im Rahmen von ULTRAFLEB ermittelte Größe, die signifikant erhöhte Werte bei Flughafen-Wind zeigte. Es erwies sich als eine nützliche Kenngröße für Detailanalysen. So ergab sich, dass in den (allerdings selten auftretenden) Fällen, in denen bei Wind aus Richtung Flughafen ein besonders hohes NO_2/CO-Verhältnis über 0,2 beobachtet wurde, das Verhältnis der Konzentrationen nicht-flüchtiger und aller Partikel (jeweils im Bereich 10-50 Nanometer) überdurchschnittlich hoch lag. Dies stand im Gegensatz zum generellen Befund, dass Flughafen-Emissionen typischerweise von einem überproportional hohen Anteil flüchtiger Partikel geprägt sind (die Gründe für diese Ausnahme sind unbekannt).

10.1.4 Mobile Messungen

Im Rahmen von ULTRAFLEB fanden während mehrwöchiger Kampagnen im Herbst 2021 und Sommer/Herbst 2022 östlich des Flughafens BER mobile Messungen mittels Kfz und Lastenfahrrad statt. Die Kfz-Messfahrten fanden ausschließlich bei westlichen Winden statt, wenn der abgedeckte Bereich von der Abluftfahne des Flughafens BER erfasst wurde. Es wurden Messwerte in einer Luftlinien-Entfernung von 0 bis 10 km vom BER-Terminal erfasst. Im Fall der Partikel-Anzahlkonzentrationen lagen Werte typischerweise bis zu einer Luftlinien-Entfernung von etwa 7 km über den Median-Konzentrationen der jeweiligen Messfahrt. Für die anderen drei überwachten Messgrößen, Partikelmasse ($PM_{2,5}$), Ruß (eBC) und Kohlendioxid (CO_2), wurde keine Abhängigkeit der Konzentrationen von der Entfernung zum Flughafen festgestellt, hier dominierten offenbar andere Emissionsquellen (Straßenverkehr und Holzverbrennung).

Die Fahrrad-Messungen fanden zwischen Berlin-Bohnsdorf und Schulzendorf statt und bestätigten im Wesentlichen die Befunde der Kfz-Messungen. Bei Südwestwind wurden in Bohnsdorf höhere Partikelanzahl-Konzentrationen als in Schulzendorf festgestellt, bei Westwind umgekehrt; beides ist mit der Windrichtung erklärbar, in der sich der Flughafen BER von der jeweiligen Ortschaft aus befindet. Die Belastung mit Ruß hingegen war, unabhängig von der Windrichtung, in Schulzendorf höher als in Bohnsdorf, dies steht wahrscheinlich im Zusammenhang mit Emissionen aus Haushalten (z. B. Kaminöfen).

im Oktober 2021 erfolgten zudem auch Messungen von Vertikalprofilen mit ALADINA, einem unbemenschten Flugsystem (*Uncrewed Aerial System*, UAS, umgangssprachlich auch als Drohne bezeichnet). Diese Messungen erforderten einen signifikanten organisatorischen Aufwand: Nach Kenntnis der Beteiligten war dies das erste Mal, dass in Deutschland ein genehmigter Flug mit einem ferngesteuerten Flächenflugzeug zu Forschungszwecken in der Kontrollzone eines Verkehrsflughafens bei laufendem Flugbetrieb stattfand. Es wurden Aufstiege bis zu 700 m über Grund gestattet und durchgeführt.

Eine Besonderheit der ALADINA-Messungen bestand darin, dass hier zwei Kondensations-Partikelzähler (*Total Condensation Particle Counter*, T-CPC) mit unterschiedlicher unterer Nachweisgrenze (5 und 11 Nanometer) parallel betrieben wurden. Aus der Differenz der gemessenen Partikel-Anzahlkonzentrationen $N_{>5}$ und $N_{>11}$ ergab sich somit $N_{5\text{-}11}$, die Partikel-Anzahlkonzentrationen im Größenbereich 5 bis 11 Nanometer, diese ist vor allem von Interesse für Untersuchungen zur Partikel-Neubildung. Regulatorisch sind Messungen in diesem Bereich nicht erforderlich: Die EU-Luftqualitätsrichtlinie 2024 schreibt eine untere Grenze von 10 Nanometern vor (Europäische Union, 2024), dies entsprach der Untergrenze bei allen sonstigen ULTRAFLEB-Messungen der Partikel-Anzahlkonzentration.

Die ALADINA-Vertikalmessungen zeigten die Bedeutung der Stabilität der atmosphärischen Grenzschicht (AGS, englisch: *Atmospheric Boundary Layer*, ABL) für die Ausbreitung von

Partikeln. Während der Flüge am Vormittag wurde typsicherweise eine stabile Schichtung in Bodennähe beobachtet: unterhalb von etwa 400 m Höhe über dem Boden (bei dem in diesem Bericht gezeigten Beispiel konkret zwischen etwa 100 und 200 m Höhe) bildete sich eine scharfe Grenze zwischen hohen Partikel-Anzahlkonzentrationen in Bodennähe und niedrigen Konzentrationen in größeren Höhen. Zu anderen Tageszeiten war die Schichtung instabil und die Luft entsprechend stärker durchmischt. Die Partikel-Anzahlkonzentrationen am Boden waren nun entsprechend niedriger.

Die insgesamt 34 ALADINA-Messflüge an 6 unterschiedlichen Tagen fanden generell bei Windrichtung Süd/West/Nord ohne Ostkomponente statt. Zur weiteren Auswertung wurden die Ergebnisse (anhand der Windrichtung am Boden) auf drei Sektoren aufgeteilt: Autobahn-Sektor (Windrichtung kleiner 195°, dieser Sektor wurde auch von landenden Flugzeugen durchquert), Flughafen Sektor (195-235°) und Hintergrund-Sektor (>235°). Eine ähnliche Clusterung (Flughafen, Straßenverkehr und Hintergrund) wurde bei den obenerwähnten Kfz-Messungen durchgeführt, hier erfolgte die Zuordnung aber anhand einer Cluster-Analyse der gemessenen Konzentrationen.

Sowohl im Flughafen- als auch im Autobahn-Sektor ergaben sich im unteren Höhenbereich (innerhalb der AGS) typischerweise höhere Konzentrationen sowohl für $N_{>5}$ als auch für $N_{5\text{-}11}$, im Vergleich zum Hintergrund-Sektor. Die Höhenabhängigkeit war allerdings eine andere. Im Autobahn-Sektor nahmen sowohl $N_{5\text{-}11}$ als auch das Verhältnis $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ mit wachsender Höhe bis zur Obergrenze der AGS stetig ab; $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ sank von etwa 30 % in Bodennähe bis auf nur noch 10 % an der Obergrenze der AGS. Im Flughafen-Sektor, und auch im Hintergrund-Sektor, zeigten sich innerhalb der AGS praktisch keine Korrelationen mit der Höhe, das Verhältnis $N_{5\text{-}11}/N_{>5}$ lag hier höhenunabhängig bei etwa 15% in beiden Sektoren. An dieser Stelle kann jedoch aus mehreren Gründen keine Generalisierung vorgenommen werden. Die aggregierten Daten für die einzelnen Sektoren beruhen nur auf wenigen ALADINA-Messflügen. Die Ergebnisse können signifikant von den herrschenden Wetterbedingungen beeinflusst worden sein (insbesondere der genauen Vertikalausdehnung und Stabilität der AGS). Die Entfernungen zum Flughafen-Terminal (3 km) und zur Autobahn A113 (800 m) unterschieden sich.

