



SOURCE FFR
measurements • modelling



Foto: ©TROPOS

SOURCE FFR measurements • modelling — UFP-Belastungsstudie

UFP-Immissionsmessungen

31.03.2025

AP2-Bericht

Berichtszeitraum: April 2023 – Dezember 2025

Wissenschaftliches Konsortium

Air Consulting Hellebrandt (ACH) / Institut für Physik der Atmosphäre, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Oberpfaffenhofen (DLR-IPA) / Institut für Verbrennungstechnik, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Stuttgart (DLR-VT) / Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH und Co. KG, Dresden (LOH) / Institut für Umwelt-ingenieurwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETH) / Helmholtz-Zentrum Hereon, Geesthacht (HEREON) / Institut für Atmosphäre und Umwelt - Goethe- Universität Frankfurt am Main (IAU-GUF) / Institut für Umwelt & Energie, Technik & Analytik e.V., Duisburg (IUTA) / IVU Umwelt GmbH, Freiburg (IVU) / Niederländische Organisation für angewandte naturwissenschaftliche Forschung, Utrecht (TNO) / Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Leipzig (TROPOS) / Institut für Flugführung, Technische Universität Braunschweig, (IFF-TUBS) / Technische Universität Darmstadt (TUD)

Hellebrandt
Air Consulting



ETH zürich



TNO



Ansprechpartner

Autoren:

Dr. Markus Hermann / Prof. Dr. Christof Asbach / Dr.-Ing. Lutz Bretschneider / Prof. Dr. Martin Ebert / Tobias Grein / Dr.-Ing. Barbara Harm-Altstädter / Prof. Dr. Astrid Lampert / Matthias Morawietz / Philipp Oehlke / Dr. Dominik van Pinxteren / Dr. Steffen Schmitt / Malte Schuchard / Dr. Christian Tatzelt / Dr. Florian Ungeheuer / Prof. Dr. Alexander Vogel und Dr. Carmen Wolf

Studienkoordinator:

Dr. Markus Hermann / TROPOS

Herausgeber:

Source FFR / Gemeinnützige Umwelthaus GmbH

Rüsselsheimer Str. 100 / 65451 Kelsterbach / www.umwelthaus.org

Fachliche Koordination:

Öko-Institut e.V. / www.oeko.de

Danksagung

Das Projekt wurde von der Umwelthaus GmbH, einer hundertprozentigen Tochter des Landes Hessen und Geschäftsstelle des Forums Flughafen und Region (FFR), finanziert. Das wissenschaftliche Konsortium dankt den Mitgliedern der wissenschaftlichen Qualitätssicherung (WQS) und des Arbeitskreises „Ultrafeine Partikel“ (AK UFP) des FFR für die hilfreichen Kommentare und Anregungen im Rahmen der Studie. Für die zur Verfügungstellung von Partikelmessdaten, danken wir dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (Wiesbaden), dem Umweltbundesamt (Langen) und dem Max-Planck-Institut für Chemie (Mainz).

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
Abkürzungsverzeichnis	8
1 Zusammenfassung/Executive Summary	10
2 Einführung	14
3 Ansatz zur Bestimmung der UFP-Belastung	15
4 Messstandorte für die UFP-Immissionsmessungen	15
4.1 Genutzte Messstandorte	15
4.2 Übersicht der Messparameter	19
5 Qualitätssicherung der UFP-Immissionsmessungen	21
5.1 Allgemeine Qualitätssicherungsmaßnahmen	21
5.2 Übersicht der Messunsicherheiten der einzelnen Messparameter	21
6 Anzahlkonzentration und Partikelgrößenverteilung flüchtiger und nicht-flüchtiger Partikel	23
6.1 Messgeräte und Messunsicherheiten - Partikelgrößenverteilung	23
6.2 Gemessene Partikelgrößenverteilung	26
7 Messung von Ruß	30
7.1 Messgeräte und Messunsicherheiten - Rußmessungen	31
7.2 Gemessene Rußmassenkonzentrationen	31
8 Chemische Charakterisierung von UFP	33
8.1 Probenahmekampagnen	34
8.2 Quantifizierung von UFP-Inhaltsstoffen	35
8.2.1 Triebwerksöle	35
8.2.2 Sulfat und Nitrat	36
8.2.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	36

8.3	Nachweisgrenze und Messunsicherheit	36
8.3.1	Triebwerksöle	36
8.3.2	Nitrat und Sulfat	37
8.3.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	37
8.4	Vergleich der NanoMOUDI Sammeleffizienzen	38
8.5	Analyseergebnisse	41
8.5.1	Triebwerksöle	41
8.5.2	Sulfat und Nitrat	43
8.5.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	45
9	Partikelmorphologie	46
10	Vertikale UFP-Messungen	47
10.1	Messplattform ALADINA	47
10.2	Messgeräte und Messunsicherheiten – Vertikale Messungen	48
10.3	Vorarbeiten zur Umsetzung der Messflüge	49
10.4	Vertikale UFP-Messungen im Oktober 2024 in Frankfurt-Schwanheim	49
10.5	Zwischenfazit und Ausblick	52
11	Mobile Messungen im Umfeld stationärer Messstellen	53
11.1	Messgeräte und Messunsicherheiten - Mobile Messungen	53
11.2	UFP-Verteilung um den Flughafen Frankfurt	56
12	UFP-Immissionsdaten von dritten Anbietern	57
12.1	Genutzte Daten	57
12.2	Messgeräte und Messunsicherheiten – Daten Dritter	58
	Literaturverzeichnis	59

Abbildungsverzeichnis

Abb. 4.1: Übersichtskarte der Immissionsmessstandorte im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling.....	16
Abb. 4.2: Schematischer Messaufbau im TROPOS-Messanhänger für die Immissionsmessungen.	20
Abb. 6.1: Mittlere relative Abweichung bzgl. der Konzentration (± 1 Sigma) von 24 SMPS-Geräten zum Referenzgerät.	24
Abb. 6.2: Mittlere Messunsicherheit der mit einem SMPS gemessenen Partikelgrößenverteilung aller Partikel (Orange) und aller nicht-flüchtigen Partikel (Petrol).	25
Abb. 6.3: Zeitverlauf der Anzahlgrößenverteilung aller Partikel gemessen in einer Septemberwoche im Parkfriedhof Heiligenstock.	26
Abb. 6.4: Mittlere Anzahlgrößenverteilung aller Partikel gemessen im A-Hof (Orange) und im Parkfriedhof Heiligenstock (Petrol).	27
Abb. 6.5: Mittlere Anzahlgrößenverteilung aller nicht-flüchtigen Partikel gemessen im A-Hof (Orange) und im Parkfriedhof Heiligenstock (Petrol).	28
Abb. 6.6: Mittleres Verhältnis von N_{10-20}/N_{30-50} aller Partikel im Untersuchungsgebiet.	29
Abb. 7.1: Zeitlicher Verlauf der äquivalenten Rußmassen- (eBC) und PM ₁₀ -Konzentration am Messstandort Wetterpark Offenbach.	32
Abb. 7.2: Windrichtungsabhängige äquivalente Rußmassenkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen im Juni/Juli 2024 in Schwanheim.....	33
Abb. 8.1: Vergleichsmessungen der drei verschiedenen NanoMOUDI-Sammler im Rahmen einer Kampagne am Standort Riedberg (25.01. – 08.02.2024).	39
Abb. 8.2: Vergleich der drei NanoMOUDI-Sammler anhand der quantifizierten Triebwerksöl-Konzentration.	39
Abb. 8.3: Vergleich der drei NanoMOUDI-Sammler anhand der Konzentrationen von Sulfat (A) und Nitrat (B).	40
Abb. 8.4: Übersicht über die quantifizierten Triebwerksöl-Konzentrationen (ng m^{-3}) an den fünf verschiedenen Standorten.	41
Abb. 8.5: Vergleich der quantifizierten Triebwerksöl-Konzentrationen (ng m^{-3}) zwischen Winter (W) und Sommer (S) 2024 anhand von drei Messstandorten (S=Schwanheim; RA=Rauenheim; RI=Riedberg).	42
Abb. 8.6: Konzentrationen von Sulfat und Nitrat in den Impaktorstufen 10-13 (UFP) an den Standorten der Immissionsmesskampagnen und im A-Hof.....	43
Abb. 8.7: Konzentrationen der PAKs in den Impaktorstufen 10-13 (UFP) an den Standorten der Immissionsmesskampagnen.	45
Abb. 9.1: Transmissionselektronenmikroskopische Aufnahmen von im Umfeld des Flughafens Frankfurt gesammelten Partikel.	47
Abb. 10.1: ALADINA während eines Messflugs (links) und kurz vor dem Abflug während der Vorbereitungsphase (rechts) auf dem Messgebiet in Frankfurt-Schwanheim.	48
Abb. 10.2: Typische ALADINA Position während der Messflüge.....	50

Abb. 10.3: ALADINA 3-D Flugprofil während zwei Messflügen am 19.10. 2024.	50
Abb. 10.4: Horizontale Verteilung der Anzahlkonzentration von Partikeln mit 4 bis 19 nm Durchmesser.	51
Abb. 10.5: Vertikale Verteilung der Anzahlkonzentration von Partikeln mit 4 bis 19 nm Durchmesser.	52
Abb. 11.1: Korrelation der bei den jeweils 30-minütigen Co-Lokationen von Partector 2 Pro und HLNUG-SMPS gemessenen UFP-Anzahlkonzentrationen.	55
Abb. 11.2: Räumlich gemittelte UFP-Anzahlkonzentrationen (10-300 nm) in 420 m (geogr. Breite) × 600 m (geogr. Länge) Gitterzellen.	56
Abb. 12.1: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Anzahlkonzentration von Partikeln größer 5 nm, gemessen am MPI-C in Mainz in 2022.	57

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1: Messzeiträume der Immissionsmessungen im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling.	17
Tab. 4.2: In SOURCE FFR measurements · modelling gemessene Immissionsparameter (grau).	19
Tab. 5.1: Messunsicherheiten der in SOURCE FFR measurements · modelling gemessenen Partikelimmissionsparameter.	22
Tab. 6.1: Mittlere relative Unsicherheiten der mit den SMPS-Instrumenten in SOURCE FFR measurements · modelling gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen.	25
Tab. 10.1: Übersicht zu den in ALADINA eingebauten Sensoren sowie deren Messunsicherheiten.	48
Tab. 10.2: Übersicht der mit ALADINA im Oktober 2024 in Frankfurt-Schwanheim durchgeführter Messflüge.	51

Abkürzungsverzeichnis

ACTRIS	The Aerosol, Clouds and Trace Gases Research Infrastructure
ALADINA	Application of Light weight Aircraft for Detecting IN-situ Aerosol
AK UFP	Arbeitskreis „Ultrafeine Partikel“ des FFR
AP	Arbeitspaket
BG	Bestimmungsgrenze
CARIBIC	Civil Aircraft for the Regular Investigation of the Atmosphere Based on an Instrument Container
CPC	Condensation Particle Counter (Kondensationspartikelzähler)
CS	Catalytic Stripper
DFS	Deutsche Flugsicherung
DLR-VT	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Institut für Verbrennungstechnik, Stuttgart
DWD	Deutscher Wetterdienst
(e)BC	(equivalent) Black Carbon mass concentration
EDX	Energiedispersive Röntgenspektroskopie
FFR	Forum Flughafen & Region
GRETA	Gridding Emission Tool for ArcGIS Datenbank (des UBA)
HESI	Heated Elektrospray Ionisation
HLNUG	Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
IAGOS	In-service Aircraft for a Global Observation System
IAU-GUF	Institut für Atmosphäre und Umwelt - Goethe-Universität Frankfurt am Main
IUTA	Institut für Umwelt & Energie, Technik & Analytik e.V., Duisburg
Kfz	Kraftfahrzeug
MAAP	Multi Angle Absorption Photometer
MPI-C	Max-Planck-Institut für Chemie
NanoMOUDI	Nano Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor
nvPN	non-volatile Particle Number (Anzahl aller nicht-flüchtigen Partikel in einem Größenbereich)
nvPNC	non-volatile Particle Number Concentration
nvPNSD	non-volatile Particle Number Size Distribution
NWG	Nachweisgrenze

N_x	Partikelanzahlkonzentration aller Partikel größer als x nm
OPC	Optical Particle Counter (optischer Partikelzähler)
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PM	Particulate Matter
PM_x	Partikelmassenkonzentration aller Partikel kleiner als x µm
PN	Particle Number
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
SOURCE FFR	Study on ultrafine particles in the Frankfurt airport region
TD	Thermodenuder
TEM	Transmissionselektronenmikroskopie
tPN	total Particle Number (Anzahl aller flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikel in einem Größenbereich)
tPNC	total Particle Number Concentration
tPNSD	total Particle Number Size Distribution
TROPOS	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung
TUBS	Technische Universität Braunschweig
TUD	Technische Universität Darmstadt
UAS	Uncrewed Aerial System
UBA	Umweltbundesamt
UFP	Ultra Fine Particles
UHPLC	Ultra-Hochleistungs-Flüssigchromatographie
UNH	Umwelt- und Nachbarschaftshaus, Gemeinnützige Umwelthaus GmbH
WB	Wissenschaftliche (Projekt) Begleitung (wahrgenommen durch das Ökoinstitut)
WCCAP	World Calibration Centre for Aerosol Physics
WP	work package
WQS	Wissenschaftliche Qualitätssicherung (externe Wissenschaftler:innen)
w/w	weight per weight (entspricht Massenanteil)

1 Zusammenfassung/Executive Summary

Zusammenfassung

Die Belastungsstudie SOURCE FFR measurements · modelling zu ultrafeinen Partikeln (UFP) im Rhein-Main-Gebiet wurde am 1. April 2023 mit einer aktuellen Laufzeit von 42 Monaten gestartet. Die Studie beinhaltet die Bestimmung von UFP-Emissionen (Arbeitspaket (AP) 1), die Bestimmung von UFP-Immissionen (AP2) als Eingangs- oder Validierungswerte für ein Ausbreitungsmodell, sowie die Bestimmung der raumzeitlichen Verteilung dieser UFP im Untersuchungsgebiet (AP3) mittels der Ausbreitungsmodellierung. Im vorliegenden Bericht zum AP2 sind alle Arbeiten inkl. ersten Ergebnissen beschrieben, die der Erlangung von Partikelimmissionsmessdaten im Untersuchungsgebiet dienen. Dafür wurden sowohl eigene Messungen im Raum Frankfurt durchgeführt, als auch existierende Daten dritter Anbieter, wie z. B. des Hessischen Landesamts für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG), genutzt.

Im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling wird eine Ausbreitungsmodellierung zur Bestimmung der Exposition der Bevölkerung mit UFP für die zwei Jahre 2019 und 2024 durchgeführt. Für 2019 liegen für den Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Partikelimmissionen nur Daten des HLNUG als Anzahlgrößenverteilung aller Partikel an vier Messstandorten vor. Für 2024 wurden zusätzlich vom Konsortium Messungen durchgeführt, so dass für dieses Jahr Messdaten an zehn Messstandorten in Zeiträumen von drei Wochen bis elf Monaten vorliegen. Dabei hat das Konsortium max. drei Messstandorte gleichzeitig bedient. Die Daten für 2024 umfassen neben der Anzahlgrößenverteilung aller Partikel auch die Anzahlgrößenverteilung der nicht-flüchtigen Partikel sowie Rußmassenkonzentrationen. Darüber hinaus wurden an fünf Messstandorten insgesamt 220 UFP-Proben gesammelt und anschließend im Labor auf Triebwerksöle, Sulfat, Nitrat und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe untersucht. Mobile Partikelanzahlkonzentrationsmessungen rund um den Flughafen Frankfurt, vertikale Partikelmessungen mit dem Flugsystem ALADINA, sowie Partikel-Proben-sammlungen östlich und westlich des Flughafens Frankfurt zur Bestimmung der Form (Morphologie) der gesammelten Partikel ergänzen die an den festen Messstandorten erhobenen Daten.

Um beurteilen zu können, inwieweit die Ergebnisse der Ausbreitungsmodellierung mit den Partikelmessungen übereinstimmen, ist die Bestimmung der Messunsicherheiten essenziell. Diese Unsicherheiten wurden für alle Partikelparameter bestimmt und werden in diesem Bericht ausführlich diskutiert.

Die wichtigste Vergleichsgrößen in der Studie liefern die SMPS-Messungen, die sowohl die Anzahlgrößenverteilung aller Partikel als auch die der nicht-flüchtigen Partikel bei Durchmessern im Bereich von 10-800 nm (10^{-9} m) liefern. Die mittleren Anzahlgrößenverteilungen aller Partikel unterscheiden sich von Standort zu Standort, wobei die Windrichtung und damit verbunden die Nähe zu Partikelquellen die Werte am meisten beeinflussen. Die Anzahlkonzentration der ganz kleinen Partikel (10-20 nm Durchmesser, N_{10-20}) ist auf dem Flughafen Frankfurt (im A-Hof) ca. 30 mal so hoch wie im städtischen Hintergrund. Die erstgenannten Werte liegen ungefähr einen Faktor 10 über den Vergleichswerten an einer stark befahrenen Straße (Friedberger Landstraße). Diese Unterschiede sind

durch die Haupttriebwerke der Flugzeuge als dominante Quelle für 10-20 nm Partikel begründet. Oberhalb von ca. 200 nm Durchmesser unterscheiden sich die Partikelanzahlkonzentrationen an verschiedenen Standorten dagegen wenig, es dominiert die regionale Hintergrundkonzentration. An Hand des Verhältnisses zweier Größenfraktionen (N_{10-20}/N_{30-50}), kann die Abluftfahne des Flughafens Frankfurt noch in ca. 15 km Entfernung aufgezeigt werden und trägt dort im Mittel ca. 10 % zur UFP-Gesamtkonzentration bei. Im Gegensatz zur UFP-Anzahlkonzentration ist der Flughafen Frankfurt für die Rußmassenkonzentration keine Quelle von regionaler Bedeutung. Für diesen Parameter ist der Beitrag durch den Kfz-Verkehr stärker.

An allen fünf Standorten mit Probenahme konnten Triebwerksöle in den UFP nachgewiesen werden. Dies zeigt, dass die Abluftfahne des Flughafens Frankfurt, wie bei den Anzahlkonzentrationsmessungen, auch durch diesen Parameter in ca. 15 km Entfernung vom Flughafen detektiert werden kann. Auch ist die Verdünnung der Abluftfahne mit steigendem Abstand zum Flughafen in den Triebwerksölen deutlich zu erkennen (z. B. ein Faktor 60 vom Flughafen-Vorfeld bis zum Standort Riedberg). Die Ergebnisse zeigen, dass die Konzentration der Triebwerksöle in den UFP nicht wesentlich von der Jahreszeit beeinflusst wird. Für die analysierten Inhaltsstoffe Sulfat, Nitrat und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, letztere als typische Verbrennungsmarker, hingegen lässt sich kein dominierender Einfluss des Flughafens Frankfurt auf die Region aus den Messungen feststellen.

Neben den Daten der eigenen Messungen und den Daten des HLNUG wurden weitere vom Umweltbundesamt (UBA), dem Max-Planck-Institut für Chemie (MPI-C) oder vom TROPOS im Rahmen der europäischen Forschungsinfrastruktur IAGOS-CARIBIC gewonnen Partikelmessdaten (Anzahlkonzentrationen) ausgewertet. Diese Daten dienen, wie die eigenen Messdaten auch, entweder als Eingangs- oder als Validierungsdaten für die Ausbreitungsmodellierung.

Die Ergebnisse des Vergleichs der Messungen mit der Modellierung sowie die eigentlichen Modellergebnisse werden im anstehenden AP3-Bericht „UFP-Immissionsmodellierung“ bis Sommer 2026 zusammengefasst, begutachtet und dann im Herbst 2026 vorgestellt.

Executive Summary

The exposure study SOURCE FFR measurements · modelling on ultrafine particles (UFP) in the Rhine-Main area was launched on April 1, 2023, with a current duration of 42 months. This study includes the determination of UFP emissions (work package (WP) 1), the determination of UFP immissions (WP2) as input or validation values for a dispersion model, and the determination of the spatiotemporal UFP distribution in the study area (WP3) using dispersion modelling. This report on WP2 describes all the work carried out to obtain particle immission measurement data in the study area. To this end, own measurements were carried out in the Frankfurt area and existing data from third-party providers, such as the Hessian Agency for Nature Conservation, Environment and Geology (HLNUG), were used.

In SOURCE FFR measurements · modelling, a dispersion model is being applied to determine the exposure of the population to UFPs for the two years 2019 and 2024. For 2019, only data from HLNUG are available in the form of the number distribution of all particles at four measurement sites for comparing the model results with measured particle immissions. In 2024, measurements were carried out by the consortium in addition, so that measurement data are available for this year at ten measurement sites over periods ranging from three weeks to eleven months. The consortium served a maximum of three measurement sites simultaneously. In addition to the number size distribution of all particles, the data for 2024 also include the number size distribution of non-volatile particles and soot mass concentrations. Furthermore, a total of 220 UFP samples were collected at five measurement sites and subsequently analysed in the laboratory for jet engine oils, sulphate, nitrate, and polycyclic aromatic hydrocarbons. Mobile particle number concentration measurements around Frankfurt Airport, vertical particle measurements with the ALADINA flight system, and particle sample collections east and west of Frankfurt Airport to determine the shape (morphology) of the collected particles supplement the data collected at the fixed measurement sites.

In order to assess the extent to which the results of the dispersion modelling correspond to the particle measurements, it is essential to adequately consider the measurement uncertainties. These uncertainties were determined for all particle parameters and are discussed in detail in this report.

The most important comparative parameters in the study are provided by the SMPS measurements, which supply both the particle number size distribution of all particles and that of non-volatile particles with diameters in the range of 10-800 nm (10^{-9} m). The average number size distributions of all particles differ from measurement site to measurement site, with wind direction and the associated proximity to particle sources having the greatest influence on the values. The number concentration of very small particles (10–20 nm in diameter, N_{10-20}) at Frankfurt Airport (in the A-Hof) is approximately 30 times higher than in the urban background. The former values are roughly a factor of 10 higher than the comparative values recorded on a busy road (Friedberger Landstraße). These differences are due to the aircraft's main engines being the dominant source of 10–20 nm particles. Above a diameter of approximately 200 nm, however, the particle number concentrations at different locations differ little; the regional background concentration predominates. Using the ratio of two size fractions (N_{10-20}/N_{30-50}), the exhaust plume from Frankfurt Airport can still be detected at a distance of 15 km, where it contributes on average approximately 10% to the total UFP concentration. In contrast to the UFP number concentration, Frankfurt Airport is not a source of regional significance for the soot mass concentration. For this parameter, the contribution from motor vehicle traffic is greater.

Jet engine oils were detected in UFPs at all five sampling locations. This shows that, similar to the number concentration measurements, the exhaust plume from Frankfurt Airport can also be detected by this parameter at a distance of approximately 15 km from the airport. The dilution of the air with increasing distance from the airport is also clearly visible in the jet engine oils (e.g., a factor of 60 from the airport apron to Riedberg site). The results show that the concentration of jet engine oils in UFPs is not significantly influenced by the season. However, for the analysed constituents sulphate, nitrate, and polycyclic aromatic hydrocarbons, the latter as typical combustion markers, no dominant influence of Frankfurt Airport on the region can be determined from the measurements.

In addition to data from our own measurements and data from HLNUG, further particle measurement data (number concentrations) obtained by the Federal Environment Agency (UBA), the Max Planck Institute for Chemistry (MPI-C) or TROPOS within the framework of the European research infrastructure IAGOS-CARIBIC were evaluated. Like own measurement data, these data are used either as input or as validation data for the dispersion modelling.

The results of the comparison between measurements and modelling, as well as the actual model results, will then be summarized in the upcoming WP3 report "UFP Immission Modelling" by summer 2026, peer-reviewed and presented in autumn 2026.

2 Einführung

Seit einigen Jahren werden verstärkt die gesundheitlichen Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln (Aerosolpartikel kleiner als 100 nm Durchmesser) in der Luft auf den Menschen diskutiert (Ohlwein et al, 2019; Schraufnagel, 2020). Um diese Diskussion für die Rhein-Main-Region und insbesondere die Rolle der UFP-Emissionen durch den Flughafen Frankfurt auf eine sachliche Grundlage zu stellen, hat das Forum Flughafen und Region (FFR¹) eine wissenschaftliche Studie mit dem Titel „Study on ultrafine particles in the Frankfurt airport region“ (**SOURCE FFR**) initiiert, die vom Umwelt- und Nachbarschaftshaus (UNH²) vergeben wurde. Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von 50 km x 50 km um den Flughafen Frankfurt, als eine der Hauptquellen für UFP. Die Studie unterteilt sich in eine UFP-Belastungsstudie (**SOURCE FFR measurements · modelling**), welche die Belastung der Bevölkerung mit UFP erheben soll, sowie eine UFP-Wirkungsstudie (**SOURCE FFR exposure · health**), welche die Auswirkungen von UFP, insbesondere aus dem Luft- und Straßenverkehrssektor, auf die Gesundheit der Bürger:innen in der Studienregion untersuchen soll. Die UFP-Belastungsstudie begann am 1. April 2023 und wird voraussichtlich 42 Monate (bis Oktober 2026) dauern. Weitere Informationen zu dieser Studie sind über das UNH und dessen Webseite² erhältlich.

SOURCE FFR measurements · modelling umfasst die Bestimmung von UFP-Emissionen (Arbeitspaket (AP₁), die Bestimmung von UFP-Immissionen (AP₂) als Eingangs- oder Validierungswerte für ein Ausbreitungsmodell, sowie die Bestimmung der raumzeitlichen Verteilung dieser UFP im Untersuchungsgebiet (AP₃) mittels der Ausbreitungsmodellierung. Darüber hinaus gibt es als Teil von AP₃ noch eine separate Wirbelschleppenmodellierung, die das Auftreten von und den Transport von UFP durch Wirbelschleppen untersucht.

Der hier vorliegende AP₂-Bericht beschreibt in den folgenden Kapiteln die in AP₂ angewandten Methoden, durchgeführten Arbeiten und exemplarisch die erreichten Ergebnisse. Der Bericht dokumentiert welche Immissionsmessparameter an welchen Standorten erhoben wurden und welche Unsicherheiten diese Messungen haben. Insbesondere mit der Unterscheidung zwischen flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln³ sowohl bei den Messungen als auch im Ausbreitungsmodell unterscheidet sich SOURCE FFR measurements · modelling dabei von fast allen bisherigen Studien in diesem Bereich. Zusätzlich zu den Messungen durch das Konsortium im Jahr 2024 (Vergleich mit dem 2. Modelljahr) stehen für das Projekt noch Immissionsdaten des HLNUG für beide Modelljahre 2019 und 2024 zur Verfügung. Der Vergleich all dieser Messdaten mit den Modellergebnissen ist Inhalt des Arbeitspakets 3 (UFP-Immissionsmodellierung) und damit nicht mehr Teil dieses Berichts.

¹ www.forum-flughafen-region.de

² www.ultrafeinstaub-studie.de/de/

³ In der Literatur und auch im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling sind flüchtige Partikel definiert als Partikel die bei 300-350°C weitgehend verdampfen (z. B. Ammoniumsulfat oder zum Teil organische Verbindungen). Nicht-flüchtige Partikel sind Partikel, die auch nach der Heizstrecke den ursprünglichen Partikeldurchmesser weitgehend beibehalten (z. B. Ruß oder Mineralstaub).

3 Ansatz zur Bestimmung der UFP-Belastung

Um die Belastung einer großen Zahl von Menschen mit UFP bestimmen zu können, müssten bei jedem:r Bürger:in in der Untersuchungsregion zu Hause und am Arbeitsplatz mehrere Monate bis Jahre UFP-Messungen durchgeführt werden. Dies ist personell, finanziell und bzgl. der Geräteausstattung aber nicht leistbar. Deshalb wird stattdessen ein sogenanntes Ausbreitungsmodell (eine Computersimulation) genutzt, welches, sofern geeignete Eingangsdaten zur Verfügung stehen, die UFP-Konzentration an allen Punkten des Untersuchungsgebietes in den gewählten Zeiträumen berechnen kann. Zudem ermöglicht das Modell, im Rahmen der Unsicherheiten der Eingangsdaten und Ausbreitungsprozesse, eine quellenspezifische Zuordnung der Belastung (individuelle Exposition) der Bürger:innen mit UFP in der Untersuchungsregion.

Um die Ergebnisse der UFP-Ausbreitungsmodellierung einschätzen zu können (wie gut sind diese?), ist es üblich an ausgewählten Stellen Vergleichsmessungen der UFP-Immissionen durchzuführen (welchen UFP-Konzentrationen ist die Bevölkerung dort ausgesetzt?). Dabei wird in der Regel vor allem die Partikelgrößenverteilung im Bereich von 10 nm bis mindestens 500 nm, meist bis ca. 800 nm Partikeldurchmesser gemessen, d. h. nacheinander wird die Anzahlkonzentration von Partikeln mit jeweils einem wohl definierten Durchmesser erfasst. Diese gemessene Partikelanzahlgrößenverteilung kann mit der modellierten Partikelanzahlgrößenverteilung verglichen werden, um die Güte der Modellvorhersage zu überprüfen. Dabei müssen die Unsicherheiten sowohl der Messungen als auch des Modells berücksichtigt werden. In den letzten Jahren wurden dafür auf internationaler Ebene Methoden entwickelt, um die Güte von atmosphärischen Ausbreitungsmodellen in einer harmonisierten Weise beurteilen zu können (Janssen and Thunis, 2022). SOURCE FFR measurements · modelling folgt dieser Methodik und betritt für UFP dabei Neuland.

4 Messstandorte für die UFP-Immissionsmessungen

Für die Auswahl der Messstandorte gab es mehrere Kriterien. Diese waren zum einen die Begebenheiten vor Ort, also vorhandener Stromanschluss, genügend Platz, möglichst freie Luftanströmung sowie die Zugänglichkeit zu den Messgeräten. Zum anderen wurde nach Standorten gesucht, die sich in einem öffentlich nicht-zugänglichen Bereich befinden, um Vandalismus vorzubeugen. Die Nutzung von aktuellen oder früher genutzten HLNUG-Messstandorten war eine Option für die Immissionsmessungen. Andere Optionen waren Standorte in öffentlicher Hand, weil z. B. die Stadt Frankfurt ihre Unterstützung zugesagt hatte. Auch geeignete Firmen- oder Vereinsgelände wurden angefragt. Leider gestaltete sich die Standortsuche schwieriger, als aus eigenen Erfahrungen bei früheren Kampagnen zu erwarten gewesen war. Letztendlich gelang es dem Konsortium aber an sechs Messstandorte in ca. 3-16 km Entfernung zum Flughafen Frankfurt Messungen durchzuführen. Ob der jeweilige Messstandort dann eher als repräsentativ für den städtischen Hintergrund oder als beeinflusst von z. B. den Flughafen- oder Autobahnemissionen angesehen werden kann, hängt von der Windrichtung ab, so dass einige Standorte beides repräsentieren können.

4.1 Genutzte Messstandorte

Im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling wurden vor allem Partikelanzahlgrößenverteilungen genutzt, die in den Jahren 2019 und 2024 durch das HLNUG und das Umweltbundesamt

(UBA) oder im Jahr 2024 durch das Konsortium erfasst wurden. Die entsprechenden Messstandorte sind in der Karte in Abb. 4.1 in Rot eingezeichnet. Sie sind überwiegend entlang der beiden Hauptwindrichtungen Südwest und Nordost orientiert um die räumliche Ausbreitung der Abluffahne des Flughafens Frankfurt messen zu können. Im Nordwesten und im Südosten der Karte dominiert in etwas Abstand von den großen Straßen der regionale Hintergrund die UFP-Immissionen. Die Messstation des UBA in Langen dient der Bestimmung dieses regionalen Hintergrunds, der ein wichtiger Eingangsparameter für die Ausbreitungsmodellierung ist. Zusätzlich eingezeichnet sind zwei Gebiete in denen vertikale Messungen bzw. mobile Messungen stattfanden. Tabelle 4.1 gibt einen Überblick, in welchem Zeitraum die entsprechenden Messungen an welchen Standorten stattfanden. Daran anschließend sind die Messstandorte und die dort zu erwartenden Luftmassen kurz beschrieben.



Abb. 4.1: Übersichtskarte der Immissionsmessstandorte im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling. Die Messungen an diesen Standorten fanden entweder in 2019 oder in 2024 oder in beiden Jahren statt (s. Tab. 4.1). Die beiden roten Rechtecke geben die Gebiete an, in denen 2024 mobile (gestrichelte Linie) und vertikale Partikelmessungen (durchgezogene Linie) durchgeführt wurden. Hintergrundbild: © Google Kartendaten 2025.

Flughafen: Auch wenn die Messungen auf dem Gelände des Flughafens Frankfurt im Jahr 2023 und 2024 in erster Linie der Bestimmung der Emissionsfaktoren von Flugzeugen dienen (vgl. AP1-Bericht), können die Stundenmittel der UFP-Konzentrationen an vier der fünf Messstandorte auf dem Flughafen als Immissionswerte betrachtet werden und stehen damit für den Vergleich mit dem Ausbreitungsmodelllauf 2024 zur Verfügung⁴. Der sogenannte „A-Hof“ ist durch die beiden Arme der A-Gates des Terminal 1 am Flughafen Frankfurt begrenzt und die UFP-Konzentrationen sind dort vor

⁴ Die Messungen an der Blastwall Startbahn-West (s. AP1-Bericht) können nicht für den Vergleich der UFP-Immissionen genutzt werden, sie sind zu stark durch Einzelereignisse (Flugzeuge) dominiert.

Niedwald: Der Messstandort Niedwald befindet sich ca. 8 km nord-nordöstlich des Flughafens Frankfurt und lässt sich als städtischer Hintergrund charakterisieren. Dort hat das HLNUG 2019-2021 Luftqualitätsmessungen durchgeführt. Der vom Konsortium 2024 gewählte Messstandort Waldwerk Frankfurt (s. u.) liegt weniger als 800 m entfernt südlich und sollte damit vergleichbare Daten liefern.

Parkfriedhof Heiligenstock: Der Parkfriedhof Heiligenstock befindet sich südwestlich von Bad Vilbel. Er liegt in ca. 16 km Entfernung vom Flughafen Frankfurt und bei der häufig vorkommenden Windrichtung Südwest genau in der Abluftfahne des Flughafens und der Innenstadt von Frankfurt. Somit kann die Ausbreitungsmodellierung in größerer Entfernung zum Flughafen validiert werden und ggf. ein Beitrag der städtischen Emissionen ermittelt werden. Bei östlicher bis nordöstlicher Anströmung repräsentieren die gemessenen UFP-Konzentrationen eher den regionalen Hintergrund.

Raunheim: Die HLNUG-Station in Raunheim wurde durch zusätzliche Messgeräte zur Messung von nicht-flüchtigen Partikeln und Ruß durch das Konsortium ergänzt. Es existiert eine lange Messzeitreihe vor Ort. Raunheim repräsentiert je nach Windrichtung den lokalen Hintergrund (Windrichtung Süd-Südwest) oder flughafennahe Luftmassen in der Abgasfahne (Windrichtung Ost-Nordost).

Riedberg: Im Stadtteil Riedberg befinden sich die naturwissenschaftlichen Institute der Universität Frankfurt, so dass dort gute Infrastruktur zur Verfügung stand. Der Messstandort befindet sich bei Anströmung Südwest ungefähr in der Ausbreitungsfahne in einer Linie mit dem Flughafen (in ca. 14 km) und dem Messstandort Schwanheim.

Schwanheim: In Schwanheim wurde neben der HLNUG-Station mit eigenen Geräten im Messanhänger des TROPOS gemessen und Größenverteilungen aller Partikel und der nicht-flüchtigen Partikel sowie Ruß erfasst (s. Titelfoto und Abb. 4.2). Dieser Messstandort wurde auch vor allem wegen seiner Lage als Mittelstation zwischen dem Flughafen (~3 km) und dem Standort Riedberg gewählt. In Schwanheim fanden auch die vertikalen Messungen (TUBS) mit entsprechender Validierung am Boden (DLR-VT) statt.

Waldwerk Frankfurt: Dieser Standort befindet sich ca. 7 km nord-nordöstlich des Flughafens Frankfurt im Niedwald. Dort waren sowohl Messungen von flughafenbeeinflussten Luftmassen (bei südwestlicher Anströmung) als auch Messungen des städtischen Hintergrunds möglich (bei östlicher bis nordöstlicher Anströmung).

Wetterpark Offenbach: Im Wetterpark Offenbach (ca. 14 km Entfernung vom Flughafen) wird eine Messstation vom Deutschen Wetterdienst (DWD) betrieben. Auf diesem Gelände steht auch eine HLNUG-Station, die durch Messgeräte aus dem Konsortium ergänzt wurde. Dieser Standort wird aufgrund der vorherrschenden Windverhältnisse statistisch weniger oft von Flughafenemissionen erreicht als Heiligenstock und repräsentiert vielmehr den städtischen Hintergrund.