10.2 Modellierung

10.2.1 Allgemein

Die Modellsysteme LASPORT, LASAT und LOTOS-EUROS konnten erfolgreich kombiniert werden, um die Gesamtkonzentration von ausgewählten Gasen und von Ultrafeinpartikeln (Anzahl) über mehrere Jahre in einer hohen räumlichen Auflösung von 50 m bei einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde in Berlin zu bestimmen.

Die Übereinstimmung zwischen Messung und Modellierung bei Betrachtung statistischer Kenngrößen (mittlere Konzentration in einem Windrichtungssektor oder einer Stunde des Tages) der Partikel-Anzahlkonzentration (flüchtig plus nicht-flüchtig, Durchmesserbereich 10 bis 100 Nanometer) liegt meist innerhalb eines Faktors 2, die Abweichungen betragen häufig nur wenige 10 %. Für einzelne Stunden treten jedoch erheblich größere Abweichungen auf.

In größerer Entfernung vom Flughafen und von Hauptverkehrsstraßen liefern andere Quellen und der regionale Hintergrund den größten Beitrag zur Partikel-Anzahlkonzentration. Der Beitrag des Kfz-Verkehrs liegt, außer entlang von Hauptverkehrsstraßen, innerstädtisch überwiegend unter 20 % und großflächig deutlich darunter (lediglich in Jahren mit besonders

niedrigen Hintergrundkonzentrationen, insbesondere 2023, ergaben sich etwas höhere Anteile des Kfz-Verkehrs).

Der Flughafenbeitrag zur Partikel-Anzahlkonzentration wurde zusätzlich durch Lee-Luv-Vergleiche von stationären Messungen im Bereich des Flughafens Berlin-Brandenburg validiert. Die Partikel stammen überwiegend aus den Haupttriebwerken und bestehen im Durchmesserbereich 10 bis 100 Nanometer überwiegend aus flüchtigen Partikeln.

In der Emissionssumme von Partikeln aus Haupttriebwerken über den Start-Lande-Zyklus stammt der größte Teil der flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikel aus den bodennahen Freisetzungen (Rollbewegungen und Startvorgänge). Der Betrag flüchtiger Partikel hängt aufgrund des Durchmesserwachstums von dem betrachteten unteren Durchmesser und von der Transportzeit (und damit der Entfernung zu Rollwegen und Pisten) ab.

Für Langzeitmittel (Monatsmittel, Jahresmittel) fällt der Beitrag des Flughafens zur Partikel-Anzahlkonzentration nach einigen Kilometern Entfernung vom Flughafen deutlich unter den Beitrag anderer Quellen.

Der Flughafenbeitrag zur Partikel-Anzahlkonzentration (Durchmesser 10 bis 100 Nanometer) liegt im Langzeit-Mittel typischerweise über 30 % innerhalb von etwa 2 km Entfernung und über 40 % innerhalb von bis zu etwa 1 km Entfernung vom Flughafenzaun. Auf dem Flughafengelände selbst und in der unmittelbaren Umgebung liegt der Anteil bei über 50 %. In den in mehr als 2 km Entfernung vom Flughafenzaun liegenden Gebieten der Gemeinden Schönefeld, Blankenfelde-Mahlow, Schulzendorf und Eichwalde, sowie in Teilen der Berliner Ortsteile Bohnsdorf, Altglienicke und Rudow, trägt der Flughafen-Betrieb im Langzeitmittel bis zu 30 % aller Ultrafeinpartikel bei. Innerhalb des Berliner S-Bahn-Rings liegt der Langzeit-Anteil unter 10 % und im Nordwesten von Berlin bei etwa 1 % (seit der Schließung des Flughafens TXL).

10.2.2 Modellierungsgüte

Die eingesetzten Ausbreitungsmodelle basieren auf etablierten Standards und wurden in den vergangenen Jahrzehnten in unterschiedlichen Projekten eingesetzt und validiert. Die Aussagekraft der Modellergebnisse hängt jedoch wesentlich auch von den verwendeten Eingangsdaten, insbesondere den verfügbaren Quellen und Emissionen ab.

Die verwendeten Kfz-Mengen stammen aus Datenbanken mit Informationen zur durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV) und entsprechneden Anteilen der verschiedenen Kfz-Arten. Die zeitliche Verteilung der Kfz-Emissionen erfolgte durch typische gemessene zeitliche Verläufe von Verkehrsmengen. Die Berechnung der Kfz-Partikelanzahlemissionen beruhte auf aktuellen Zwischenergebnissen der Projekte RI-URBANS und EASVOLEE. Sie wurden verwendet, da sie die Ausweisung der Gesamtpartikelzahl ermöglichten, im Gegensatz zum Vorgängerprojekt (Lorentz et al., 2021), in dem nur der Beitrag nicht-flüchtiger Partikel berücksichtigt wurde.

Die Datengrundlage für die Flugverkehrsmengen und eingesetzten Triebwerke war aufgrund der eingesetzten Flugtagebücher mit den tatsächlichen einzelnen Flugbewegungen sehr gut. Die Berechnung der Emissionsraten nicht-flüchtiger Partikel aus den Haupttriebwerken erfolgte anhand etablierter Standards, für die Berechnung der Emissionsraten flüchtiger Partikel kam ein neu entwickelter und unabhängig validierter Ansatz zum Einsatz (VPA1.0). Auch dies ist eine wesentliche Verbesserung zum Vorgängerprojekt, in dem für den Flugverkehr nur der Beitrag nicht-flüchtiger Partikel berücksichtigt wurde.

Die Datengrundlage für sonstige Quellen für das Zielgebiet ist relativ unsicher. Sie basiert auf massebasierten Emissionskatastern (für PM_{10}, CO_2 und NO_x) für Berlin und Brandenburg, diese werden nicht jährlich aktualisiert. Die Ableitung von Emissionen für die Partikel-Anzahl erfordert zudem die Nutzung sektorspezifischer Umwandlungsfaktoren, die massebasierten Emissionskataster differenzieren jedoch nur eingeschränkt zwischen den relevanten Sektoren. Die Relevanz dieser sonstigen UFP-Quellen in Berlin ist in der Regel eher untergeordnet im Vergleich zu Flug- und Straßenverkehr, der Einfluss dieser Unsicherheit auf die Endergebnisse sollte somit generell gering sein. Zur Berechnung des regionalen Hintergrunds mit LOTOS-EUROS wurden gemessene Partikel-Größenverteilungen der Hintergrundstationen Neuglobsow (betrieben vom Umweltbundesamt, 75 km nordnordwestlich des Berliner Stadtzentrums) und Melpitz (betrieben von TROPOS, etwa 120 km südlich des Berliner Stadtzentrums) genutzt. Diese Hintergrundmessungen verbesserte die Qualität und Belastbarkeit dieses Teilbeitrags erheblich, im Vergleich zum Vorgängerprojekt (Lorentz et al., 2021).

Die Unsicherheiten der Modellierung der Partikelanzahlkonzentration werden wesentlich von den Unsicherheiten der Modellierung der flüchtigen Partikel bestimmt, da hier mehrere kritische Aspekte zusammenkommen:

- die Problematik der Festlegung effektiver Emissionen,
- die Komplexität möglicher Umwandlungsprozesse während des Transports, sowie
- die Notwendigkeit, den Anteil oberhalb eines messtechnisch oder regulatorisch bedingten Grenzdurchmessers zu bestimmen.

Dies kann in Unsicherheiten von deutlich mehr als einem Faktor 2 resultieren. Die in diesem Projekt beobachtete im allgemeinen deutlich bessere Übereinstimmung mit den Messdaten weist darauf hin, dass die eingesetzten Datengrundlagen und Modellansätze geeignet und robust genug sind, um statistische Kenngrößen der Partikel-Anzahlkonzentration sinnvoll abzuschätzen und vorherzusagen.

Der Flughafen tritt in den Kartendarstellungen der Modellergebnisse als einzige große lokalisierte Quelle von Ultrafeinpartikeln in Erscheinung. Dies liegt zum einen daran, dass der Flugverkehr tatsächlich ein bedeutender UFP-Emittent ist. Eine starke Überschätzung seiner Emission in den Modellrechnungen erscheint aufgrund der relativ guten Übereinstimmung mit den Messungen in der näheren Umgebung des Flughafens unwahrscheinlich. Nicht ausgeschlossen werden kann allerdings, dass es weitere UFP-Emittenten gibt, die nur deshalb nicht in den Kartendarstellungen zu sehen sind, weil entsprechende Emissionsdaten oder Emissionsfaktoren oder ihre räumliche Differenzierung nicht oder nicht vollständig vorlagen.

10.2.3 Unsicherheiten beim Vergleich mit Messungen

Die Vergleiche mit Messungen sind ein notwendiges und unverzichtbares Mittel zur Validierung von Modellen und Modellrechnungen. Dabei sind auch Unsicherheiten und Begrenzungen der Messungen und Messkonzepte zu berücksichtigen (zum Beispiel die räumliche und zeitliche Repräsentativität der Messungen).

Bei den Partikelanzahl-Messungen sind messtechnische Besonderheiten zu beachten: Bei Messungen der Partikel-Anzahlkonzentration mittels Kondensations-Partikelzähler (*Total Condensation Particle Counter*, T-CPC) hängen die gemessenen Konzentrationen stark von der exakten eingestellten Untergrenze des erfassten Größenbereichs (üblicherweise 10 Nanometer) und der Nachweisempfindlichkeit im Umfeld dieser Untergrenze ab (es erfolgt kein schlagartiger Abfall auf 0 %, vielmehr reduziert sich die Nachweisgrenze graduell, an der Untergrenze sollte

sie 50 % betragen). Eine variabel einstellbare Obergrenze besteht beim Standard-Aufbau derartiger Messungen nicht; die technisch bedingte Obergrenze liegt typischerweise oberhalb von 1 µm, wobei Partikel dieser Größenordnung nur in vernachlässigbarem Maß zur Gesamt-Partikelanzahlkonzentration beitragen und die genaue Lage der Obergrenze somit (im Gegensatz zur genauen Lage der Untergrenze) nur einen geringen Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen hat. Bei Messungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilung müssen bei der Datenauswertung durchmesserabhängige Verluste berücksichtigt werden; in publizierten Messdaten wurden diese Verluste korrigiert, aber die tatsächlichen Verluste können von den angenommenen Verlusten abweichen.

Ein weiterer Aspekt ist, dass sich in den Messergebnissen die Beiträge aller realen Emittenten widerspiegeln, während in der Modellrechnung, bis auf den gemessenen Beitrag des Hintergrunds, nur die wichtigsten bekannten Emittenten eingehen. Dies sollte im statistischen Mittel zu vergleichbaren Ergebnissen führen, jedoch kann dieser Umstand in Einzelfällen, ebenso wie lokale meteorologische Besonderheiten, zu Abweichungen führen.

In Bezug auf den Anteil flüchtiger und nicht-flüchtiger Partikel ist zu beachten, dass in der Realität auch intern gemischte Partikel existieren, die sowohl flüchtige als auch nicht-flüchtige Anteile enthalten. Die Konzentrationen nicht-flüchtiger Partikel wurde messtechnisch bestimmt, indem flüchtige Materie vor der eigentlichen Messung durch Verdampfung im Thermodenuder beseitigt wurden. Im Fall intern gemischter Partikel führt dies zu einer Veränderung der Partikel-Größenverteilung, was die messtechnische Abschätzung der Anzahlkonzentration flüchtiger Partikel erschwert.

10.2.4 Zukünftiger Forschungsbedarf

Die Qualität der Modellergebnisse hängt für die hier betrachteten großräumigen und komplexen Quellensysteme von der Bereitstellung hinreichend genauer und aktueller Emissionsdaten ab. Eine Verbesserung dieser Datengrundlagen wirkt sich unmittelbar auf die Genauigkeit der Modellergebnisse aus.

In Bezug auf Emissionen aus dem Flugverkehr muss die Beschreibung flüchtiger Partikel und die Umsetzung theoretischer Ansätze in die praktische Anwendung weiterentwickelt werden. Neben dem hier gewählten pragmatischen Ansatz VPA1.0 existieren komplexere Ansätze, die aktuell untersucht werden (ICAO, 2025; Jones & Miake-Lye, 2024). Für Hilfstriebwerke (APU) fehlen bisher ebenfalls etablierte Methoden zur Abschätzung der effektiven Emission flüchtiger Partikel, auch wenn ihr Beitrag gegenüber den Haupttriebwerken vergleichsweise klein sein sollte.

Die mesoskalige Modellierung (die Modellierung des Hintergrund-Beitrags) würde erheblich von deutschlandweit einheitlichen und jährlich aktualisierten Partikelanzahl-Emissionskatastern profitieren. Diese sollten zuverlässigen Emissionsmengen für die relevanten Quellen sowie Details zur Zusammensetzung der Partikel enthalten. Wesentlich wäre hierfür die Entwicklung einer einheitlichen Methodik zur Erstellung dieser Emissionskataster, basierend auf zuverlässigen Emissionsfaktoren für jeden Sektor. Der Detailgrad sollte dabei dem Detailgrad entsprechender Emissionskataster für Feinstaub (*particulate matter*, PM) und Stickstoffoxid (NO_x) entsprechen, welche in GRETA und in europaweiten Katastern (CAMS) zur Verfügung gestellt werden. Damit wären auch Studien für verschiedene Länder und Gebiete besser vergleichbar.