Vertikale Messungen: Zur Bestimmung der vertikalen Struktur der Abluftfahne des Flughafens Frankfurt (zum Vergleich mit dem Modell) und zur Validierung der Wirbelschleppenmodellierung wurden im Herbst 2024 auf den Schwanheimer Wiesen mit einem Uncrewed Aerial System (UAS) vertikale Partikelmessungen bis in ca. 700 m Höhe durchgeführt. Dieser Messstandort wurde sowohl auf

Grund der Nähe zum Flughafen Frankfurt als auch zur HLNUG-Messstation Schwanheim sowie der günstigen Flugbedingungen vor Ort ausgewählt.

Mobile Messungen: Im Umfeld des Flughafens Frankfurt, als stärkste Quelle der UFP-Emissionen im Untersuchungsgebiet, wurden mit kleinen, leichten Messgeräten im Jahr 2024 auf Fahrrädern mobile Messungen durchgeführt. Bei der Interpretation dieser Messdaten spielt die Windrichtung eine entscheidende Rolle, aber generell sind alle Windrichtungen interessant, da jeweils sowohl Messungen im Luv und Lee des Flughafens Frankfurt stattfanden.

4.2 Übersicht der Messparameter

An den jeweiligen Messstandorten wurden vom Konsortium, dem UBA oder dem HLNUG vor allem die in Tabelle 4.2 gelisteten Immissionsparameter gemessen.

Standort		Parameter							
		tPNSD	nvPNSD	nv_frac_15/31/72	UFP PNC	BC	UFP Chem.	Part. Morph.	Meteo
Flughafen Frankfurt	A-Hof								
	Flughafen-Ost								
	Flughafen-West								
	V-118								
Friedberger Landstraße									
Kelsterbach									
Langen									
Niedwald									
Parkfriedhof Heiligenstock									
Raunheim									
Riedberg									
Schwanheim									
Waldwerk Frankfurt									
Wetterpark Offenbach									
Vertikale Messungen									
Mobile Messungen									

Tab. 4.2: In SOURCE FFR measurements - modelling gemessene Immissionsparameter (grau).

Parameter sind: tPNSD = Partikelanzahlgrößenverteilung aller Partikel (insbesondere UFP), nvPNSD = Partikelanzahlgrößenverteilung aller nicht-flüchtigen Partikel (insbesondere UFP), nv_frac_15 (bzw. 31 oder 72) = Anzahlverhältnis nicht-flüchtiger zu allen Partikeln bei 15 (bzw. 32 oder 72) nm Durchmesser, UFP PNC = UFP-Partikelanzahlkonzentration, BC = Rußmassenkonzentration, UFP Chem. = chemische Zusammensetzung der UFP, Part. Morph. = Partikelmorphologie, Meteo = Meteorologische Parameter, wie z. B. Windrichtung und -geschwindigkeit, Druck oder Temperatur.

An allen Bodenstandorten wurde die Partikelanzahlgrößenverteilung aller Partikel (total Particle Number Size Distribution, tPNSD) im Bereich von 10 bis mindestens 500 nm (meist bis 800 nm) Durchmesser mittels SMPS-Instrumenten (Scanning Mobility Particle Sizer) durch das HLNUG, das

UBA oder das Konsortium gemessen. Bei den vertikalen Messungen war dies aufgrund der Gewichtsli-
mitierung nicht möglich. Dort wurden zwei Partikelzähler (Condensation Particle Counter, CPC) ein-
gesetzt. An den Standorten, die das Konsortium genutzt hat, wurde zusätzlich noch die Partikelan-
zahlgrößenverteilung aller nicht-flüchtigen (non-volatile, nv) Partikel im Bereich von 10 - ca. 800 nm
(nvPNSD) sowie die Rußmassenkonzentration (black carbon, BC) gemessen. Außerdem kam ein
Dual-CPC-System zum Einsatz (s. AP1-Bericht), mit dem das Anzahlverhältnis nicht-flüchtiger zu al-
len Partikeln bei 15, 31 oder 72 nm Durchmesser bestimmt wurde (nv_frac_15 bzw. 31 oder 72).

An den fünf Messstandorten A-Hof, Heiligenstock, Raunheim, Riedberg und Schwanheim wurden zu-
sätzlich mittels Impaktoren (NanoMOUDI, s. Kap. 8) UFP für die chemische Analytik von Turbinen-
schmierölen, Sulfat und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) gesammelt. Am Luft-
brückendenkmal und an der Aussichtsplattform West, in der Nähe der Stationen-Flughafen-Ost und -
West, wurden 2025 gleichzeitig Partikelproben für die morphologische Analyse gesammelt. Die ein-
zelnen Messparameter werden in den folgenden Kapiteln ausführlich diskutiert. Abb. 4.2 zeigt ab-
schließend schematisch und exemplarisch den Messaufbau, wie er im TROPOS-Messanhänger z. B. in
Schwanheim und in Heiligenstock zum Einsatz kam. Die Aufbauten an den anderen Messstandorten
waren ähnlich, allerdings nicht immer mit Dual-CPC-System und NanoMOUDI-Sammler (s. Tab. 4.2).

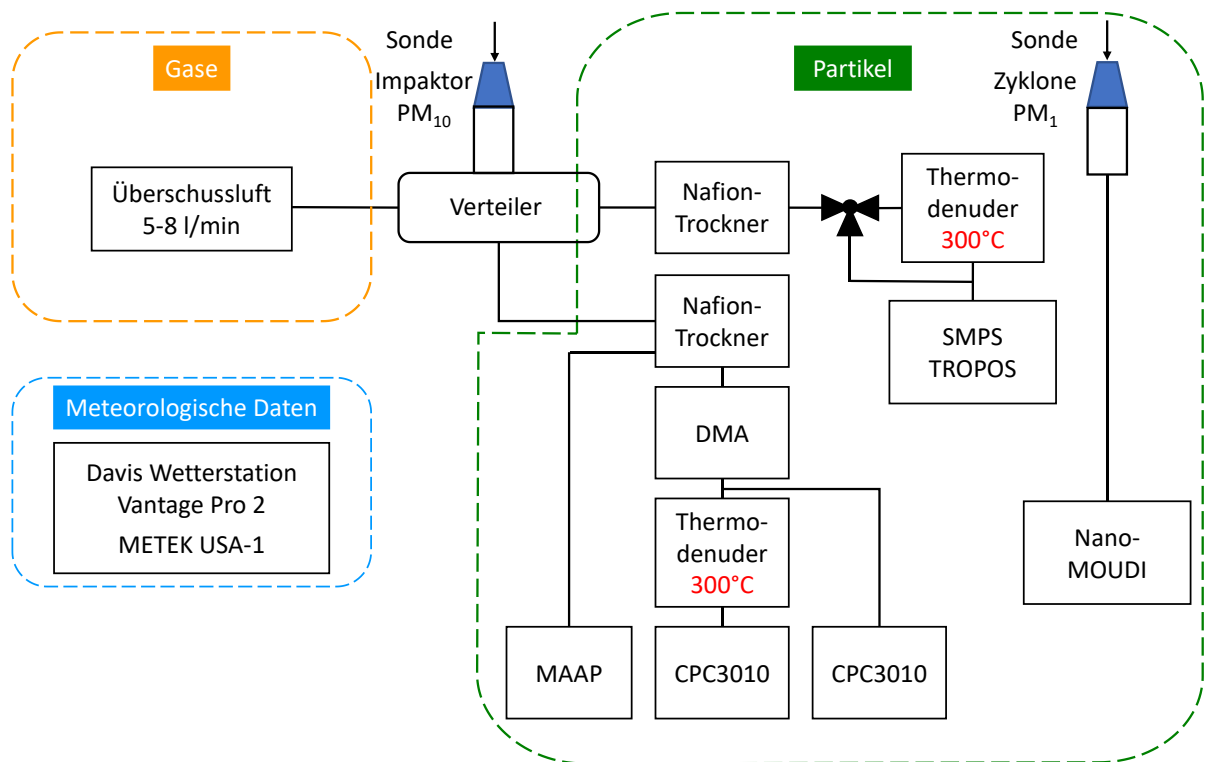


Abb. 4.2: Schematischer Messaufbau im TROPOS-Messanhänger für die Immissionsmessungen. Das SMPS misst abwechselnd die Partikelgrößenverteilung aller und der nicht-flüchtigen Partikel, das Dual-CPC System (CPC₃₀₁₀) den Anteil der nicht-flüchtigen Partikel bei einem fixeingestellten Partikeldurchmesser, das MAAP die Rußmassenkonzentration und der NanoMOUDI sammelt Partikel in verschiedenen Größenbereichen zur anschließenden Analyse im Labor.

5 Qualitätssicherung der UFP-Immissionsmessungen

Die Qualitätssicherung der Partikel-Immissionsmessungen erfolgte analog zu den Maßnahmen bei den Partikel-Emissionsmessungen (s. Abschn. 5.1 im AP₁-Bericht). Darüber hinaus wurden für die Immissionsmessungen die Unsicherheiten der einzelnen Messparameter bestimmt. Diese sind für den Vergleich mit den Modellergebnissen unabdingbar, um einschätzen zu können, ob Letztere mit den Messwerten übereinstimmen oder nicht. Mit Hilfe der Messunsicherheiten lassen sich objektive Vergleichsparameter wie z. B. Model Quality Indicators (Janssen and Thunis, 2022) berechnen.

5.1 Allgemeine Qualitätssicherungsmaßnahmen

Unter die allgemeinen Qualitätssicherungsmaßnahmen fällt zunächst die Kalibrierung der Partikelmessgeräte gegen ein Referenzgerät vor oder nach ihrem Einsatz an den Messstandorten. Aufgrund der Kürze der Messkampagnen war eine zweite Kalibrierung meist nicht nötig. Die Kalibrierung fand für fast alle Partikelzähler (CPC, 16 Geräte, 23 Kalibrierungen), Größenspektrometer (SMPS) oder Heizstrecken (Thermodenuder (TD) oder Catalytic Stripper (CS)) am World Calibration Centre for Aerosol Physics (WCCAP) am TROPOS statt. Die Funktionalität der Messgeräte des IUTA (CPC und SMPS) wurde separat getestet und diese hausintern gegen Referenzgeräte abgeglichen. Das SMPS wurde mit dem am IUTA vorhandenen Referenz-SMPS, welches am WCCAP kalibriert wurde, abgeglichen. Die CPC wurden mit einem an der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt kalibrierten Elektrometer verglichen. Die so gewonnenen Zähleffizienzkurven der eingesetzten CPCs und die Transmissionsineffizienzen der TD/CS wurden bei der Datenauswertung berücksichtigt.

Am Beginn und regelmäßig während der Messkampagnen wurden Volumenflussmessungen, Spannungsmessungen und Nulltests durchgeführt und diese in Logbüchern protokolliert. Über Fernwartungstools, wie z. B. TeamViewer konnte auf die Messrechner vor Ort zugegriffen und die Betriebsparameter sowie die Plausibilität der Messdaten alle 1-3 Tage überprüft werden. Somit konnte auf Geräteausfälle relativ schnell reagiert werden, insbesondere weil mit der Goethe-Universität Frankfurt ein Partner des Konsortiums direkt aus Frankfurt kommt. Zu den Probenwechseln und zum Nachfüllen der CPC-Arbeitssubstanz Butanol fuhren Mitarbeiter an die Standorte. Dabei war zu beachten, dass teilweise die Zugänglichkeit zu den Messgeräten (aus verständlichen Gründen) durch den Geländeeigentümer zeitlich eingeschränkt war (z. B. im Parkfriedhof Heiligenstock oder im Wetterpark Offenbach).

5.2 Übersicht der Messunsicherheiten der einzelnen Messparameter

Die Quantifizierung der Messunsicherheiten stellt einen wichtigen Schritt der Messdatenauswertung dar. In Tabelle 5.1 sind die Messunsicherheiten der einzelnen Messparameter im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling aufgelistet. Diese sind entweder gerätetypspezifisch bestimmt (z. B. beim SMPS, gemittelt über verschiedene Modelle) oder gelten nur für ein Gerätemodell. Wie die Unsicherheiten bestimmt wurden, wird in den folgenden Kapiteln beschrieben, welche jeweils die einzelnen Messparameter behandeln.

Messgerät	Parameter	Bezeichnung	Partikelgrößenbereich (nm)	Relative Messunsicherheit (%)
SMPS	Partikelanzahlgrößenverteilung aller Partikel	tPNSD	10 - 20	30
			20 - 30	20
			30 - 50	16
			50 - 70	14
			70 - 100	13
			100 - 200	13
			200 - 500	17
			500 - 800	18
SMPS	Partikelanzahlgrößenverteilung aller nicht-flüchtigen Partikel	nvPNSD	10 - 20	33
			20 - 30	25
			30 - 50	21
			50 - 70	20
			70 - 100	19
			100 - 200	20
			200 - 500	22
			500 - 800	23
Dual-CPC System	Verhältnis der Partikelkonzentration von nicht-flüchtigen zu allen Partikeln	nv_frac_15/31/72	15,4 (12,4-18,4) 31,2 (26,2-36,2) 72,0 (55,0-89,0)	23 bis 49 (für nv_frac Werte zwischen 30 % und 5 %)
AE33, AE51 MAAP	Äquivalente Rußmassenkonzentration	BC	< 10000	45 bis 87
CPCs	Partikelanzahlkonzentration in der Höhe	N ₄ und N ₁₉	4 - 1000 19 - 1000	20
Partector 2 Pro	Partikelanzahlkonzentration und mittlerer Partikeldurchmesser	N ₁₀₋₃₀₀ D _{p_mean}	10 - 300	30 13
Nano- MOUDI	Massenkonzentration einzelner UFP-Komponenten	Triebwerksöle Sulfat & Nitrat PAK	10 - 100	58 51 52 bis 54

Tab. 5.1: Messunsicherheiten der in SOURCE FFR measurements · modelling gemessenen Partikelimmissionsparameter.

6 Anzahlkonzentration und Partikelgrößenverteilung flüchtiger und nicht-flüchtiger Partikel

Die Anzahlgrößenverteilung stellt den wichtigsten gemessenen und modellierten Aerosolpartikel-Parameter im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling dar. Dazu wurde mit Hilfe einer vorgeschalteten Heizstrecke (TD oder CS) abwechselnd die Größenverteilung aller Partikel und die der nicht-flüchtigen Partikel mit Hilfe eines SMPS an verschiedenen Standorten gemessen. Zusätzlich wurde mit einem System aus zwei CPCs und einer Heizstrecke (Dual-CPC) der Anteil der nicht-flüchtigen Partikel bei drei Partikeldurchmessern bestimmt, u. a. um daraus eine Korrekturfunktion für die Auswertung der Anzahlgrößenverteilung der nicht-flüchtigen Partikel abzuleiten.

6.1 Messgeräte und Messunsicherheiten - Partikelgrößenverteilung

Das **Dual-CPC System** misst bei einem voreingestelltem fixen Partikeldurchmesser das Verhältnis der Anzahlkonzentrationen nicht-flüchtiger Partikel (non-volatile particle number concentration, nvPNC) zu allen Partikeln (total particle number concentration, tPNC) (s. AP1-Bericht, Abb. 5.5). Die im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling im Dual-CPC System eingesetzten CPCs wurden vor den Messungen jeweils im WCCAP am TROPOS kalibriert. Da deren Betriebsstunden sich auf wenige Wochen beschränkten (Gerätestatus bleibt gleich), kann von einer relativen Messunsicherheit der CPC-Messungen wie direkt nach der Kalibrierung von 10 % ausgegangen werden (Wiedensohler et al., 2018). Dies gilt allerdings nur für die Messung der totalen Partikelanzahlkonzentration (tPNC). Bei der Messung der Partikelanzahlkonzentration der nicht-flüchtigen Partikel (nvPNC) besteht insbesondere bei einem sehr niedrigen Anteil der nicht-flüchtigen Partikel an allen Partikeln von z. B. 5 % eine große Unsicherheit von ca. 46 %. Diese aufbauspezifische Unsicherheit ist vorhanden, da nicht komplett ausgeschlossen werden kann, dass der CPC hinter dem TD doch noch einen Teil der flüchtigen Partikel sieht, weil sie z. B. nicht stark genug geschrumpft sind. Diese Unsicherheit steigt mit noch kleineren Anteilen an nicht-flüchtigen Partikeln weiter an. Für den Großteil der Messungen der nicht-flüchtigen Partikel liegt deren Anteil an allen Partikeln für die Messungen in SOURCE FFR measurements · modelling aber im Bereich von 5-30 %, womit eine aufbauspezifische Unsicherheit im Bereich von ca. 15-46 % verbunden ist.

Zur Unsicherheit der eigentlichen Dual-CPC-Messungen tragen zusätzlich noch eine evtl. ungleichmäßige Aufteilung des Aerosols am Verteiler zwischen den beiden CPCs mit 3 % und die Unsicherheit der Partikelverluste für die nicht-flüchtigen Partikel im TD bei. Diese Verluste werden durch die TD-Transmission beschrieben, die wiederum aus der Messung mit zwei kalibrierten CPCs bestimmt wurde (ca. 14 % Unsicherheit nach Gauß'scher Fehlerfortpflanzung). Da im Dual-CPC System das Verhältnis zweier Partikelkonzentrationen eines fixen Partikeldurchmessers bestimmt wird, spielen die Verluste in der Einlassleitung davor hier keine Rolle, sie mitteln sich raus.

Mittels Gauß'scher Fehlerfortpflanzung und den vier Unsicherheiten (Anzahlkonzentrationsmessungen aller Partikel, Anzahlkonzentrationsmessung der nicht-flüchtigen Partikel, TD-Transmission, Verteiler) lässt sich die relative Messunsicherheit des im Dual-CPC Systems bei einem Partikeldurchmesser gemessenen Verhältnisses nicht-flüchtiger Partikel zu allen Partikeln (nvPNC/tPNC) berechnen. Diese beträgt im für SOURCE FFR measurements · modelling typischen nvPNC/tPNC-Bereich von

5 % bis 30 % ca. **49-23 %**. Bei geringen Anteilen von nicht-flüchtigen Partikeln dominiert dabei die Unsicherheit der Messung der nicht-flüchtigen Partikel.

Die Messunsicherheit für die im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling für die Immissionsmessungen eingesetzten **Partikelgrößenpektrometer (SMPS)** ergeben sich aus einer Fülle von Messunsicherheiten einzelner Komponenten, wie den Partikelzählern (CPCs) oder den diffusionsbedingten Partikelverlusten in den SMPS-Rohrleitungen. Da ein Bottom-Up-Ansatz, d. h. die Berechnung der Gesamtunsicherheit über die Berechnung der Unsicherheiten der Einzelkomponenten, den Nachteil hat, dass sie nur den Idealzustand des Systems nach der Kalibrierung, nicht aber die „Alterung“ im Feld beschreibt, wurde für diese Studie ein anderer, konservativerer Ansatz gewählt. Jedes Mal, wenn ein SMPS zur Kalibrierung ans WCCAP kommt, wird zunächst eine Eingangsvergleichsmessung mit einem Referenz-SMPS durchgeführt. Die Abweichung zum Referenz-SMPS wird jeweils für 50-72 Partikeldurchmesser im Größenbereich von 10-800 nm Partikeldurchmesser bestimmt. Diese Abweichung beschreibt den Ist-Zustand und die „Alterung“ des SMPS, wie es sich an der Messstation im Laufe der Zeit verstellt, und gibt damit sehr gut die Unsicherheit wieder, die eine SMPS-Messung im Feld hat. Im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling wurden für 24 willkürlich gewählte SMPS die gemessenen relativen Eingangsrößenverteilungen genutzt, um eine Standardabweichung vom Referenz-SMPS und damit die Unsicherheit von realen SMPS-Messungen an Stationen zu bestimmen. Diese ist in Abb. 6.1 dargestellt.

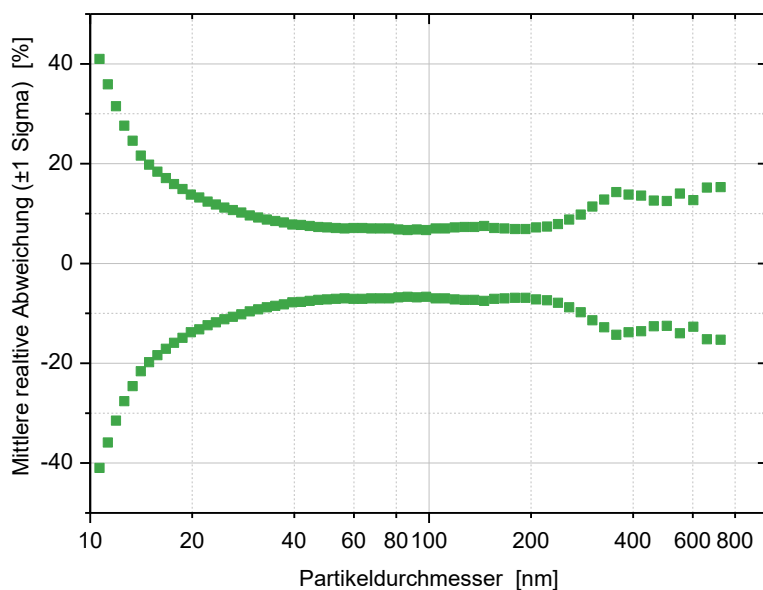


Abb. 6.1: Mittlere relative Abweichung bzgl. der Konzentration (± 1 Sigma) von 24 SMPS-Geräten zum Referenzgerät.

Das Referenz-SMPS selbst hat darüber hinaus aber auch eine Unsicherheit, die zusätzlich berücksichtigt werden muss. Dazu wurden Vergleichsmessungen von jeweils zwei Referenz-SMPS herangezogen und eine einhüllende Funktion um die Verhältniskurven (Referenz-SMPS₁/Referenz-SMPS₂) gelegt und diese partikelgrößenabhängige Funktion als Unsicherheit des Referenz-SMPS genutzt. Mittels Gauß'scher Fehlerfortpflanzung ergibt sich dann die Gesamtmessunsicherheit von SMPS-Messungen an Stationen aus der Standardabweichung der SMPS zum Referenz-SMPS und der Unsicherheit des Referenz-SMPS selbst. Über die Unsicherheit des SMPS hinaus, muss für die Unsicherheit der Partikelgrößenverteilung noch die Unsicherheit der Partikelverluste in der Sammelleitung zum SMPS

(ca. 5 %) und im TD (ca. 14 %) berücksichtigt werden. Auch hier kann wieder mittels Gauß'scher Fehlerfortpflanzung die relative Unsicherheit der Partikelgrößenverteilung aller Partikel und aller nicht-flüchtigen Partikel berechnet werden (Abb. 6.2). Daraus lässt sich für die in der Modellierung (und vom HLNUG) verwendeten Partikelgrößenbereiche die jeweilige relative Unsicherheit berechnen, die im Bereich von **13-33 %** liegen (Tab 6.1).

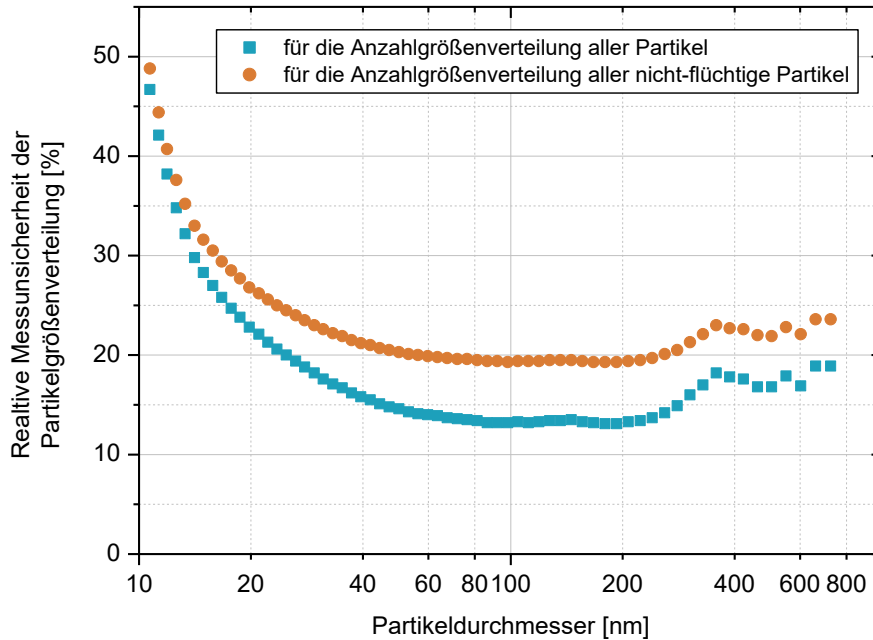


Abb. 6.2: Mittlere Messunsicherheit der mit einem SMPS gemessenen Partikelgrößenverteilung aller Partikel (Orange) und aller nicht-flüchtigen Partikel (Petrol).

Partikelgrößenbereich (nm)	Mittlere Unsicherheit der Messung aller Partikel (tPNSD) in diesem Bereich (%)	Mittlere Unsicherheit der Messung aller nicht-flüchtigen Partikel (nPNSD) in diesem Bereich (%)
10-20	29,8	33,0
20-30	20,2	24,6
30-50	16,0	21,3
50-70	14,0	19,9
70-100	13,3	19,4
100-200	13,4	19,5
200-500	16,5	21,7
500-800	17,9	22,9

Tab. 6.1: Mittlere relative Unsicherheiten der mit den SMPS-Instrumenten in SOURCE FFR measurements · modelling gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen. Angaben in den von der Modellierung und vom HLNUG verwendeten Partikelgrößenbereichen.

6.2 Gemessene Partikelgrößenverteilung

In diesem Abschnitt werden anhand von Beispielen die Variation und die Interpretation von im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling gemessenen Partikelanzahlgrößenverteilungen vorgestellt. Abbildung 6.3 zeigt den Zeitverlauf von tPNSD-Kurven für eine Woche als 30 min Mittelwerte gemessen im Parkfriedhof Heiligenstock. Zur Einordnung wurden die tPNSD-Kurven durch die drei Gesamtkonzentrationsstufen „niedrig“, „durchschnittlich“ und „hoch“ farblich gekennzeichnet, wobei die niedrigen tPNSD-Kurven teilweise durch die höheren tPNSD-Kurven überdeckt werden. In der Abbildung sieht man gut, dass es starke Unterschiede in der Höhe (Anzahlkonzentration) und der Form der tPNSD-Kurven gibt. Die Maxima in den UFP-Konzentrationen treten für den dargestellten Zeitraum vor allem bei geringen Windgeschwindigkeiten auf, was auf lokale Quellen in der Nähe des Messstandorts hindeuten kann.

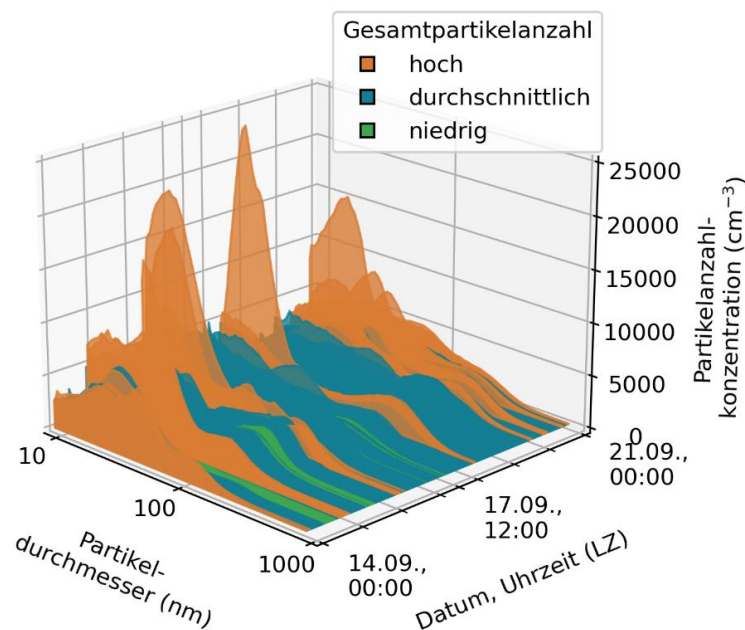


Abb. 6.3: Zeitverlauf der Anzahlgrößenverteilung aller Partikel gemessen in einer Septemberwoche im Parkfriedhof Heiligenstock. Dargestellte Partikelanzahlgrößenverteilungen ($dN/d\log D_p$) sind 30 min Mittelwerte für eine Woche in 2024.

Abbildung 6.4 zeigt für die Messungen im Parkfriedhof Heiligenstock (14.08. – 27.11.2024) und im A-Hof auf dem Flughafen Frankfurt (19.09. – 03.10.2023) gemessenen mittleren Anzahlgrößenverteilungen aller Partikel (Mediane und 25 % - 75 % Bereich). Die beiden Kurven überdecken in etwa den Wertebereich zwischen Messdaten an der größten UFP-Quelle in der Region bis zum weitesten entfernten Messstandort in dieser Studie. Wie in der Aerosolmesstechnik üblich, sind die Anzahlgrößenverteilungen, $dN/d\log D_p$, als Funktion der Variablen $\log(D_p)$ dargestellt. Die Aufintegration der beiden Mediankurven ergibt eine mittlere gesamte Partikelanzahlkonzentration aller Partikel im Bereich von ca. 9–850 nm Durchmesser von im A-Hof ca. 69.000 cm^{-3} und im Parkfriedhof Heiligenstock von ca. 4700 cm^{-3} .

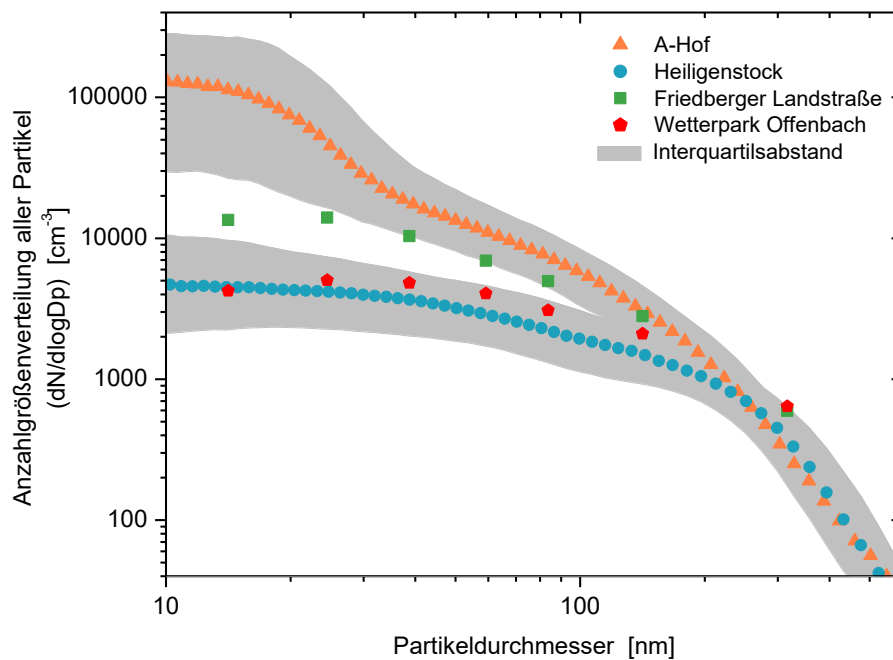


Abb. 6.4: Mittlere Anzahlgrößenverteilung aller Partikel gemessen im A-Hof (Orange) und im Parkfriedhof Heiligenstock (Petrol). Symbole repräsentieren den jeweiligen Median (50 %-Wert), die grau-schraffierten Bereiche Werte zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Perzentil, d. h. den Bereich, indem die mittleren 50 % aller Messwerte liegen. Rote und grüne Symbole repräsentieren UFP-Jahresmittelwerte des HLNUG an der Friedberger Landstraße und im Wetterpark Offenbach.

In Abb. 6.4 sieht man, dass die beiden Mediankurven oberhalb von 200 nm nur wenig voneinander abweichen. Dieser Partikelgrößenbereich ist durch den regionalen Hintergrund dominiert. Daher ist die Konzentration an beiden Standorten ähnlich. Unterhalb von 200 nm findet man im A-Hof deutlich höhere Median-Werte der Anzahlgrößenverteilung, insbesondere unterhalb von 20 nm sind die Werte bis zu 30-fach höher, was in Anbetracht der Nähe zu starken Emissionsquellen wie dem Flugzeug- oder dem Kfz-Verkehr nicht verwunderlich ist. Um dies einzuordnen: Damit liegen die im A-Hof gemessenen UFP-Anzahlkonzentrationen auch im 24/7-Mittel immer noch einen Faktor 10 über den an einer stark befahrenen Straße gemessenen UFP-Jahresmittelwerten (grüne Quadrate, UFP-Stundenmittel an der Friedberger Landstraße, Daten des HLNUG). Die Partikelanzahlgrößenverteilung im Parkfriedhof Heiligenstock und im Wetterpark Offenbach (rote Sterne, Daten des HLNUG) stimmen relativ gut überein, was verständlich ist, da beide Standorte als städtischer Hintergrund angesehen werden können.

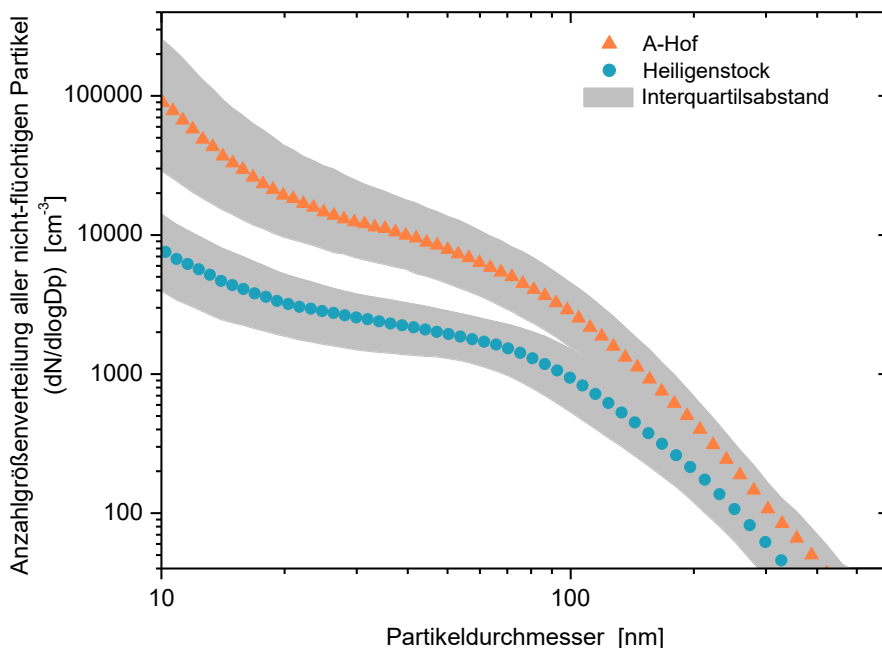


Abb. 6.5: Mittlere Anzahlgrößenverteilung aller nicht-flüchtigen Partikel gemessen im A-Hof (Orange) und im Parkfriedhof Heiligenstock (Petrol). Symbole repräsentieren den jeweiligen Median, die grau-schraffierten Bereiche Werte zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Perzentil, d. h. den Bereich, in dem die mittleren 50 % aller Messwerte liegen.

Abb. 6.5 zeigt in gleicher Skalierung wie in Abb. 6.4 die Anzahlgrößenverteilung der nicht-flüchtigen Partikel. Diese ist zu interpretieren als die Größenverteilung der Kerne in den Partikeln, die bei 300°C nicht verdampft sind, in diesem Größenbereich wahrscheinlich überwiegend Ruß. Man beachte, dass ursprünglich gemischte Partikel bei größeren Durchmessern durch das Verdampfen ihrer flüchtigen Hülle zu kleineren Durchmessern verschoben werden und dadurch die scheinbar paradoxe Situation auftreten kann, dass es z. B. wie in Heiligenstock unterhalb von ca. 15 nm mehr nicht-flüchtige Partikel gibt als die Anzahl aller Partikel bei diesen Durchmessern (Abb. 6.4). Dort häufen sich die Reste der ursprünglich größeren Partikel mit vielen verschiedenen Durchmessern an. Die mittlere Gesamtpartikelanzahl der nicht-flüchtigen Partikel ist in Heiligenstock mit ca. 3900 cm⁻³ aber kleiner als die aller Partikel mit 4700 cm⁻³, da einige Partikel auch komplett verdampfen⁵.