Notwendige oder wünschenswerte Weiterentwicklungen der Modellierung betreffen insbesondere Umwandlungsprozesse von Ultrafeinpartikeln während des atmosphärischen Transports. Hierzu gehören Agglomerationsprozesse, Änderungen des Partikeldurchmessers

aufgrund von Kondensation und Verdampfung flüchtiger Komponenten, die Wechselwirkung mit Partikeln und Gasen des Hintergrunds und die photochemische Neubildung von Partikeln. Teilweise können diese Prozesse durch effektive Emissionen abgeschätzt bzw. vorweggenommen werden, teilweise müssen sie aber auch zeitabhängig aufgelöst werden.

Eine der Schwierigkeiten liegt in der Darstellung von Partikelneubildung auf europäischer Ebene: die verschiedenen Parametrisierungen (binär, ternär mit NH_3, halbflüchtige organische Komponente) sind abhängig von vielen Faktoren (u. a. Jahreszeit und geografische Region) und können nicht einfach generalisiert werden (Patoulias et al., 2025). Hinzu kommen die Unsicherheiten in Emissionen von halbflüchtigen organischen Komponenten von biogenem und anthropogenem Ursprung. Eine Berücksichtigung dieser organischen Komponente führt zu deutlich realistischeren Modellergebnissen (Patoulias & Pandis, 2022), allerdings zeigen statistische Auswertungen von Modellergebnissen und Messungen auf europäischer Ebene noch nicht die gleiche Zuverlässigkeit wie für z.B. $PM_{2,5}$.

11 Quellenverzeichnis

Altstädter, B., Platis, A., Wehner, B., Scholtz, A., Wildmann, N., Hermann, M., Käthner, R., Baars, H., Bange, J., & Lampert, A. (2015). ALADINA – an unmanned research aircraft for observing vertical and horizontal distributions of ultrafine particles within the atmospheric boundary layer. *Atmospheric Measurement Techniques*, *8*(4), 1627–1639. https://doi.org/10.5194/amt-8-1627-2015

Atabakhsh, S., Poulain, L., Chen, G., Canonaco, F., Prévôt, A. S. H., Pöhlker, M., Wiedensohler, A., & Herrmann, H. (2023). A 1-year aerosol chemical speciation monitor (ACSM) source analysis of organic aerosol particle contributions from anthropogenic sources after long-range transport at the TROPOS research station Melpitz. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *23*(12), 6963–6988. https://doi.org/10.5194/acp-23-6963-2023

Austin, E., Xiang, J., Gould, T. R., Shirai, J. H., Yun, S., Yost, M. G., Larson, T. V., & Seto, E. (2021). Distinct Ultrafine Particle Profiles Associated with Aircraft and Roadway Traffic. *Environmental Science & Technology*, *55*(5), 2847–2858. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05933

AVIATOR. (2019). *AVIATOR: Assessing aViation emission Impact on local Air quality at airports: TOwards Regulation*. https://www.aviatorproject.eu

BAZL. (2007). *Aircraft piston engine emissions*. Schweizer Bundesamt für Zivilluftfahrt. https://www.bazl.admin.ch/bazl/de/home/themen/umwelt/schadstoffe/triebwerkemissionen.html

BEAR. (o. J.). *Berlin Brandenburg Air Study (BEAR)*. Berlin Brandenburg Air Study (BEAR). https://hygiene.charite.de/forschung/berlin_brandenburg_air_study_bear

Bieser, J., Aulinger, A., Matthias, V., Quante, M., & Denier van der Gon, H. A. C. (2011). Vertical emission profiles for Europe based on plume rise calculations. *Environmental Pollution*, *159*(10), 2935–2946. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.030

Birmili, W., Sun, J., Weinhold, K., Merkel, M., Rasch, F., Spindler, G., Wiedensohler, A., Bastian, S., Löschau, G., Schladitz, A., Quass, U., Kuhlbusch, T. A. J., Kaminski, H., Cyrys, J., Pitz, M., Gu, J., Peters, A., Flentje, H., Meinhardt, F., & Weber, S. (2015). Atmospheric aerosol measurements in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN) - Part III: Black Carbon mass and particle number concentrations 2009-2014. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, *75*, 479–488.

Bretschneider, L., Voß, A., Harm-Altstädter, B., Bärfuss, K., Käthner, R., Pätzold, F., Schlerf, A., Schuchard, M., Hermann, M., Winkler, U., & Lampert, A. (2025, Mai 2). *Using uncrewed aerial systems for investigating the vertical aerosol particle distribution close to German airports* [Poster]. EGU General Assembly, Wien. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-9787

Brewer, E., Li, Y., Finken, B., Quartucy, G., Muzio, L., Baez, A., Garibay, M., & Jung, H. S. (2016). PM2.5 and ultrafine particulate matter emissions from natural gas-fired turbine for power generation. *Atmospheric Environment*, *131*, 141–149. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.048

Carslaw, D. C., & Ropkins, K. (2012). *openair—*An R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software*, *27–28*, 52–61. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008

Choi, W., He, M., Barbesant, V., Kozawa, K. H., Mara, S., Winer, A. M., & Paulson, S. E. (2012). Prevalence of wide area impacts downwind of freeways under pre-sunrise stable atmospheric conditions. *Atmospheric Environment*, *62*, 318–327. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.084

DWD. (o. J.). *Wetter und Klima—Deutscher Wetterdienst—Aerosol—Größenverteilung*. https://www.dwd.de/DE/forschung/atmosphaerenbeob/zusammensetzung_atmosphaere/aerosol/inh_nav/groessenverteilung.html

EEA. (2023). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023. Technical guidance to prepare national emission inventories* (No. EEA Report 06/2023). European Environment Agency.

El Malki, M., Hohenberger, T., Visschedijk, A., & Kuenen, J. (2024). *High resolution annual sectoral emissions for main pollutants, nanoparticles and non-exhaust contributors* (No. RI-URBANS project deliverable D18 (D3.3),). https://riurbans.eu/wp-content/uploads/2024/05/RI-URBANS_D18_D3_3.pdf

El Malki, M., Visschedijk, A. J. H., Hohenberger, T., & Kuenen, J. (2025a). *A Dedicated European Emission Inventory for Road Transport with special focus on Ultrafine Particles and Semi- and Intermediate-Volatile Organic Compounds* (Nos. EGU25-11614). EGU25. Copernicus Meetings. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-11614

El Malki, M., Visschedijk, A. J. H., Hohenberger, T., & Kuenen, J. (2025b). *Development of a European Emission inventory/model.* (No. EASVOLEE D1.5).