Die Kurven in Abb. 6.5 zeigen bimodale Verteilungen, wie sie häufig in Deutschland für nicht-flüchtige Partikel beobachtet werden (Engler et al., 2007, Birmili et al., 2010) und ein ähnliches Verhalten wie alle Partikel (Abb. 6.4). Oberhalb von 200 nm ist zwar ein kleiner Unterschied zwischen den beiden Messstandorten zu sehen, aber beide Kurven verlaufen doch parallel und nahe beieinander. Unterhalb von hier ca. 70 nm nimmt der Unterschied zwischen den beiden Standorten zu und ist für die kleinsten Partikel am größten, wobei der Faktor zwischen den beiden Kurven der nicht-flüchtigen Partikeln bei 10 nm mit einem Wert von 12 nicht ganz so hoch ist wie der bei allen Partikeln (Wert von 30). Dies liegt daran, dass Flugzeuge insbesondere flüchtige Partikel emittieren (vgl. AP1-Bericht).

⁵ Genauer heißt dies, dass ihr Durchmesser nach dem TD kleiner als 8-10 nm ist, der unteren Nachweisgrenze des CPCs.

Der in Abb. 6.4 sehr deutlich sichtbare Anstieg der Partikelanzahlkonzentration unterhalb von ca. 20 nm auf dem Flughafen Frankfurt im Gegensatz zu den anderen drei Messstandorten legt es nahe, darüber einen Indikator für vom Flughafen beeinflusste Luftmassen zu definieren. Hier wurde dafür das Verhältnis der Anzahl aller Partikel zwischen 10 nm und 20 nm Durchmesser (N_{10-20}), als primär durch die Flugzeugtriebwerke dominiert, zu der Anzahl aller Partikel zwischen 30 nm und 50 nm Durchmesser (N_{30-50}), als stark durch die andere große Partikelquelle in der Region, dem Kfz-Verkehr, beeinflusst gewählt. Abbildung 6.6 zeigt dieses Verhältnis für die Messungen an den verschiedenen SOURCE FFR measurements · modelling Messstandorten. Dabei wurde jeweils über alle verfügbaren Daten gemittelt, was bzgl. der Häufigkeit des Auftretens einzelner Windrichtung eine leichte Einschränkung der Aussagekraft ist. Dass die Partikel während des Transports wachsen, beeinflusst das gewählte Verhältnis ebenfalls leicht. Nichtsdestotrotz wird ein deutliches Bild sichtbar.

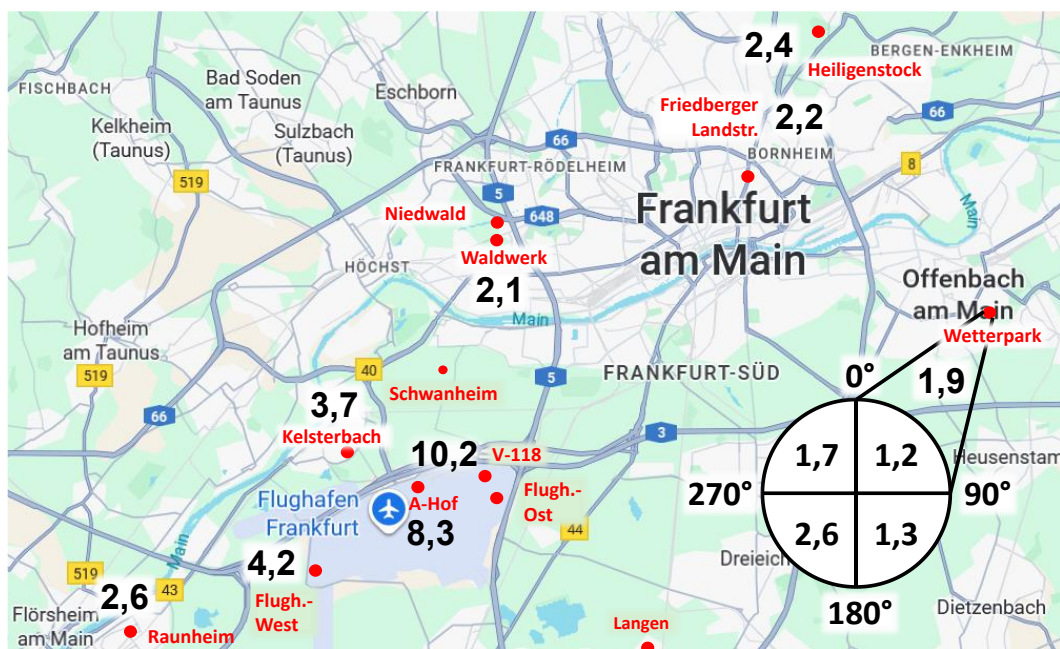


Abb. 6.6: Mittleres Verhältnis von N_{10-20}/N_{30-50} aller Partikel im Untersuchungsgebiet.
Hintergrundbild: © Google Kartendaten 2026.

Die höchsten N_{10-20}/N_{30-50} -Verhältnisse findet man auf dem Flughafengelände im A-Hof und an der Vorfeldposition V118. An der Station Flughafen-West ist das mittlere Verhältnis schon kleiner, da dieses bei der vorwiegenden Windrichtung Süd-West und damit mehr Hintergrundluft bei niedrigeren Werten liegt (s. u.). Die Werte in Kelsterbach und dann etwas weiter weg in Raunheim sind immer noch deutlich über 2,5 und spiegeln die relative Nähe zum Flughafen wieder. Die Messstandorte Waldwerk und Wetterpark Offenbach liegen etwas außerhalb der Hauptwindrichtungen und der Wetterpark ist auch deutlich weiter vom Flughafen entfernt und zeigt deshalb das niedrigste mittlere Verhältnis aller Messstandorte. Die Friedberger Landstraße und der Parkfriedhof Heiligenstock liegen wiederum in der Hauptwindrichtung, weswegen die Verhältniswerte dort höher sind, wenn auch in der Friedberger Landstraße durch den hohen Kfz-Anteil (N_{30-50}) etwas unterdrückt. Im Parkfriedhof Heiligenstock findet man trotz der größeren Entfernung aller Messstandorte zum Flughafen Frankfurt mit einem Wert von 2,4 noch ein größeres N_{10-20}/N_{30-50} -Verhältnis als am Waldwerk oder dem Wetterpark Offenbach außerhalb der Hauptwindrichtung.

In Abb. 6.6 wurde rechts unten im Bild exemplarisch für den Wetterpark Offenbach noch das N_{10-20}/N_{30-50} -Verhältnis aufgeteilt in vier 90° -Windsektoren eingezeichnet. Bei östlichen Winden (0° - 180°) aus weniger dicht besiedeltem Gebiet, liegt das Verhältnis sehr niedrig bis zu 1,2. In Richtung der Städte Offenbach und Frankfurt (270° - 360°) steigt der Wert auf 1,7 an, was darauf hindeutet, dass auch diese eine Quelle für N_{10-20} -Partikel sind. Trotz der deutlich weiteren Entfernung von fast 15 km zum Flughafen Frankfurt ist das N_{10-20}/N_{30-50} -Verhältnis im Flughafen-Windsektor aber immer noch am höchsten. Die gezeigten Verhältniszahlen erlauben keine Aussage darüber, wie groß der Anteil der vom Flughafen stammenden N_{10-20} -Partikel ist. Aber mittels des gemessenen N_{10-20}/N_{30-50} -Verhältnisses kann man die UFP-Emissionen vom Flughafen Frankfurt auch noch in 15 km aufzeigen.

Um z. B. für den Wetterpark Offenbach dennoch den Anteil der UFP vom Flughafen Frankfurt an allen UFP bestimmen zu können, wurde ein Ansatz gewählt, den das HLNUG in seinen bisherigen Berichten zu UFP in der Rhein-Main-Region bereits verwendet hat⁶. Dazu geht man davon aus, dass der UFP-Hintergrund am Tag (hier 5-23 h) in etwa so hoch ist, wie der UFP-Hintergrund bei Nacht (hier 23-5 h). Diese Annahme dürfte im Mittel einigermaßen gerechtfertigt sein, da nachts zwar die atmosphärische Grenzschicht niedriger ist (UFP dadurch höher konzentriert), umgekehrt der Kfz-Verkehr aber weniger UFP emittiert (niedrigere UFP-Konzentrationen) und diese beiden Effekte sich zu einem gewissen Grade aufheben. Weiterhin nimmt man an, dass in Windrichtung Flughafen der zusätzliche Beitrag an UFP am Tag alleine durch den Flughafen als dominierende UFP-Quelle in der Region hervorgerufen wird (s. Abb. 6.4). Damit lässt sich der UFP-Beitrag des Flughafens als Differenz der UFP-Konzentrationen am Tag zur UFP-Hintergrundkonzentration (Nacht = Tag) berechnen, wobei nur Messungen bei Wind aus Richtung Flughafen (hier 200° - 270°) betrachtet werden. Dieser Flughafen-UFP-Anteil beträgt für den Wetterpark Offenbach **ca. 12 %** aller im Jahr 2024 dort gemessenen UFP. Das bedeutet, dass in Hauptwindrichtung in ca. 15 km Entfernung vom Flughafen noch UFP-Beiträge vom Flughafen in der Größenordnung von ca. 10 % zu erwarten sind. In Abwesenheit von größeren Straßen in der unmittelbaren Umgebung des Messstandorts Wetterpark Offenbach ist die Anzahlkonzentration der restlichen UFP je nach Windrichtung durch den städtischen oder den regionalen Hintergrund bestimmt und nicht durch eine spezifische Quelle. In wieweit diese Ergebnisse Aussagen des Ausbreitungsmodells stützen, muss sich dann zeigen und wird im ausstehenden AP₃-Bericht dargestellt.

7 Messung von Ruß

Rußpartikel (schwarzer Kohlenstoff und im Englischen deshalb als „black carbon“ (BC) bezeichnet) stellen eine wichtige Untergruppe von atmosphärischen Aerosolpartikeln dar. Rußpartikel entstehen überwiegend aus Verbrennungsprozessen. Dieser Ursprung zusammen mit ihrer fraktalen Morphologie macht sie häufig zu einem Träger von Substanzen, die toxisch oder kanzerogen sein können. Deshalb wurde an den Messstandorten in SOURCE FFR measurements · modelling auch die Rußmassenkonzentration gemessen. Diese kann über verschiedene physikalische Messmethoden bestimmt werden. Geschieht die Bestimmung wie in dieser Studie mittels Abscheidung der Partikel auf einem Filter

⁶ <https://www.hlnug.de/themen/luft/luftqualitaet/sondermessprogramme/ultrafeine-partikel>

und anschließender Lichtabsorptionsmessung (filter absorption photometer), wird der gewonnene Parameter als äquivalente Rußmassenkonzentration (Engl.: equivalent black carbon mass concentration oder eBC) bezeichnet.

Auch wenn Ruß nicht explizit in der Ausbreitungsmodellierung betrachtet wird, kann mit Hilfe der gemessenen und modellierten Anzahlgrößenverteilung der nicht-flüchtigen Partikel eine Näherungsparameter berechnet werden, der ein Rußäquivalent im Modell darstellt. Zur Berechnung des Rußäquivalents im Modell bestimmt man zunächst aus der gemessenen Anzahlgrößenverteilung der nicht-flüchtigen Partikel das Volumen der nicht-flüchtigen Partikel. Dieses korreliert im städtischen Hintergrund sehr gut mit der gemessenen Rußmassenkonzentration (Birmili et al., 2009). Die dabei gewonnene Korrelationsfunktion bzw. deren Mittelwert von verschiedenen Messstandorten kann auf die modellierten Volumen der nicht-flüchtigen Partikel angewendet und somit ein Rußäquivalent im Modell bestimmt werden. Da sich das Volumen der nicht-flüchtigen Partikel für alle Gitterzellen des Modells berechnen lässt, kann dadurch überall im Modell eine Rußmassenkonzentration bestimmt werden, die letztendlich für die Analysen in der UFP-Wirkungsstudie herangezogen werden kann.

7.1 Messgeräte und Messunsicherheiten - Rußmessungen

Für die eBC-Messungen wurden an den Messstandorten vor allem zwei Gerätetypen eingesetzt: Das Multi Angle Absorption Photometer (MAAP, Thermo Electron Cooperation) und Aethalometer, vom Modell AE33 und AE36 (Magee Scientific) oder AE51 (AethLabs). Die genannten Gerätetypen messen die Lichtabsorption der deponierten Aerosolpartikel bei verschiedenen Wellenlängen. Bei geeigneter Wahl der Wellenlänge ist die Annahme gerechtfertigt, dass Ruß der einzige Absorber ist und somit die äquivalente Rußmassenkonzentration über den Massen-Absorptionsquerschnitt von Ruß bestimmt werden kann. Diese Messmethode ist bisher noch nicht rückführbar. Entsprechende Arbeiten laufen gerade, die Methode ist aber gängiger Standard, u. a. auch in großen Netzwerken wie der Atmosphären-Forschungsinfrastruktur ACTRIS. Folglich setzt sich die Unsicherheit der bestimmten Rußmassenkonzentration aus den Unsicherheiten der Volumenstrommessung (3 %), der Lichtabsorptionsmessung (20-35 %, je nach Gerätetyp) und des Massen-Absorptions-Querschnitts von Ruß zusammen. Insbesondere Letzterer ist sehr unsicher im Bereich von ca. -40 % bis + 80 % da sich die optischen Eigenschaften von Ruß je nach Quelle unterscheiden können und der Mischzustand der rußhaltigen Aerosolpartikel in der Region Frankfurt aber nicht bekannt ist. Die eingesetzten AE33-Geräte verwendeten bei der Messung die üblichen Werte für den Mehrfachstreuparameter von 1,39 und für den Massenabsorptionsquerschnitt von 7,77. Das eingesetzte MAAP wurde auf Grund der anderen Wellenlänge mit einem Massenabsorptionsquerschnitt von 6,6 betrieben. Die Gesamtunsicherheit der eBC-Messungen im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling werden dementsprechend auch durch die Unsicherheit des Massen-Absorptionsquerschnitts von Ruß dominiert und beläuft sich (nach Gauß'scher Fehlerfortpflanzung) auf **45-87 %**.

7.2 Gemessene Rußmassenkonzentrationen

Eine beispielhafte Messreihe für die äquivalente Rußmassenkonzentration ist in Abb. 7.1 gezeigt. Diese Daten wurden von DLR-VT mittels Aethalometer (AE33) während der Immissionsmessungen im Wetterpark Offenbach erhoben. Den eBC-Werten (linke Skala, petrole Linie) stehen die vom HLNUG ebendort gemessenen PM10-Konzentrationen (rechte Skala, orangene Linie) gegenüber. Es zeigt

sich, dass eBC und PM₁₀ in weiten Teilen demselben Trend folgen, wobei die absoluten PM₁₀-Konzentrationen wie erwartet deutlich höher sind, da eBC lediglich eine von mehreren PM₁₀-Komponenten darstellt. Die Messstation im Wetterpark Offenbach repräsentiert den städtischen Hintergrund und liegt in einiger Entfernung zu großen Emissionsquellen (vgl. Abschn. 4.1), weswegen sich kein deutlicher Tages- oder Wochengang zeigt. Dennoch finden sich vermehrt lokale Maxima in den frühen Abendstunden (vgl. gestrichelte, vertikale Linien, die 16:00 Uhr in Abb. 7.1 entsprechen), was in Feierabendverkehr und/oder vermehrtem Heizen begründet liegen könnte. Besonders hervorzuheben in dieser Messreihe sind die Weihnachtsfeiertage und die Silvesternacht. Die hohen Rußmassenkonzentrationen während der Feiertage könnten auf verstärkten Hausbrand zurückzuführen sein, der werktags keine so große Rolle spielt. Zum Jahreswechsel zeigt sich kurzzeitig eine stark erhöhte PM₁₀-Konzentration, wobei eBC kaum erhöht ist. Dies lässt sich dadurch erklären, dass der durch Pyrotechnik emittierte Feinstaub zum Großteil aus anorganischen Salzen besteht. Folgerichtig wird dieser vom Aethalometer nicht erfasst, was die Robustheit der Messmethodik unterstreicht.

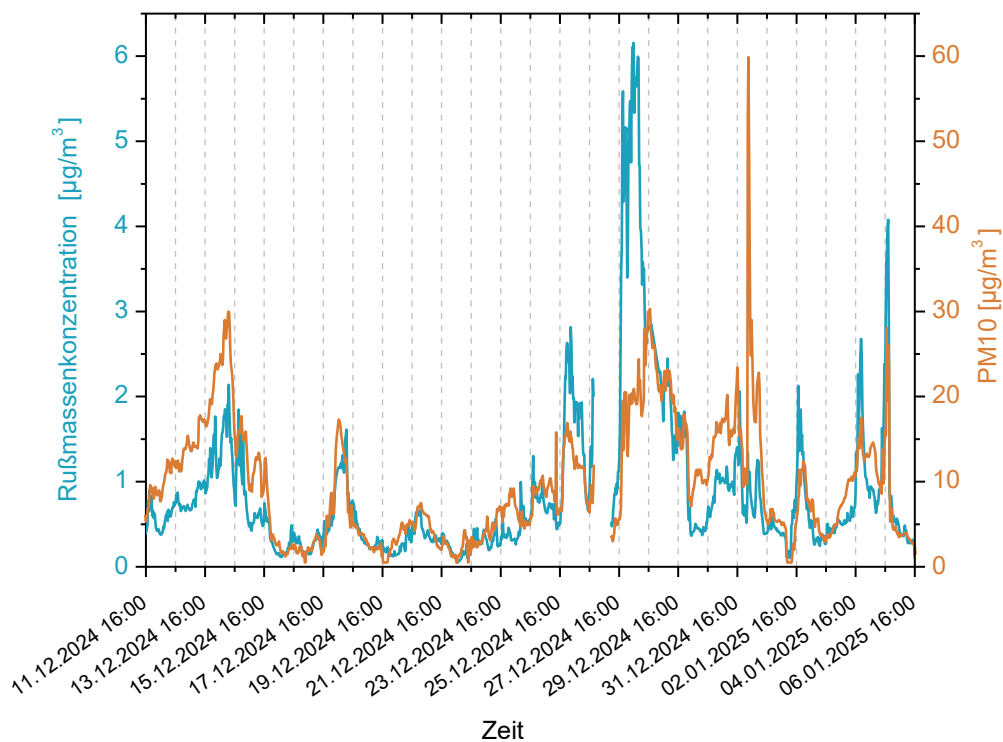


Abb. 7.1: Zeitlicher Verlauf der äquivalenten Rußmassen- (eBC) und PM₁₀-Konzentration am Messstandort Wetterpark eBC wurde von DLR-VT gemessen, PM₁₀-Daten stammen vom HLNUG-Messdatenportal.⁷

Um den Beitrag der Flughafenemissionen zur Rußmassenkonzentration in der Atmosphäre einordnen zu können, ist in Abb. 7.2 die im Juni und Juli 2024 in Schwanheim gemessene äquivalente Rußmassenkonzentration dargestellt. Die gemessenen Werte wurden dafür in die vier Windsektoren Ost (45°-135°), Süd (135°-225°), West (225°-315°) und Nord (315°-45°) aufgeteilt.

⁷ <https://www.hlnug.de/messwerte/datenportal/messstelle/2/1/0608/44,83>

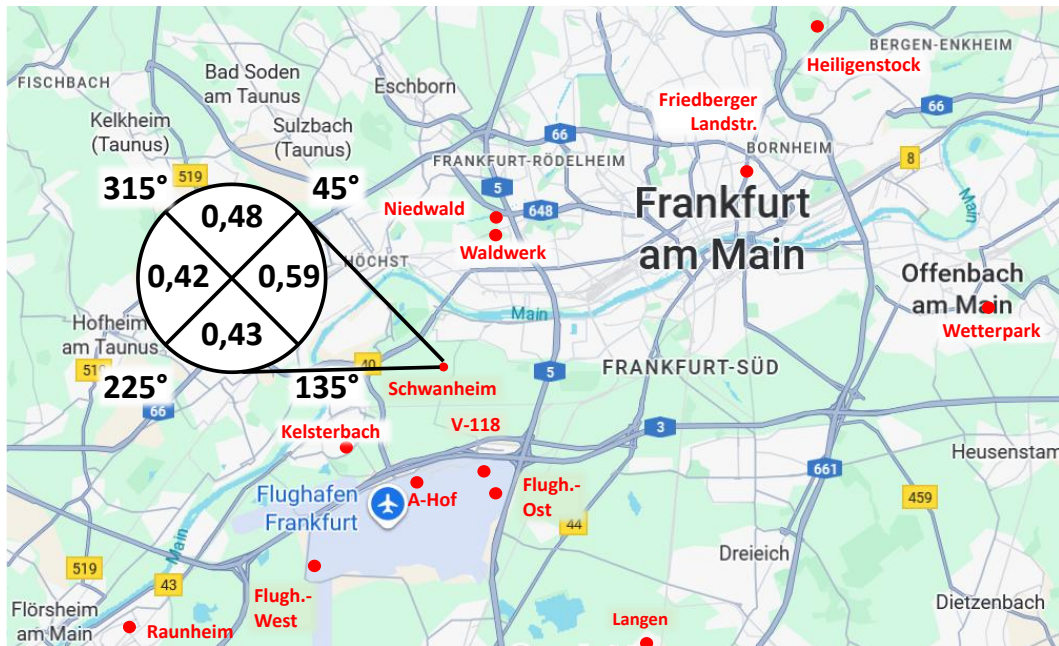


Abb. 7.2: Windrichtungsabhängige äquivalente Rußmassenkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen im Juni/Juli 2024 in Schwanheim. Hintergrundbild: © Google Kartendaten 2026.

Die gemessenen eBC-Mittelwerte sind relativ ähnlich mit $0,42 - 0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nur der Wert im Ostwindsektor ist mit $0,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erhöht. Generell sind Ostwindlagen in Deutschland oft mit höheren Partikelmassenkonzentrationen verbunden. Die Analyse des eBC-Tagesgangs für den Ostwindsektor zeigt allerdings ein Maximum morgens zwischen sechs und acht Uhr, was ein deutlicher Hinweis auf den Kfz-Verkehr in der Stadt Frankfurt als Ursache für die erhöhten eBC-Werte bei dieser Windrichtung ist. Dazu passt, dass der Nordwindsektor, der auch Luftmassen aus Frankfurt enthält, die zweithöchste gemessene mittlere Rußmassenkonzentration aufzeigt. Im Vergleich zu Werten im Winter (s. Abb. 7.1) sind die Rußmassenkonzentrationen niedriger, da der Hausbrand als wichtigste Quelle weitgehend fehlt und auch die atmosphärische Grenzschicht im Sommer höher ist. Abb. 7.2 zeigt auch für den Südsektor keine erhöhten Rußmassenkonzentration. In Anbetracht der kurzen Entfernung zwischen dem Messstandort und dem Flughafen Frankfurt von nur 2,5 km liegt der Schluss nahe, dass der Flughafen Frankfurt im Gegensatz zur UFP-Anzahlkonzentration (Abb. 7.4) für die Rußmassenkonzentration keine größere Quelle von regionaler Bedeutung ist. Ähnliche Ergebnisse wurden auch in Studien an anderen Flughäfen gefunden.

8 Chemische Charakterisierung von UFP

Die chemische Charakterisierung der UFP zielte darauf ab die räumliche Verteilung der Flughafenemissionen in der Region anhand der Messung von Triebwerksölen als eindeutige Markerverbindungen zu untersuchen. Dazu wurde eine quantitative Analyse von zwei unterschiedlichen synthetischen Ester-Grundstoffen durchgeführt, die in Triebwerksölen verwendet werden. Aufgrund der Relevanz für die lokale Luftqualität wurden ebenfalls die UFP-Konzentrationen von Sulfat, Nitrat und PAK bestimmt, die aus verschiedenen Verbrennungsquellen (Verkehr, Heizung, Industrie) emittiert werden können. Die Probenahme von Partikeln mit Durchmessern von 10-100 nm erfolgte an insgesamt fünf Standorten, die sich sowohl in ihrer Entfernung als auch in ihrer Orientierung zum Flughafengebiet unterschieden. Die Probenahmen erfolgten sowohl im Sommer als auch im Winter und an drei

Messstationen parallel, um mögliche saisonale Schwankungen zu erfassen und die räumliche Ausdehnung und Abhängigkeit von der Windrichtung zu bewerten. Da verschiedene, aber bauähnliche Typen von Impaktoren (Partikelsammler) zur Probenahme verwendet wurden, wurde die Sammeleffizienz aller drei verwendeten Instrumente im Rahmen einer vorausgehenden Kampagne verglichen.

8.1 Probenahmekampagnen

Die Probenahme von Impaktorproben erfolgte im Jahr 2023 und 2024 im Rahmen von insgesamt fünf Einzelkampagnen (s. Tab. 8.1). Diese Kampagnen wurden geplant, um die regionale Verteilung der Flugzeugemissionen von der Quelle in der Nähe der Start- und Landebahnen des Flughafens bis zu 16 km weit entfernten Orten zu untersuchen. Weiterhin wurden die drei Impaktoren im Rahmen einer Vergleichskampagne charakterisiert. Die erste Kampagne fand 2023 statt, innerhalb derer UFPs direkt auf dem Vorfeld des Flughafengeländes in der Nähe der Start- und Landebahnen (A-Hof) beprobt wurden. Über einen Zeitraum von drei Wochen von September bis Oktober wurden insgesamt 28 Proben gesammelt. Für die Probenahme wurde ein Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor verwendet (NanoMOUDI; Modell 115, MSP, Minneapolis, MN, USA), der in der Lage ist, UFPs von 10 bis 100 nm auf vier Impaktorstufen zu sammeln. Insgesamt besteht das System aus einem 13-stufigen Impaktor, wobei auf den vier unteren Stufen Partikel der Größe von 10-18, 18-32, 32-56 und 56-100 nm abgeschieden werden. UFPs wurden auf den vier unteren Stufen auf zuvor ausgeheizten Aluminiumfolien (TSI; $\text{Ø} \times \text{THK}$: $47 \times 0,015$ mm) abgeschieden. Die Folien auf den übrigen Stufen wurden mit Silikon beschichtet, um ein Abprallen größerer Partikel auf die unteren Stufen zu verhindern (Eckenberger et al., 2025). Diese Art von Probenahme wird häufig für die chemische Charakterisierung und Toxizitätsbewertung von UFPs verwendet (Kumar et al., 2021) und wurde bereits von Partnern des Konsortiums für die Sammlung von Flughafen-UFPs eingesetzt (Ungeheuer et al., 2021; Ungeheuer et al., 2022). Die Stufe 56–100 nm wurde mit einer gemessenen Durchflussrate von $1,38 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ betrieben, die drei nächstniedrigeren Stufen mit $0,6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Drei nicht beprobte Aluminiumfolien wurden als Blankproben für die Hintergrundkorrektur verwendet.

Die weiteren Messkampagnen zielten darauf ab, die Verteilung der Flughafenemissionen in der Region unter Berücksichtigung saisonaler Schwankungen zu untersuchen. Im Rahmen dieser Kampagnen konnten jeweils 60 Proben mit drei verschiedenen NanoMOUDI-Sammlern genommen werden. Neben dem bereits erwähnten Impaktor (Modell 115) mit einer Durchflussrate von $1,62$ und $0,6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ wurden ebenfalls zwei NanoMOUDI-II-Sammlern eingesetzt, jeweils ein 122R- und 125R-Modell (TSI Incorporated, Shoreview, MN, USA), die mit $1,5$ bzw. $0,57 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ Volumenfluss betrieben wurden. Die zuvor erwähnten Aluminiumfolien wurden bei allen Impaktoren verwendet, nur das 125R-System verwendete zusätzlich 90-mm-Folien auf den drei unteren Stufen (TSI; $\text{Ø} \times \text{THK}$: $90 \times 0,015$ mm). Beide Substrattypen wurden auf die gleiche Weise behandelt. Im Rahmen dieser beiden Kampagnen befanden sich die Probenahmestellen im Rhein-Main-Gebiet in Entfernungen von 3 km (Schwanheim), 6 km (Raunheim) und 14 km (Riedberg) zum Frankfurter Flughafen. In der letzten Kampagne wurde der 122R-Impaktor nordöstlich des Frankfurter Flughafens in einer Entfernung von ~16 km (Station Heiligenstock) eingesetzt. Nach der Probenahme wurden alle Proben in Glas-Petrischalen bei -20 °C gelagert, um eine nachfolgende chemische Umwandlung der Proben zu verhindern. Im Rahmen der Kampagnen wurden alle Impaktoren mit einem PM₁-Zyklon ausgestattet, um Partikel $> 1 \text{ }\mu\text{m}$ vorab abzutrennen und so eine Partikelüberlastung der oberen Stufen aufgrund der verlängerten Probenahme-

zeiten (~72 h) zu verhindern. Insgesamt wurden im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling **220 Proben** gesammelt und analysiert, inklusive der Kampagne zum Vergleich der verschiedenen NanoMOUDI-Sammler.

8.2 Quantifizierung von UFP-Inhaltsstoffen

8.2.1 Triebwerksöle

Vor der Analyse wurden alle Proben gewogen und für die verschiedenen Untersuchungen geteilt. Für die zweistufige Extraktion der Proben zur Analyse der Triebwerksöle wurde ein Viertel jeder Probe genutzt und mit Methanol extrahiert. Da aufgrund der unterschiedlichen Impaktoren zwei verschiedene Substratgrößen (47 & 90 mm) eingesetzt wurden, musste die Extraktionsmethode angepasst werden. Beide Extraktionsmethoden wurden anhand der Wiederfindungsrate der Triebwerksölverbindungen ($C_{27-37}H_{48-68}O_8$) bewertet. Die Ergebnisse zeigen eine Abweichung von < 20 % zwischen beiden Methoden hinsichtlich der quantifizierten Ölmasse. Die Quantifizierung der Triebwerksöle erfolgte mittels Flüssigkeitschromatographie (Vanquish Flex, Thermo Fisher Scientific) und Heated Elektrospray Ionisation (HESI) in Verbindung mit einem hochauflösenden Orbitrap-Massenspektrometer (HRMS) (Q Exactive Focus Hybrid Quadrupole-Orbitrap, Thermo Fisher Scientific) als Detektor. Die chromatographische Trennung erfolgte mittels Umkehrphasen-Chromatographie unter Anwendung eines Lösungsmittel-Gradienten. Ultrareines Wasser (Milli-Q® Reference A+, Merck) und Methanol (Optima®, Thermo Fisher Scientific) wurden als UHPLC-Lösungsmittel verwendet. Die Ionisierung für die massenspektrometrische Detektion wurde mittels HESI im positiven Polaritätsmodus durchgeführt. Um Strukturinformationen der einzelnen Moleküle zu gewinnen, wurden diese zusätzlich fragmentiert (dd-MS²). Eine detaillierte Beschreibung der Methode ist in Ungeheuer et al. (2021) zu finden.

Die Quantifizierung der einzelnen Ölverbindungen ($C_{25-40}H_{44-74}O_8$ & $C_{26-36}H_{48-68}O_6$) erfolgte durch externe Kalibrierung unter Verwendung von Pentaerythritoltetrahexanoat ($C_{29}H_{52}O_8$, 95 %, Carbosynth Ltd) als Standard. Durch zusätzliche Messungen mit einem spezifischen Aerosoldetektor (CAD) konnten Unterschiede in den Ionisierungseffizienzen der Esterverbindungen ($C_{27-34}H_{48-62}O_8$) von < 30 % festgestellt werden. In den Atmosphärenwissenschaften ist die Verwendung von Stellvertreterverbindungen üblich, da authentische Standards häufig nicht verfügbar sind, was zu Signalabweichungen von bis zu zwei Größenordnungen führen kann (Ma et al., 2022; Brüggemann et al., 2019). Um die Identität der gemessenen Ölverbindungen zweifelsfrei zu bestätigen, wurden zusätzlich Verdünnungen von verschiedenen kommerziellen Triebwerksölen (Mobil Jet™ Oil II (Exxon Mobil, Irving, TX, USA), Turbo Oil 2380 (Eastman, Tennessee, USA) gemessen. Diese bestehen hauptsächlich aus fünf verschiedenen Verbindungstypen (w/w = Massenanteile): Pentaerythritolester ($C_{25-40}H_{44-74}O_8$; >90 % w/w) oder Trimethylolpropanester ($C_{26-36}H_{48-68}O_6$; >90 % w/w) als Grundsubstanz und den Additiven N-Phenyl-1-naphthylamin ($C_{16}H_{13}N$; <2,5 % w/w), alkyliertes Diphenylamin ($C_{28}H_{43}N$) und Tricresylphosphat ($C_{21}H_{21}O_4P$; <3 % w/w). Diese spezifischen organischen Verbindungen können als molekulare Marker zur Verfolgung von Flugzeugemissionen verwendet werden (Fushimi et al., 2019). In dieser Studie lag der Fokus auf der Analyse der synthetischen Ester-Grundstoffe, aus denen die Öle hauptsächlich bestehen.

8.2.2 Sulfat und Nitrat

Sulfat und Nitrat wurden aus einem Viertel der Impaktorfolien unter Verwendung von 0,5 und 0,7 ml Milli-Q-Wasser für 47-mm- bzw. 90-mm-Folien extrahiert. Der Extraktionsprozess bestand aus 15 Minuten Schütteln, gefolgt von 15 Minuten Ultraschallbehandlung und weiteren 15 Minuten Schütteln. Die wässrigen Extrakte wurden mit Spritzenfiltern einer Porengröße von 0,45 µm (Acrodisc CR 4 mm, Pall Corporation, USA) gefiltert, bevor sie mittels Ionenchromatographie (ICS-6000 SP, Dionex, Sunnyvale, USA) gemessen wurden. Um die Hintergrundkonzentrationen zu minimieren, wurden die Spritzenfilter vor der Verwendung mit 1 ml Milli-Q-Wasser und anschließend mit 1 ml Methanol vorgeeignet. Für jede Messsequenz wurde eine Kalibrierung mit einer Zehn-Punkte-Kalibrierkurve durchgeführt, die den gesamten Konzentrationsbereich der Proben abdeckte. Weitere Einzelheiten zur Analyse wasserlöslicher anorganischer Ionen in Aerosolpartikeln sind in früheren Veröffentlichungen enthalten (Fomba et al., 2014; van Pinxteren et al., 2009).

8.2.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Quantifizierung der PAK, erfolgte direkt von den Impaktorfolien mittels Curiepunkt-Pyrolyse Gaschromatographie-Massenspektrometrie (CPP-GC/MS). Dafür wurde ein Viertel der Aluminiumfolie in eine Fe/Ni Curie-Punkt-Folie eingewickelt und in den Curiepunkt-Pyrolsator JPS-350 (Japan Analytical Industry, Ltd.) eingelegt, der als schneller Thermodesorber dient. Die Probe wird im Curiepunkt-Pyrolsator in Heliumatmosphäre bei 510 °C verdampft und anschließend gaschromatographisch getrennt und anhand charakteristischer Massenspuren quantifiziert. Das verwendete GC-MS-System ist ein AGILENT 6890 N GC/5973 MSD, welches für jede Messsequenz mit authentischen Standards kalibriert wurde. Details zur Methodik finden sich in Neusüß et al. (2000).

8.3 Nachweisgrenze und Messunsicherheit

8.3.1 Triebwerksöle

Die Nachweisgrenze (NWG) und Bestimmungsgrenze (BG) von Pentaerythritoltetrahexanoat ($C_{29}H_{52}O_8$; 95 %, Carbosynth Ltd) für das genutzte Messsystem wurde anhand der externen Kalibrierung für jede Probenahmekampagne einzeln gemäß der DIN-Norm 32645 bestimmt. Die Nachweisgrenze ist die geringste Konzentration einer Substanz oberhalb derer man sie in einer Probe nachweisen kann. Die Bestimmungsgrenze ist die Konzentration oberhalb derer verlässliche quantitative Aussagen getroffen werden können (hier mit 95% Wahrscheinlichkeit). Zur Quantifizierung wurden im Rahmen der Kampagnen jeweils zwischen acht und neun Konzentrationen im Bereich von 1×10^{-5} bis $1 \times 10^{-1} \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$ kalibriert. Die NWG von Pentaerythritoltetrahexanoat wurde mit 0,003 bis 0,016 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$ und die BG mit 0,007 bis 0,05 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$ für die einzelnen Kampagnen bestimmt. Um die NWG und BG unter Annahme eines durchschnittlichen Luftprobenvolumens von 40 m^3 zu erreichen (bezogen auf ein Extraktionsvolumen von 60–75 µl), was relativ gut mit den Sammelvolumina der kleineren Partikelgrößen für zwei der drei Impaktoren übereinstimmt, liegt die NWG und BG in der Außenluft bei 6–30 $\text{pg } \text{m}^{-3}$ bzw. 14–94 $\text{pg } \text{m}^{-3}$. Diese Berechnung basiert jedoch auf der Annahme, dass während der Probenahme keine Partikelverluste auftreten.