Ellermann, T., Massling, A., Løfstrøm, P., Winther, M., Nøjgaard, J., & Ketzel, M. (2012). *Assessment of the air quality at the apron of Copenhagen Airport Kastrup in relation to the working environment* (No. 15; Technical Report from DCE). Danish Centre for Environment and Energy (DCE). https://www2.dmu.dk/Pub/TR15.pdf

Europäische Union. (2015). *RICHTLINIE (EU) 2015/1480 DER KOMMISSION vom 28. August 2015 zur Änderung bestimmter Anhänge der Richtlinien 2004/107/EG und 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates betreffend Referenzmethoden, Datenvalidierung und Standorte für Probenahmestellen zur Bestimmung der Luftqualität* (No. 2015/1480). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32015L1480&from=DE

Europäische Union. (2024). *Richtlinie (EU) 2024/2881 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2024 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Neufassung): Bd. Document 32024L2881*. http://data.europa.eu/eli/dir/2024/2881/oj

European Union. (2015). *Commission Directive (EU) 2015/1480 of 28 August 2015 amending several annexes to Directives 2004/107/EC and 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council laying down the rules concerning reference methods, data validation and location of sampling points for the assessment of ambient air quality* (No. 2015/1480). https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2015/1480/oj

European Union. (2024). *Directive (EU) 2024/2881 of the European Parliament and of the Council of 23 October 2024 on ambient air quality and cleaner air for Europe* (No. 2024/2881). https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2024/2881/oj

Fleuti, E., & Maraini, S. (2022). *Ultrafine particles: Study on volatile and nonvolatile ultrafine particles at Zurich Airport*. Flughafen Zürich AG. https://www.flughafen-zuerich.ch

Fleuti, E., Maraini, S., Bieri, L., & Fierz, M. (2017). *Ultrafine Particle Measurements at Zurich Airport*. Zurich Airport AG. https://www.flughafen-zuerich.ch/~/media/flughafenzh/dokumente/das_unternehmen/laerm_politik_und_umwelt/2017-03_zurich-airport_ufp_study.pdf

Frenzel, W., & Kohnert, B. (2020). Beiträge des Flugverkehrs zur Ultrafeinstaubbelastung – Ein Review/Contributions of aviation to ultrafine particulate matter – A review. *Gefahrstoffe*, *80*(01–02), 7–18. https://doi.org/10.37544/0949-8036-2020-01-02-9

Frohn, L. M., Ketzel, M., Christensen, J. H., Brandt, J., Im, U., Massling, A., Andersen, C., Schmidt Plejdrup, M., Nielsen, O.-K., Denier van der Gon, H. D., Manders, A. M. M., & Raaschou-Nielsen, O. (2021). Modelling ultrafine particle number concentrations at address resolution in Denmark from 1979-2018 – Part 1: Regional and urban scale modelling and evaluation. *Atmospheric Environment*, *eingereicht, unter Review*.

Gerling, L., & Weber, S. (2023a). Mobile measurements of atmospheric pollutant concentrations in the pollutant plume of BER airport. *Atmospheric Environment*, *304*, 119770. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119770

Gerling, L., & Weber, S. (2023b, September 5). *Spatial variability of air pollutant and aerosol number concentrations downwind of BER airport derived from mobile measurements. L. Gerling, S. Weber (TU Braunschweig—Germany)*. European Aerosol Converence, Malaga.

Gerwig, H., Birmili, W., Weinhold, K., Alas, H., Wiedensohler, A., & Travnicek, W. (2025). Six-Year Trend of Concentrations of Ultrafine Particles Six Kilometres Away from a Major German Airport. *Aerosol Research Discussions*, 1–21. https://doi.org/10.5194/ar-2025-32

Gerwig, H., Jacobi, S., Travnicek, W., & Wirtz, K. (2016, Mai 26). *Messung ultrafeiner Partikel im Umfeld eines Großflughafens*. 51. Messtechnisches Kolloquium, Potsdam. https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/luft/sonstige_berichte/ufp/MTK51_gerwig_jacobieta.pdf

Gerwig, H., Janicke, U., Jacobs, H., Schmidt, W., Lorentz, H., Hellebrandt, P., Ketzel, M., & Wirtz, K. (2021, Juni 22). *Ultrafine particle dispersion modelling at Frankfurt airport and Rhine-Main-Area, Germany*. 24th ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles, online.

Gregor, M., Gerwig, H., & Wirtz, K. (2015, September 6). *High peak concentrations of alveolar lung deposited surface area and particle number during overflights before touchdown*. European Aerosol Conference, Milano (Italien).

Harm-Altstädter, B., Voß, A., Aust, S., Bärfuss, K., Bretschneider, L., Merkel, M., Pätzold, F., Schlerf, A., Weinhold, K., Wiedensohler, A., Winkler, U., & Lampert, A. (2024). First study using a fixed-wing drone for systematic measurements of aerosol vertical distribution close to a civil airport. *Frontiers in Environmental Science*, *12*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1376980

Harm-Altstädter, B., Voß, A., Bretschneider, L., Bärfuss, K., Schlerf, A., Pätzold, F., Winkler, U., Janicke, U., & Lampert, A. (2023, September 4). *Airborne observations of the spatial distribution of ultrafine aerosol particles affected by different wind regimes measured at the German airport Berlin-Brandenburg*. European Aerosol Converence, Malaga.

Hellack, B., Birmili, W., Elsasser, M., Gerwig, H., Juhrich, K., Langner, M., Liesegang, C., Nordmann, S., Rüdiger, J., Straff, W., Tobollik, M., Vitzthum v. Eckstädt, C., & Wichmann-Fiebig, M. (2022). *Ultrafeine Partikel: Verursacher, Messung und Wirkungsbewertung* (No. 126/2022; Texte, S. 30). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ultrafeine-partikel

Hendriks, C., Kranenburg, R., Kuenen, J. J. P., Van den Bril, B., Verguts, V., & Schaap, M. (2016). Ammonia emission time profiles based on manure transport data improve ammonia modelling across north western Europe. *Atmospheric Environment*, *131*, 83–96. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.043

Hudda, N., Gould, T., Hartin, K., Larson, T. V., & Fruin, S. A. (2014). Emissions from an international airport increase particle number concentrations 4-fold at 10 km downwind. *Environmental Science & Technology*, *48*(12), 6628–6635. https://doi.org/10.1021/es5001566

ICAO. (2010). *Environmental Report*. International Civil Aviation Organization. https://www.icao.int/environmental-protection/Pages/ICAO_environmental_reports.aspx

ICAO. (2025). *Environmental Report*. International Civil Aviation Organization. https://www.icao.int/environmental-protection/envrep2025

ICAO EEDB. (2021). *ICAO Engine Emission Databank, Version 28c*. European Union Aviation Safety Agency (EASA), bereitstellende Behörde. https://www.easa.europa.eu/en/domains/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank

ICAO-9889. (2023). *ICAO document 9889: Airport Air Quality Manual* (3. Aufl.). International Civil Aviation Organisation. https://www.icao.int/publications/doc-9889

INFRAS. (2022). *Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.2*. INFRAS Bern, im Auftrag von Umweltbundesamt (Deutschland), BAFU (Schweiz), Umweltbundesamt (Österreich), ADEME (Frankreich), Trafikverket (Schweden) und Miljødirektoratet (Norwegen).