Die Bestimmung der UFP-Triebwerksölkonzentration mit Hilfe externer Kalibrierung unterliegt einer Messunsicherheit. Mehrere mögliche Quellen statistischer Unsicherheit wurden identifiziert und mittels Gauß'scher-Fehlerfortpflanzung berücksichtigt. Für die Quantifizierung der Impaktorproben

wurde der Variationskoeffizient der externen Kalibrierung jeder einzelnen Probenahmekampagne verwendet. Weiterhin wurden auch Unterschiede in den Ionisierungseffizienzen zwischen Pentaerythritoltetrahexanoat und weiteren Esterverbindungen ($C_{27-34}H_{48-62}O_8$), wie oben beschrieben, berücksichtigt. Eine Unsicherheit von 30 % wurde deshalb für die durchgeführten Laborarbeiten angenommen. Darüber hinaus unterliegt die eigentliche Partikelsammlung einer Unsicherheit, die Partikelgrößenabhängig ist und bisher in der Literatur noch nicht bestimmt wurde. Basierend auf den Vergleichsmessungen im Projekt am Riedberg kann eine ungefähre Unsicherheit der UFP-Sammlung aber mit 50 % abgeschätzt werden. Durch Berücksichtigung der beiden Unsicherheiten und Gauß'scher Fehlerfortpflanzung ergibt sich eine durchschnittliche relative Messunsicherheit für die UFP-Triebwerksöl-Konzentrationen von **58 %**.

8.3.2 Nitrat und Sulfat

Um die Datenqualität sicherzustellen, wurden zahlreiche Blindproben gemessen, darunter Wasserblindproben, Materialblindproben und Geräteblindproben, um das Vorhandensein möglicher Verunreinigungen durch Extraktionswasser, Labormaterialien und das IC-System zu bewerten. Von den Probenmessungen wurde die durchschnittliche Konzentration von Prozessblindproben, die die betrachteten Arten möglicher Verunreinigungen beinhalten, abgezogen. Die durchschnittlichen Konzentrationen der Prozessblindproben betragen $0,011 \text{ mg L}^{-1}$ für Sulfat und $0,004 \text{ mg L}^{-1}$ für Nitrat. Die NWG, die als das Dreifache der Standardabweichung der Prozessblindprobe definiert wurde, betrug $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ für Sulfat und $0,0004 \text{ mg L}^{-1}$ für Nitrat. Das quantitative Nachweisvermögen der IC-Methode ist v.a. durch Hintergrundverunreinigungen der verwendeten Labormaterialien und Reagenzien bestimmt und weniger durch das Detektionsvermögen des Leitfähigkeitsdetektors. Daher wurden im Vorfeld der Messungen verschiedene Materialien wie Vials zur Extraktion und Spritzenfilter zur Extraktfiltration auf ihre Blindwerte untersucht und die Materialien mit den niedrigsten Werten für die UFP-Proben verwendet.

Die Messunsicherheiten für Sulfat und Nitrat wurden aus wiederholten Messungen von Standardlösungen bekannter Konzentration bestimmt und betragen 3 % bzw. 6 %. Unsicherheiten aus der Probenvorbereitung im Labor wurden mit 10 % abgeschätzt. Die Kombination der Unsicherheiten ergibt eine typische Gesamtmessunsicherheit für die Laborarbeiten von 10 % für Sulfat und 12 % für Nitrat. Auch hier muss wieder zusätzlich noch die Unsicherheit der UFP-Sammlung von 50 % berücksichtigt werden, die klar dominiert und zu einem Gesamtfehler von ca. **51 %** bei der Bestimmung von Sulfat führt. Für Nitrat kann darüber hinaus eine zusätzliche Unsicherheit auftreten, da Nitrat, im Gegensatz zu Sulfat, aufgrund der semi-flüchtigen Natur von Ammoniumnitrat potenziell anfällig für Verdampfungs- und Adsorptionsartefakte während der Probenahme ist.

8.3.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Ähnlich wie bei den Ionen ist auch das Nachweisvermögen der CPP-GC/MS Methode überwiegend durch Blindwerte der verwendeten Curiepunkt-Folien dominiert und nicht durch die eigentliche massenspektrometrische Detektion. Die NWG wurde auch hier als das Dreifache der Standardabweichung mehrerer Prozessblindproben definiert und lag je nach betrachtetem PAK zwischen $0,02$ und $0,65 \text{ ng}$. Die Messunsicherheiten im Labor wurden ähnlich wie für die Ionen abgeschätzt und lagen im

Bereich 15 – 20 %. Unter Berücksichtigung der Unsicherheit der UFP-Sammlung ergibt sich eine Gesamtunsicherheit der PAK-Massenbestimmung in UFP von **52 % – 54 %**.

8.4 Vergleich der NanoMOUDI Sammeleffizienzen

Um die Effizienz aller drei verschiedenen Impaktoren zu vergleichen, wurden über einen Zeitraum von zwei Wochen 48 Proben gesammelt, während die Impaktoren parallel betrieben wurden. Diese wurden zusammen in einem Messcontainer installiert, wobei jeder Impaktor einen eigenen identischen Einlass verwendete (Abb. 8.1). Um eine für die Analysen ausreichende UFP-Partikelmasse an der Station Riedberg zu sammeln, variierten die Probenahmezeiten zwischen 66 und 94 Stunden. Anschließend wurden die Triebwerksöl- ($C_{25-40}H_{44-74}O_8$) sowie die Sulfat- und Nitratmasse quantifiziert (Abb. 8.2) und verglichen.

Beim stufenweisen Vergleich der Konzentrationen für Triebwerksöle, Sulfat und Nitrat zwischen den beiden NanoMOUDIs (Modell 115 & 122R) zeigen sich teilweise deutliche Abweichungen, allerdings ohne klaren Trend. Die beiden Impaktoren 122R und 115 weisen im Vergleich zum Modell 125R unterschiedliche Konstruktionen auf, wobei das Modell 115 über einen Bypass für die drei kleinsten Stufen verfügt, während das Modell 122R größere Stufen mit mehr Düsen aufweist, um auch auf den letzten drei Stufen eine Durchflussrate von 30 L min^{-1} zu erreichen. Dies kann jedoch nicht die Abweichungen zwischen den drei Analyten für jeden Impaktor erklären. Eine Erklärung könnte sein, dass die unterschiedliche chemische Zusammensetzung und damit die Morphologie der abgeschiedenen Partikel unterschiedliche Auswirkungen hat, wobei Ölpartikel klebriger sind und daher geringere Übertragungsraten von den größeren zu den kleineren Stufen aufweisen. Nitrat aus Ammoniumnitrat hingegen kann aufgrund des semi-flüchtigen Charakters während der Probenahme durch Evaporation verloren gehen.

Der Einfluss der chemischen Zusammensetzung und der Partikelmorphologie auf die UFP-Probenahmeeffizienz wurde auch von Eckenberger et al. (2025) erwähnt, die einen Vergleich zwischen verschiedenen UFP-Impaktoren durchgeführt haben. Aufgrund des nicht eindeutigen Trends zwischen den verschiedenen chemischen Spezies und den unbekanntenen Ursachen der Abweichungen zwischen den Impaktoren, wurde darauf verzichtet, Korrekturfaktoren aus der Vergleichskampagne auf die Konzentrationen der Immissionskampagne anzuwenden. Durch die teilweise sehr hohe Variabilität der Abweichungen zwischen den drei Impaktormodellen wäre nicht gewährleistet, dass mittlere Korrekturfaktoren tatsächlich zu vergleichbareren Messwerten an den drei Immissionsstandorten führten. Stattdessen werden die Konzentrationen wie gemessen berichtet, wobei die hohe Unsicherheit der Sammlung ultrafeiner Partikel mit leicht unterschiedlichen Probenehmern bei den Auswertungen berücksichtigt werden muss.



Abb. 8.1: Vergleichsmessungen der drei verschiedenen NanoMOUDI-Sammler im Rahmen einer Kampagne am Standort Riedberg (25.01. – 08.02.2024). Das Foto zeigt den Aufbau innerhalb des Messcontainers, wobei für jeden Impaktor ein eigener identischer Einlass verwendet wurde. Foto: ©IAU-GUF

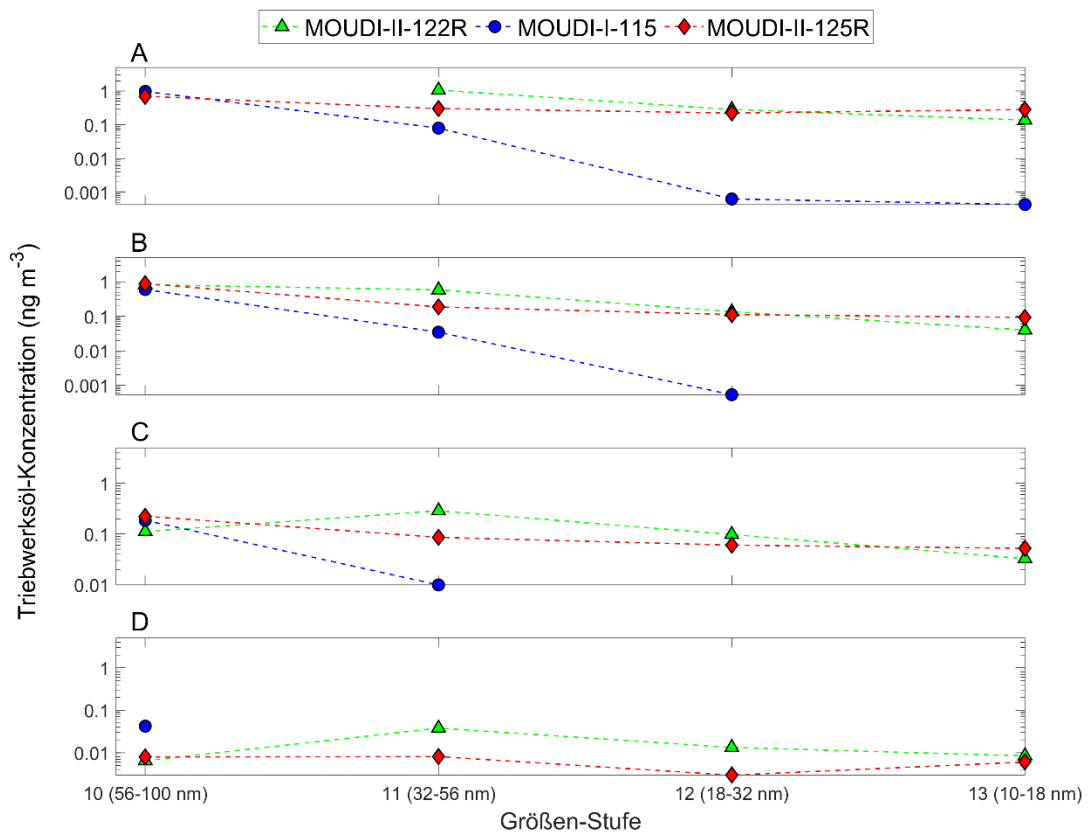
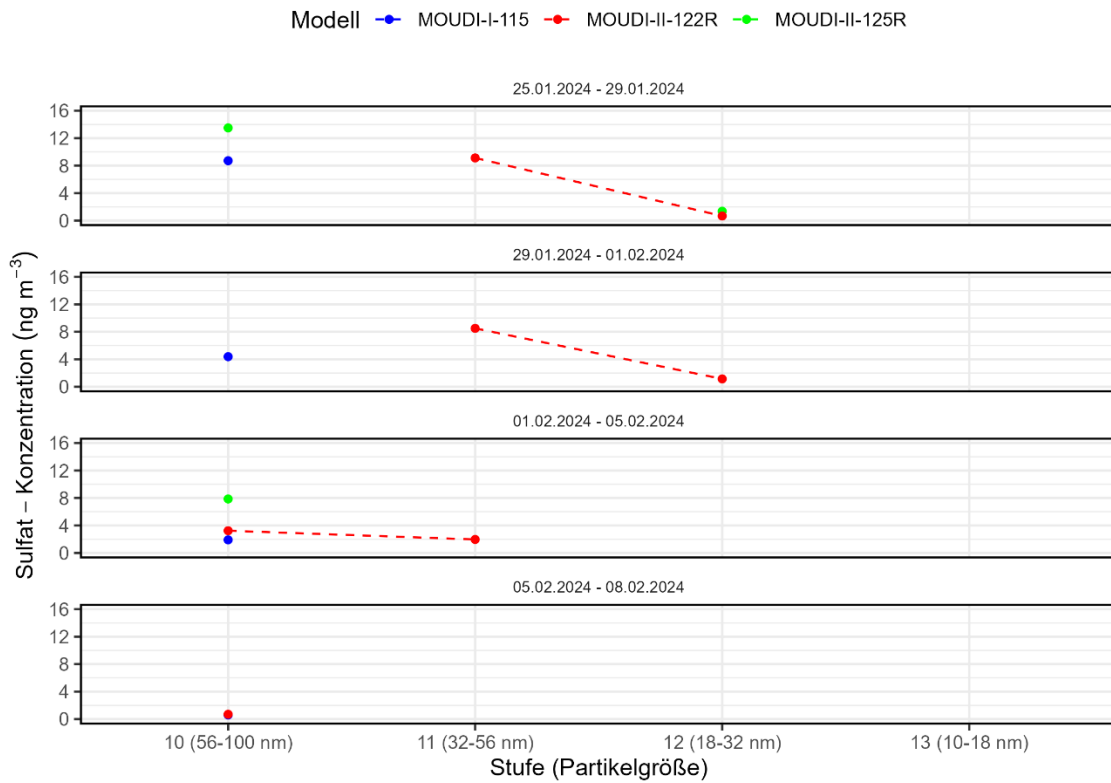


Abb. 8.2: Vergleich der drei NanoMOUDI-Sammler anhand der quantifizierten Triebwerksöl-Konzentration. Stufe 10 der drei Sammler zeigt vergleichbare Triebwerksöl-Konzentrationen. Ab Stufe 11 zeigen lediglich die beiden MOUDI-II-Systeme vergleichbare Ergebnisse und das MOUDI-I-System hingegen einen systematischen Minderbefund. Insgesamt erfolgten vier einzelne Probenahmen (A: 25.01. – 29.01.2024; B: 29.01. – 01.02.2024; C: 01.02. – 05.02.2024; D: 05.02. – 08.02.2024).

A



B

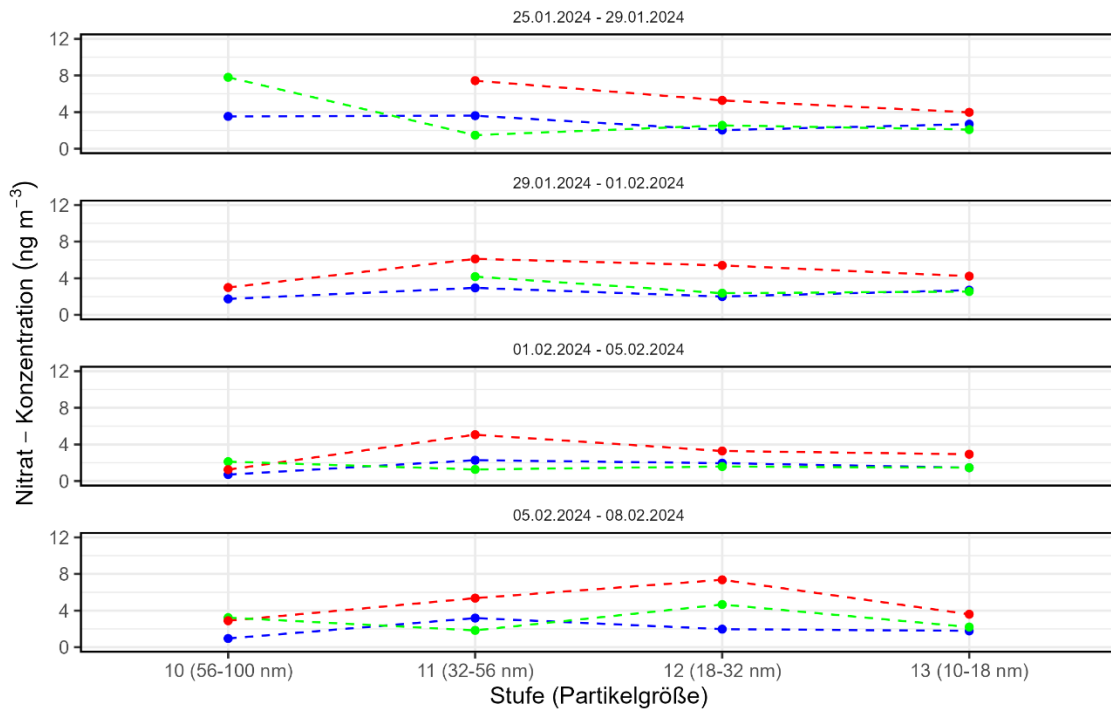


Abb. 8.3: Vergleich der drei NanoMOUDI-Sammler anhand der Konzentrationen von Sulfat (A) und Nitrat (B). Fehlende Punkte in beiden Abbildungen bedeuten Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze, die nicht angegeben werden können.

8.5 Analyseergebnisse

8.5.1 Triebwerksöle

Die an den fünf verschiedenen Standorten quantifizierten Triebwerksöl-Konzentrationen (in ng m^{-3}) zeigen deutlich, dass die höchste Belastung direkt auf dem Flughafengelände vorliegt (Abb. 8.4). Mit zunehmender Entfernung vom Flughafengelände sinken auch die gemessenen Konzentrationen. Gleichzeitig findet eine Verschiebung der gemessenen Partikelgrößenverteilung hin zu größeren Durchmessern statt (siehe Abb. 6.4), da der Anteil von Flughafen-UFP mit typischen Durchmessern von ~ 20 nm (Stacey et. al. 2019) am Gesamtaerosol abnimmt. Anhand der gewählten Probenahme-Standorte können die Verbindungen auch in einer Entfernung von ca. 16 km (Parkfriedhof Heiligenstock) noch nachgewiesen werden. Der quantitative Nachweis der Masse flughafenspezifische Tracer sagt jedoch nichts über den relativen Anteil dieser UFP an allen UFP am Messstandort aus, da die Heterogenität der Partikel bei der Probenextraktion verloren geht.

Aufgrund der langen Proben-Sammeldauer (ca. 72h) ist eine Korrelation der Konzentrationen mit der Windrichtung nicht einfach möglich, da der Wind nur selten über einen längeren Zeitraum stabil aus einer Richtung kommt. Anhand einzelner Proben kann jedoch eine deutliche Windrichtungsabhängigkeit festgestellt werden, da sowohl Messstationen nordöstlich als auch westlich des Flughafens gewählt wurden. Die Öl-Konzentrationen für Partikel im Größenbereich von 10 – 100 nm reichen dabei von $< 1 \text{ ng m}^{-3}$ bis Höchstwerte von etwa 80 ng m^{-3} auf dem Flughafengelände (Abb. 8.4).