Janicke. (2021). *LASAT* (Version 3.4) [Software]. Ingenieurbüro Janicke. https://www.janicke.de

Janicke. (2023). *LASPORT* (Version 2.4-beta) [Software]. Ingenieurbüro Janicke. https://www.lasport.de

Janicke, L. (1983). Particle simulation of inhomogeneous turbulent diffusion. *Air Pollution Modeling and its Application, II (ed. Weber)*, 527–535.

Janicke, U. (2024). Application of Effective Conversion Rates between NO and NO2 in a Standard Airport Dispersion Model System. *Atmosphere*, *15/574*, 431–447. https://doi.org/10.3390/atmos15050574

Janicke, U., Fleuti, E., & Fuller, I. (2007). LASPORT – a model system for airport-related source systems based on a Lagrangian particle model. *Proceedings of the 11th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes*.

Janicke, U., & Janicke, L. (2007). Lagrangian particle modeling for regulatory purposes; a survey of recent developments in Germany. *Proceedings of the 11th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes*.

Janssen, N. A. H., Lammer, M., Maitland-Van De Zee, A. H., Van De Zee, S., Keuken, R., Blom, M., Van Den Bulk, P., Van Dinther, D., Hoek, G., Kamstra, K., Meliefste, K., Oldenwenning, M., Boere, A. J. F., Cassee, F. R., Fischer, P. H., Gerlofs-Nijland, M. E., & Houthuijs, D. (2019). *Onderzoek naar de gezondheidseffecten van kortdurende blootstelling aan ultrafijn stof rond Schiphol (Research into the health effects of short-term exposure to ultrafine particles in the vicinity of Schiphol Airport)* (Nos. 2019–0084; RIVM Rapport). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). https://rivm.openrepository.com/handle/10029/623133

Jones, S. H., & Miake-Lye, R. (2024). Parameterization of H2SO4 and organic contributions to volatile PM in aircraft plumes at ground idle. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *74*, 490–510. https://doi.org/10.1080/10962247.2024.2354820

Kärcher, B., Turco, R. P., Yu, F., Danilin, M. Y., Weisenstein, D. K., Miake-Lye, R. C., & Busen, R. (2000). A unified model for ultrafine aircraft particle emissions. *J. Geophys. Res.*, *105*, 29379–29386.

Kecorius, S., Sues, S., Madueño, L., Wiedensohler, A., Winkler, U., Held, A., Lüchtrath, S., Beddows, D. C., Harrison, R. M., Lovric, M., Soppa, V., Hoffmann, B., Wiese-Posselt, M., Kerschbaumer, A., & Cyrys, J. (2024). Aerosol particle number concentration, ultrafine particle number fraction, and new particle formation measurements near the international airports in Berlin, Germany – First results from the BEAR study. *Environment International*, *193*, 109086. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109086

Keuken, M. P., Moerman, M., Zandveld, P., Henzing, J. S., & Hoek, G. (2015). Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands). *Atmospheric Environment*, *104*, 132–142. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.015

Kokkola, H., Kühn, T., Laakso, A., Bergman, T., Lehtinen, K. E. J., Mielonen, T., Arola, A., Stadtler, S., Korhonen, H., Ferrachat, S., Lohmann, U., Neubauer, D., Tegen, I., Siegenthaler-Le Drian, C., Schultz, M. G., Bey, I., Stier, P., Daskalakis, N., Heald, C. L., & Romakkaniemi, S. (2018). SALSA2.0: The sectional aerosol module of the aerosol–chemistry–climate model ECHAM6.3.0-HAM2.3-MOZ1.0. *Geoscientific Model Development*, *11*(9), 3833–3863. https://doi.org/10.5194/gmd-11-3833-2018

Kranenburg, R., Segers, A. J., Hendriks, C., & Schaap, M. (2013). Source apportionment using LOTOS-EUROS: Module description and evaluation. *Geoscientific Model Development*, *6*(3), 721–733. https://doi.org/10.5194/gmd-6-721-2013

Kukkonen, J., Karl, M., Keuken, M. P., Denier van der Gon, H. a. C., Denby, B. R., Singh, V., Douros, J., Manders, A. M. M., Samaras, Z., Moussiopoulos, N., Jonkers, S., Aarnio, M., Karppinen, A., Kangas, L., Lützenkirchen, S., Petäjä, T., Vouitsis, I., & Sokhi, R. S. (2016). Modelling the dispersion of particle numbers in five European cities. *Geoscientific Model Development*, *9*(2), 451–478. https://doi.org/10.5194/gmd-9-451-2016

Kulmala, M., Asmi, A., Lappalainen, H. K., Baltensperger, U., Brenguier, J.-L., Facchini, M. C., Hansson, H.-C., Hov, Ø., O'Dowd, C. D., Pöschl, U., Wiedensohler, A., Boers, R., Boucher, O., de Leeuw, G., Denier van der Gon, H. A. C., Feichter, J., Krejci, R., Laj, P., Lihavainen, H., … Pandis, S. N. (2011). General overview: European Integrated project on Aerosol Cloud Climate and Air Quality interactions (EUCAARI) – integrating aerosol research from nano to global scales. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *11*(24), 13061–13143. https://doi.org/10.5194/acp-11-13061-2011

Lorentz, H., Janicke, U., Jakobs, H., Schmidt, W., Hellebrandt, P., Ketzel, M., & Gerwig, H. (2019). Modellierung von Ultrafeinpartikeln am und um den Flughafen Frankfurt/Main. Bericht aus dem UBA Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 3716 52 200. *VDI Berichte*, *2352*, 135–144.

Lorentz, H., Schmidt, W., Hellebrandt, P., Ketzel, M., Jakobs, H., & Janicke, U. (2021). *Einfluss eines Großflughafens auf zeitliche und räumliche Verteilungen der Außenluftkonzentrationen von Ultrafeinstaub < 100 nm, um die potentielle Belastung in der Nähe zu beschreiben—Unter Einbeziehung weiterer Luftschadstoffe (FKZ 3716 52 200 0)* (No. 14/2021; Texte). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/einfluss-eines-grossflughafens-auf-zeitliche

Manders, A. M. M. (2024, September 17). *Modelling the UFP Concentrations and source contributions in north western Europe*. 5. UFP-Symposium, Berlin.

Manders, A. M. M., Bohte, Q., Schaap, M., Janicke, U., Pfäfflin, F., Mahlau, A., Weinhold, K., Winkler, U., Wiedensohler, A., Altstädter, B., Lampert, A., Voß, A., Bretschneider, L., Weber, S., & Gerwig, H. (2025, September 1). *Ultrafine particle concentrations in Berlin: Results from the ULTRAFLEB project*. European Aerosol Conference, Lecce.

Manders, A. M. M., Builtjes, P. J. H., Curier, L., Denier van der Gon, H. A. C., Hendriks, C., Jonkers, S., Kranenburg, R., Kuenen, J. J. P., Segers, A. J., Timmermans, R. M. A., Visschedijk, A. J. H., Wichink Kruit, R. J., van Pul, W. A. J., Sauter, F. J., van der Swaluw, E., Swart, D. P. J., Douros, J., Eskes, H., van Meijgaard, E., … Schaap, M. (2017). Curriculum vitae of the LOTOS–EUROS (v2.0) chemistry transport model. *Geoscientific Model Development*, *10*(11), 4145–4173. https://doi.org/10.5194/gmd-10-4145-2017

Manders, A. M. M., Visschedijk, A., Denier van der Gon, H., Kuenen, J., Timmermans, R., Schaap, M., Pfäfflin, F., Latt, C., Mahlau, A., Tautz, F., Wursthorn, H., Cuesta, A., Müller, T., van Pinxteren, D., & Wiedensohler, A. (2024). *Orientierende Erfassung von Black Carbon (BC) in Deutschland und Identifikation relevanter Quellen mit Chemie-Transport-Modellen* (No. 95; Texte). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/orientierende-erfassung-von-black-carbon-bc-in

Manders-Groot et al. (2023). *LOTOS-EUROS v2.3.000 Reference Guide*. TNO. https://airqualitymodeling.tno.nl/publish/pages/3175/lotos-euros-reference-guide-v2-3-000_1.pdf

Masiol, M., Harrison, R. M., Vu, T. V., & Beddows, D. C. S. (2017). Sources of sub-micrometre particles near a major international airport. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *17*(20), 12379–12403. https://doi.org/10.5194/acp-17-12379-2017

Mues, A. M. M., Kuenen, J., Hendriks, C., Manders, A. M. M., Segers, A., Scholz, Y., Hueglin, C., Builtjes, P., & Schaap, M. (2014). Sensitivity of air pollution simulations with LOTOS-EUROS to the temporal distribution of anthropogenic emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *14*(2), 939–955.

Owen, B., Anet, J. G., Bertier, N., Christie, S., Cremaschi, M., Dellaert, S., Edebeli, J., Janicke, U., Kuenen, J., Lim, L., & Terrenoire, E. (2022). Review: Particulate Matter Emissions from Aircraft. *Atmosphere*, *13*(8), Article 8. https://doi.org/10.3390/atmos13081230

Paasonen, P., Visschedijk, A., Kupiainen, K., Klimont, Z., Denier van der Gon, H. D., & Kulmala, ´Markku. (2013). *Aerosol Particle Number Emissions and Size Distributions: Implementation in the GAINS Model and Initial Results: IIASA Interim Report* (No. IR-13-020; IIASA Interim Report). IIASA,. https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/10740/

Patoulias, D., Florou, K., & Pandis, S. N. (2025). Sensitivity of predicted ultrafine particle size distributions in Europe to different nucleation rate parameterizations using PMCAMx-UF v2.2. *Geoscientific Model Development*, *18*(4), 1103–1118. https://doi.org/10.5194/gmd-18-1103-2025

Patoulias, D., & Pandis, S. N. (2022). Simulation of the effects of low-volatility organic compounds on aerosol number concentrations in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *22*(3), 1689–1706. https://doi.org/10.5194/acp-22-1689-2022

Pfäfflin, F., Kuenen, J., Mahlau, A., & Manders, A. M. M. (2025, März 11). *Ermittlung der UFP-Emissionen des Straßenverkehrs für Ausbreitungsrechnungen*. Kolloquium Luftqualität an Straßen 2025 (BASt & FGSV), Bergisch Gladbach. https://www.fgsv-verlag.de/kolloquium-luftqualitat-an-strassen-2025

Raes, F., Dingenen, R. V., Vignati, E., Wilson, J., Putaud, J.-P., Seinfeld, J. H., & Adams, P. (2000). Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmospheric Environment*, *34*(25), 4215–4240. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00239-9

Roemer M, and Beekmann M, Bergström R, and Boersen G, Feldmann H, Flatøy F, Honore C, Langner J, Jonson JE, Matthijsen J, Memmesheimer M, Simpson D, Smeets P, Solberg S, Stern R, Stevenson D, Zandveld P, Z. Z. (2003). Ozone trends according to ten dispersion models. *Eurotrac report, Eurotrac-ISS*.

Rose, D., Ditas, F., & Jacobi, S. (2020). *3. Bericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt* (S. 30). Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG).

Rose, D., & Jacobi, S. (2018). *1. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt* (S. 24). Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG).

Rose, D., & Jacobi, S. (2019). *2. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt* (S. 53). Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG).

Schaap, M., Kranenburg, R., Curier, L., Jozwicka, M., Dammers, E., & Timmermans, R. (2013). Assessing the Sensitivity of the OMI-NO2 Product to Emission Changes across Europe. *Remote Sensing*, *5*(9), 4187–4208. https://doi.org/10.3390/rs5094187

Schlamberger, C. (2020). *Methodenverbesserung zur modellbasierten NO2-Bestimmung. Bachelorarbeit zur Erlangung des Grades „Bachelor of Science“ (B.Sc.)*. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Umweltmeteorologie, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen.

Schneider, C., Pelzer, M., Toenges-Schuller, N., Nacken, M., & Niederau, A. (2016). *ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutschlandweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung* (No. 71; Texte). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/arcgis-basierte-loesung-zur-detaillierten

Schneider, C., Toenges-Schuller, N., Niederau, A., Ebert, M., Scheuermann, A., & Schiffler, A. (2016). *Erstellung der Berliner Emissionskataster Industrie, Gebäudeheizung, sonstiger Verkehr, Kleingewerbe, sonstige Quellen, Baustellen*. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin. https://digital.zlb.de/viewer/resolver?urn=urn:nbn:de:kobv:109-1-15454058

Seume, E., Göing, J., Harm-Altstädter, B., & Bretschneider, L. (2024, September 17). *VERRARI: Verifying EaRth obseRvation dAta for use inpRedictive maIntenance* [Poster]. 5. UFP-Symposium, Berlin.

Seume, E., Harm-Altstädter, B., Bretschneider, L., & Göing, J. (2025, September 2). *Aerosol model-measurement comparison for improving the prediction of aircraft engine deterioration* [Poster]. European Aerosol Conference, Lecce.

Seume, E., Harm-Altstädter, B., Bretschneider, L., & Göing, J. (in Review). Enhancing aerosol ingestion estimates in airport proximity for modeling aircraft engine deterioration—An observational nudging case study for hydrophobic black carbon. *Atmospheric Environment*.

Shirmohammadi, F., Sowlat, M. H., Hasheminassab, S., Saffari, A., Ban-Weiss, G., & Sioutas, C. (2017). Emission rates of particle number, mass and black carbon by the Los Angeles International Airport (LAX) and its impact on air quality in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, *151*, 82–93. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.005

Sintermann, J., Hüglin, C., Schauffelberger, U., Götsch, M., & Eugster, R. (2021, Juni 22). *Ultrafine particle concentrations in Kloten near the Zurich Airport (Switzerland)»*. 24th ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles, online. https://nanoparticles21.scg.ch/component/scs/abstract/96?layout=preview&tmpl=component&show=yes

Sintermann, J., Schauffelberger, U., Eugster, R., & Götsch, M. (2021). *Ultrafeine Partikel in Kloten 2019 & 2020: Belastungssituation und Einfluss des Flugverkehrs*. OSTLUFT – Die Luftqualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein. https://www.ostluft.ch/fileadmin/intern/LZ_Information/Publikationen/Fachberichte/BE_UltrafeinePartikel_Kloten2019-2020_GeK_20210526.pdf

SOURCE FFR. (o. J.-a). *SOURCE FFR*. https://www.ultrafeinstaub-studie.de

SOURCE FFR. (o. J.-b). *SOURCE FFR: Chronik*. https://www.ultrafeinstaub-studie.de/de/ueber-source-ffr/chronik/

SOURCE FFR. (o. J.-c). *SOURCE FFR: Konsortium*. https://www.ultrafeinstaub-studie.de/de/belastungsstudie/konsortium/

Stacey, B. (2019). Measurement of ultrafine particles at airports: A review. *Atmospheric Environment*, *198*, 463–477. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.10.041

Stacey, B., Harrison, R. M., & Pope, F. (2020). Evaluation of ultrafine particle concentrations and size distributions at London Heathrow Airport. *Atmospheric Environment*, *222*, 117148. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117148

TA Luft. (2021). *Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), 14.09.2021*. GMBl. Nr. 48–54, 1050–1192.

Takegawa, N., Murashima, Y., Fushimi, A., Misawa, K., Fujitani, Y., Saitoh, K., & Sakurai, H. (2021). Characteristics of sub-10nm particle emissions from in-use commercial aircraft observed at Narita International Airport. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *21*(2), 1085–1104. https://doi.org/10.5194/acp-21-1085-2021

Timmermans, R., Kranenburg, R., Manders, A. M. M., Hendriks, C., Segers, A., Dammers, E., Zhang, Q., Wang, L., Liu, Z., Zeng, L., Denier van der Gon, H., & Schaap, M. (2017). Source apportionment of PM2.5 across China using LOTOS-EUROS. *Atmospheric Environment*, *164*, 370–386. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.003

TROPOS. (2024, April 16). Ultrafeinstaubstudie SOURCE FFR führt Emissionsmessungen am Frankfurter Flughafen durch. *TROPOS/Pressemitteilungen*. https://www.tropos.de/aktuelles/pressemitteilungen/details/ultrafeinstaubstudie-source-ffr-fuehrt-emissionsmessungen-am-frankfurter-flughafen-durch

Ungeheuer, F., van Pinxteren, D., & Vogel, A. L. (2021). Identification and source attribution of organic compounds in ultrafine particles near Frankfurt International Airport. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *21*(5), 3763–3775. https://doi.org/10.5194/acp-21-3763-2021

VDI-3782-5. (2006). *VDI 3782 Blatt 5—Umweltmeteorologie—Atmosphärische Ausbreitungsmodelle—Depositionsparameter*. Beuth, Berlin. https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-3782-blatt-5-umweltmeteorologie-atmosphaerische-ausbreitungsmodelle-depositionsparameter

VDI-3783-8. (2017). *VDI 3783 Blatt 8—Umweltmeteorologie—Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle*. https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-3783-blatt-8-umweltmeteorologie-messwertgestuetzte-turbulenzparametrisierung-fuer-ausbreitungsmodelle

VDI-3945-3. (2020). *VDI 3945 Blatt 3—Umweltmeteorologie—Atmosphärische Ausbreitungsmodelle—Partikelmodell*. Beuth, Berlin. https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-3945-blatt-3-umweltmeteorologie-atmosphaerische-ausbreitungsmodelle-partikelmodell

Voogt, M., Zandveld, P., Wesseling, J., & Janssen, N. (2019). *Metingen en berekeningen van ultrafijn stof van vliegverkeer rond Schiphol (measurements and calculations of ultrafine particles originating from air traffic around Schiphol)* (Nos. 2019–0074; RIVM Rapport). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). https://rivm.openrepository.com/handle/10029/623132

Voß, A., Harm-Altstädter, B., Bretschneider, L., Schlerf, A., Winkler, U., & Lampert, A. (2024, September 17). *Investigation of UFP based on uncrewed aerial vehicles (UAV) downwind of civil airports in Germany* [Poster]. 5. UFP-Symposium, Berlin.

Wehner, B., Philippin, S., & Wiedensohler, A. (2002). Design and calibration of a thermodenuder with an improved heating unit to measure the size-dependent volatile fraction of aerosol particles. *Journal of Aerosol Science*, *33*(7), 1087–1093. https://doi.org/10.1016/S0021-8502(02)00056-3

Wiedensohler, A., Birmili, W., Nowak, A., Sonntag, A., Weinhold, K., Merkel, M., Wehner, B., Tuch, T., Pfeifer, S., Fiebig, M., Fjäraa, A. M., Asmi, E., Sellegri, K., Depuy, R., Venzac, H., Villani, P., Laj, P., Aalto, P., Ogren, J. A., … Bastian, S. (2012). Mobility particle size spectrometers: Harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. *Atmospheric Measurement Techniques*, *5*(3), 657–685. https://doi.org/10.5194/amt-5-657-2012

Wiedensohler, A., Wiesner, A., Weinhold, K., Birmili, W., Hermann, M., Merkel, M., Müller, T., Pfeifer, S., Schmidt, A., Tuch, T., Velarde, F., Quincey, P., Seeger, S., & Nowak, A. (2018). Mobility particle size spectrometers: Calibration procedures and measurement uncertainties. *Aerosol Science and Technology*, *52*(2), 146–164. https://doi.org/10.1080/02786826.2017.1387229

Wiedensohler et al. (in Vorbereitung). *Airport-Related Ultrafine Particle Pollution: A Natural Experiment Assessing Emissions and Exposure in the Berlin Metropolitan Region*.

Winkler, U. (2023, Mai 15). *Messungen von Ultrafeinpartikeln (UFP) im Umfeld des Flughafens BER*. 58. Messtechnisches Kolloquium, Hamburg.

Winkler, U. (2024, September 17). *Stationäre und mobile UFP-Messungen an Berliner Flughäfen—Ergebnisse aus ULTRAFLEB*. 5. UFP-Symposium, Berlin.

Xue, J., Li, Y., Peppers, J., Wan, C., Kado, N. Y., Green, P. G., Young, T. M., & Kleeman, M. J. (2018). Ultrafine Particle Emissions from Natural Gas, Biogas, and Biomethane Combustion. *Environmental Science & Technology*, *52*(22), 13619–13628. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04170

Zschocke, A. (2014). *Abschlussbericht zu dem Vorhaben „Projekt BurnFAIR“ (FKZ 20Y0904H), Arbeitspakete 1.1 bis 1.4*. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ). https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/Berichte/Abschlussbericht_BurnFAIR.pdf