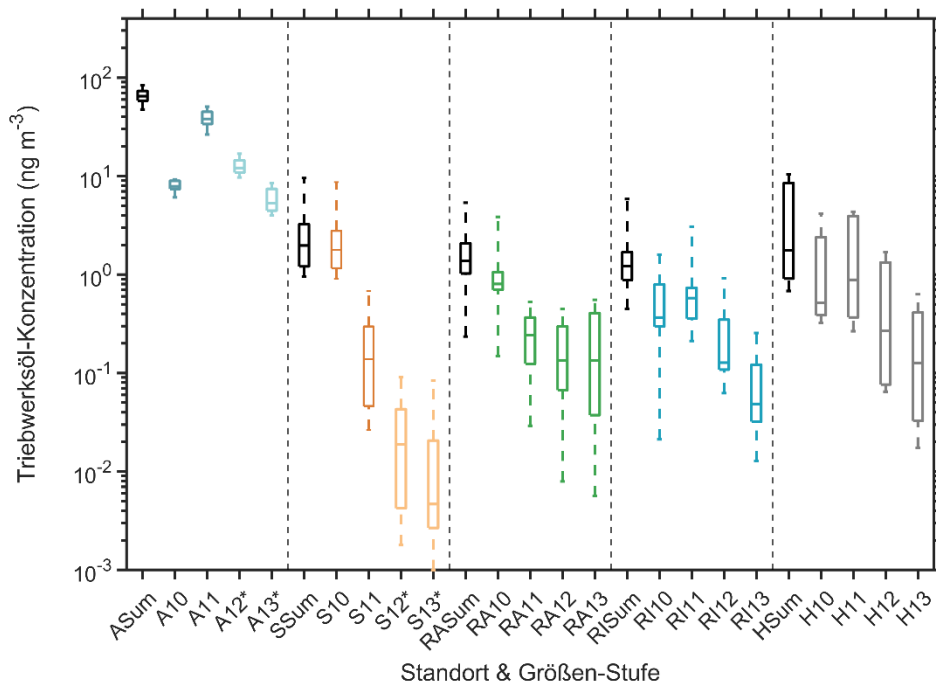


Abb. 8.4: Übersicht über die quantifizierten Triebwerksöl-Konzentrationen (ng m^{-3}) an den fünf verschiedenen Standorten. A = A-Hof, S = Schwanheim, RA = Raunheim, RI = Riedberg, H = Heiligenstock. Die jeweils schwarze Box zeigt die Summe der vier einzelnen Partikelgrößen-Intervalle (10 = 56-100 nm; 11 = 32-56 nm; 12 = 18-32 nm; 13 = 10-18 nm). An den Standorten Vorfeld (A-Hof) und Schwanheim erfolgte die Probenahme durch den MOUDI-I-115 und an den Standorten Riedberg und Heiligenstock durch den MOUDI-II-122R. Die Probenahme an der Station Raunheim erfolgte mit Hilfe des MOUDI-II-125R-Systems.

*Diese Stufen zeigten in der Vergleichskampagne einen Minderbefund $>$ Faktor 5. Die Triebwerksöl-Konzentrationen wurden nicht hinsichtlich der verschiedenen Sammeleffizienzen korrigiert.

Der Vergleich zwischen der Winter- und Sommer-Kampagne anhand von drei Messstandorten zeigt keine saisonale Abhängigkeit der gemessenen Triebwerksöl-Konzentrationen (Abb. 8.5). Die höchsten Konzentrationen an den Standorten Riedberg und Heiligenstock wurden auf Stufe 11 (32-56 nm) gemessen, wohingegen in Raunheim die Stufe 10 (56-100 nm) die höchste Konzentration aufgewiesen hat.

Beim Vergleich der gemessenen Triebwerksöl-Konzentrationen an den drei Standorten wird ersichtlich, dass die vom Flughafen weiter entfernten Standorte Riedberg und Heiligenstock in der Größenfraktion 10-18 nm geringere Konzentrationen im Vergleich zur Station Raunheim aufweisen. Dies könnte durch ein Anwachsen der Partikel hervorgerufen werden, sodass diese Partikel dann erst auf den höheren Größen-Stufen abgeschieden werden. Weiterhin zeigt die 56-100 nm Fraktion in Raunheim die höchste Konzentration. Die niedrigeren Werte in der gleichen Größenfraktion an den Standorten Riedberg und Heiligenstock könnten hier ebenfalls durch ein Herauswachsen der Partikel aus diesem Größenbereich (56-100 nm) erklärbar sein.

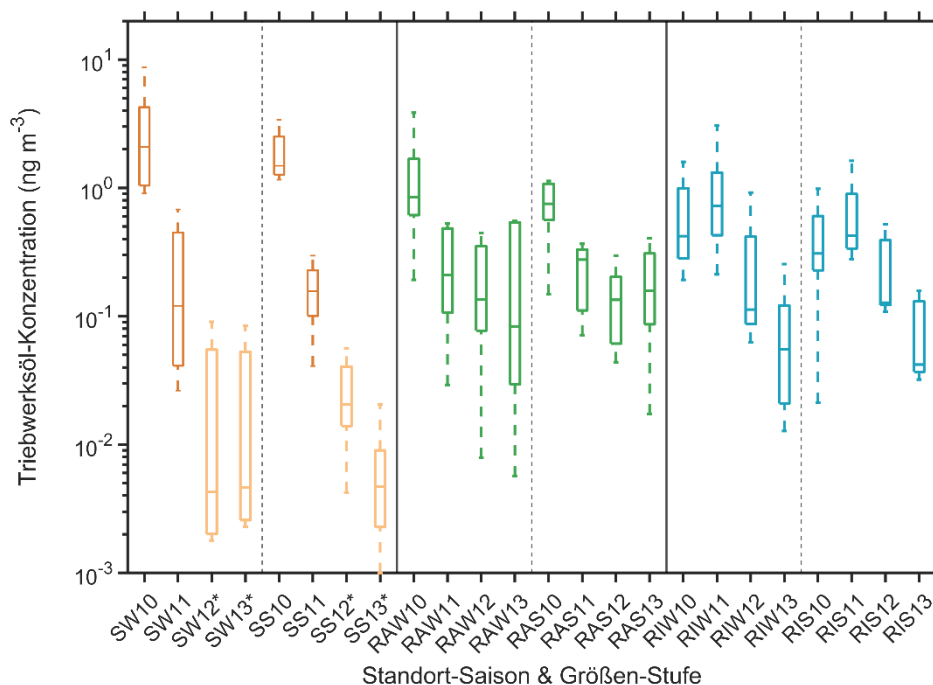


Abb. 8.5: Vergleich der quantifizierten Triebwerksöl-Konzentrationen (ng m^{-3}) zwischen Winter (W) und Sommer (S) 2024 anhand von drei Messstandorten (S=Schwanheim; RA=Raunheim; RI=Riedberg).

Die gezeigten vier Partikelgrößen-Intervalle sind: 10 = 56-100 nm; 11 = 32-56 nm; 12 = 18-32 nm; 13 = 10-18 nm.

An dem Standort Schwanheim erfolgte die Probenahme durch den MOUDI-I-115, an dem Standort Riedberg durch den MOUDI-II-122R und an der Station Raunheim mit Hilfe des MOUDI-II-125R-Systems.

*Diese Stufen zeigten in der Vergleichs-kampagne einen Minderbefund > Faktor 5. Die Triebwerksöl-Konzentrationen wurden nicht hinsichtlich der verschiedenen Sammeleffizienzen korrigiert.

8.5.2 Sulfat und Nitrat

Im Rahmen der Immissionsmesskampagne wurden Sulfat und Nitrat in UFPs gleichzeitig an drei verschiedenen Standorten (Schwanheim, Raunheim und Riedberg) im Winter und Sommer gesammelt sowie – nur im Sommer – zusätzlich in Heiligenstock und im A-Hof (Abb. 8.6).

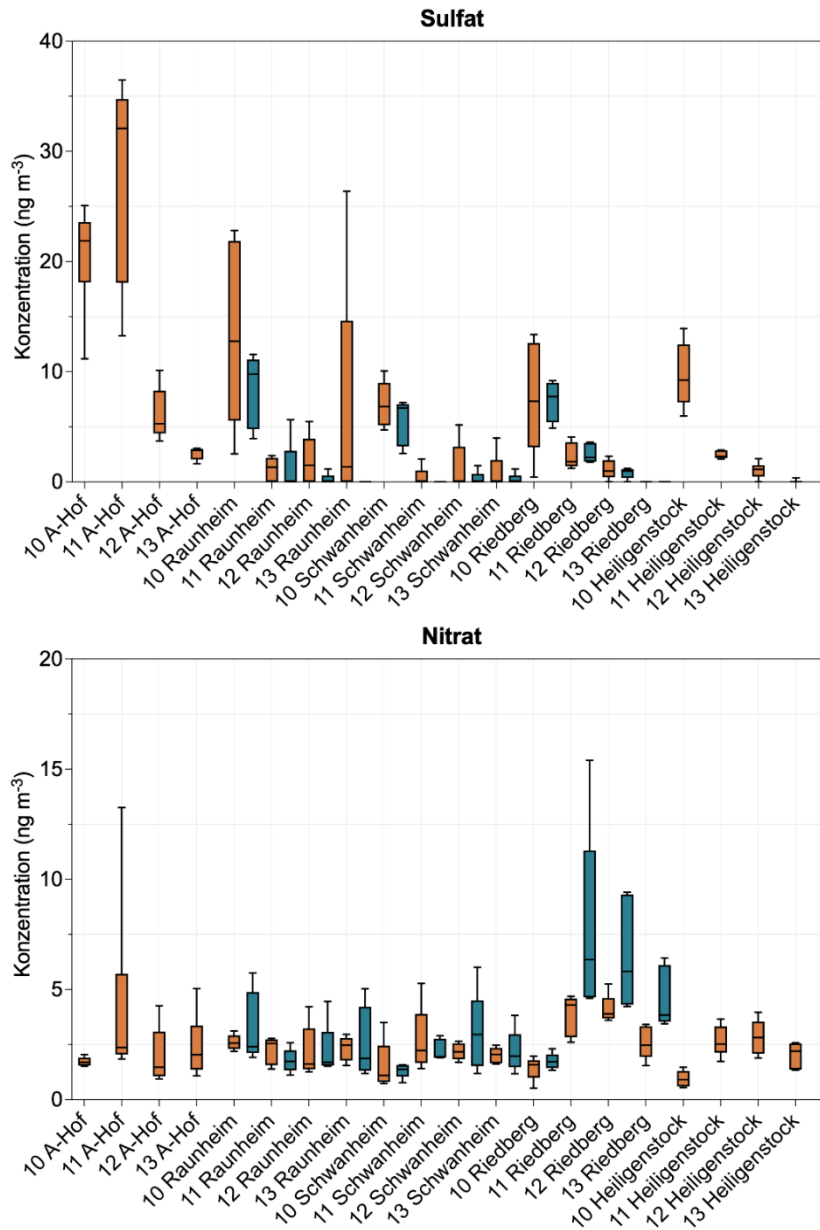


Abb. 8.6: Konzentrationen von Sulfat und Nitrat in den Impaktorstufen 10-13 (UFP) an den Standorten der Immissionsmesskampagnen und im A-Hof.

Die Konzentration von ultrafeinem Sulfat waren am Messstandort A-Hof im Sommer auf Stufe 11 (32–56 nm) am höchsten, gefolgt von Stufe 10 (56–100 nm). An den übrigen Messstandorten war Sulfat überwiegend auf Stufe 10 am höchsten. Am Messstandort A-Hof lagen die Sommerkonzentrationen je nach Größenstufe in einem weiten Bereich: Auf den Stufen 10 und 11 wurden typischerweise Werte von etwa 11 bis 36 ng m^{-3} gemessen, auf Stufe 12 etwa 4 bis 10 ng m^{-3} und auf Stufe 13 unter 3 ng m^{-3} . An den Standorten Raunheim und Schwanheim lagen die Sulfatkonzentrationen hingegen häufig unterhalb der Nachweisgrenze, insbesondere in kleineren Partikelgrößen. Selbst in der größten Größen-

klasse wurden dort meist Werte unter 5 ng m^{-3} gemessen. In Riedberg und Heiligenstock konnte Sulfat zumindest auf den Stufen 11 und 12 noch quantifiziert werden. An diesen beiden Standorten kam der NanoMOUDI 122R mit 30 L min^{-1} Probenflussrate über alle Stufen zum Einsatz, wodurch die Probenmasse in kleineren Größenklassen erhöht wurde und somit eine Quantifizierung auch in den kleineren Partikelgrößenbereichen ermöglicht wurde. Die UFP-Sulfatkonzentrationen lagen in Raunheim tendenziell etwas höher als an den übrigen Standorten. Auf Stufe 10 erreichten die Sommerwerte in Raunheim ($13\text{--}23 \text{ ng m}^{-3}$) vergleichbare Größenordnungen wie im A-Hof ($11\text{--}25 \text{ ng m}^{-3}$), während die Gesamtkonzentration über alle Stufen im A-Hof aufgrund der deutlich höheren Werte auf Stufe 11 insgesamt höher lag. Dies führt zu einem räumlichen Gradienten, bei dem die Sulfatkonzentrationen an einigen Standorten (z. B. Schwanheim) um etwa 60–70 % abnehmen, während in Raunheim die Abnahme auf Stufe 10 deutlich geringer ausfällt (~8 %). Abb. 8.6 zeigt deshalb einen starken Abfall der Sulfatkonzentrationen schon in wenigen Kilometern Abstand zum Flughafen Frankfurt. Bezüglich der saisonalen Variation war Sulfat in Raunheim im Sommer um etwa den Faktor 2,5 höher als im Winter, während der saisonale Unterschied in Schwanheim (Faktor ~1,5) und Riedberg (Faktor ~1,1) geringer ausfiel.

Ultrafeines Nitrat konnte aufgrund geringerer Hintergrundkonzentrationen in den Prozessblindproben und damit niedrigerer Nachweisgrenze in deutlich mehr Proben bestimmt werden als Sulfat. Die Nitratkonzentrationen lagen an den meisten Standorten im Bereich von etwa 1 bis 6 ng m^{-3} . Am Standort A-Hof wurden typische Werte zwischen 1.5 und 5 ng m^{-3} beobachtet, mit einzelnen Spitzen bis etwa 13 ng m^{-3} . Über die Standorte hinweg zeigt sich hier keine eindeutige Tendenz bzgl. der Partikelgröße. Dies deutet auf eine komplexe Verteilung zwischen Kondensations- und Verdampfungsprozessen sowie größenabhängigen Gleichgewichten hin. An manchen Stationen war Nitrat in den größten UFP am höchsten konzentriert, an anderen eher in kleineren Partikeln. Generell waren die Konzentrationen in Riedberg deutlich höher als an den übrigen Standorten und erreichten regelmäßig Werte von $5\text{--}10 \text{ ng m}^{-3}$, mit einzelnen Episoden bis etwa 15 ng m^{-3} und im Winter oft höher als im Sommer (typischerweise um den Faktor 1.5–3).

Die unterschiedlichen saisonalen Schwankungen von Sulfat und Nitrat lassen sich durch die unterschiedlichen chemischen Bildungswege dieser Komponenten und den Einfluss der Emissionsquellen erklären. Sulfat entsteht durch die Reaktion von SO_2 mit Hydroxylradikalen – ein Prozess, der durch stärkere Sonneneinstrahlung und die dadurch höhere Verfügbarkeit photochemischer Oxidationsmittel verstärkt wird. Nitrat hingegen kann durch Oxidation von Stickoxiden (NO_x) gebildet werden. Da diese Vorläufersubstanzen im Winter tendenziell höher konzentriert vorliegen, werden hier i. d. R. auch höhere Nitratkonzentrationen in Partikeln gemessen. Zudem kann die hohe Temperatur im Sommer Nitratverluste begünstigen, da semi-flüchtiges Ammoniumnitrat thermisch dissoziieren kann. Dieser Effekt hängt zusätzlich von der Verfügbarkeit von Ammoniak (NH_3) ab, da ein NH_3 -Mangel das Gleichgewicht in Richtung der gasförmigen Spezies (NH_3 und HNO_3) verschieben und somit Verluste verstärken kann. Der höhere Gehalt an ultrafeinem Nitrat in Riedberg könnte auf die Nähe der Probenahmestelle zu intensivem Verkehr zurückzuführen sein, was zu einem stärkeren Einfluss der Straßenverkehrsemissionen führte.

Insgesamt zeigt sich aus diesen Ergebnissen kein deutlicher Zusammenhang der Konzentrationen von Nitrat mit der Nähe der Messstelle zum Flughafen. Bei Sulfat ist dies nur für die ersten Kilometer der Fall. Beide Substanzen besitzen neben der Verbrennung schwefelhaltigen Kerosins auch viele weitere

mögliche Emissionsquellen im Raum Frankfurt, z. B. Verkehr, Heizungen und industrielle Emissionen. Ein dominierender Einfluss des Flughafens auf die Massenkonzentrationen von Sulfat und Nitrat in den UFP im Untersuchungsgebiet ist – im Gegensatz zu den oben diskutierten sehr spezifischen Markerverbindungen für Triebwerksöle – daher nicht erkennbar.

8.5.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Konzentrationen verschiedener PAK in ultrafeinen Partikeln waren generell sehr niedrig und lagen in vielen Fällen unterhalb der Nachweisgrenze. In Abb. 8.7 sind diejenigen PAK gezeigt, die für eine gegebene Station und Impaktorstufe mehr als drei Mal bestimmt werden konnten. Meist konnten diese Spurensubstanzen nur in den größten UFP (Stufe 10 von 56-100 nm) oder von Proben des Impaktormodells II 122R mit 30 L min⁻¹ Flussrate (Riedberg und Heiligenstock) detektiert werden. Die Konzentrationen waren in den größeren UFP meist deutlich höher als in kleineren Partikeln und lagen an den Stationen Raunheim, Schwanheim und Riedberg oft auf ähnlich hohem Niveau, mit tendenziell etwas höheren Werten in Raunheim oder Riedberg und etwas niedrigeren Werten in Schwanheim. Niedrigere PAK-Konzentrationen wurden oft auch in Heiligenstock gemessen, wobei hier die Probenahmen nur im Sommer und nicht wie an den anderen Standorten auch im Winter stattfanden. Da die PAK im Winter i. d. R. häufiger und in höheren Konzentrationen bestimmt wurden, kann dieser Unterschied auch nur jahreszeitlich bedingt sein.

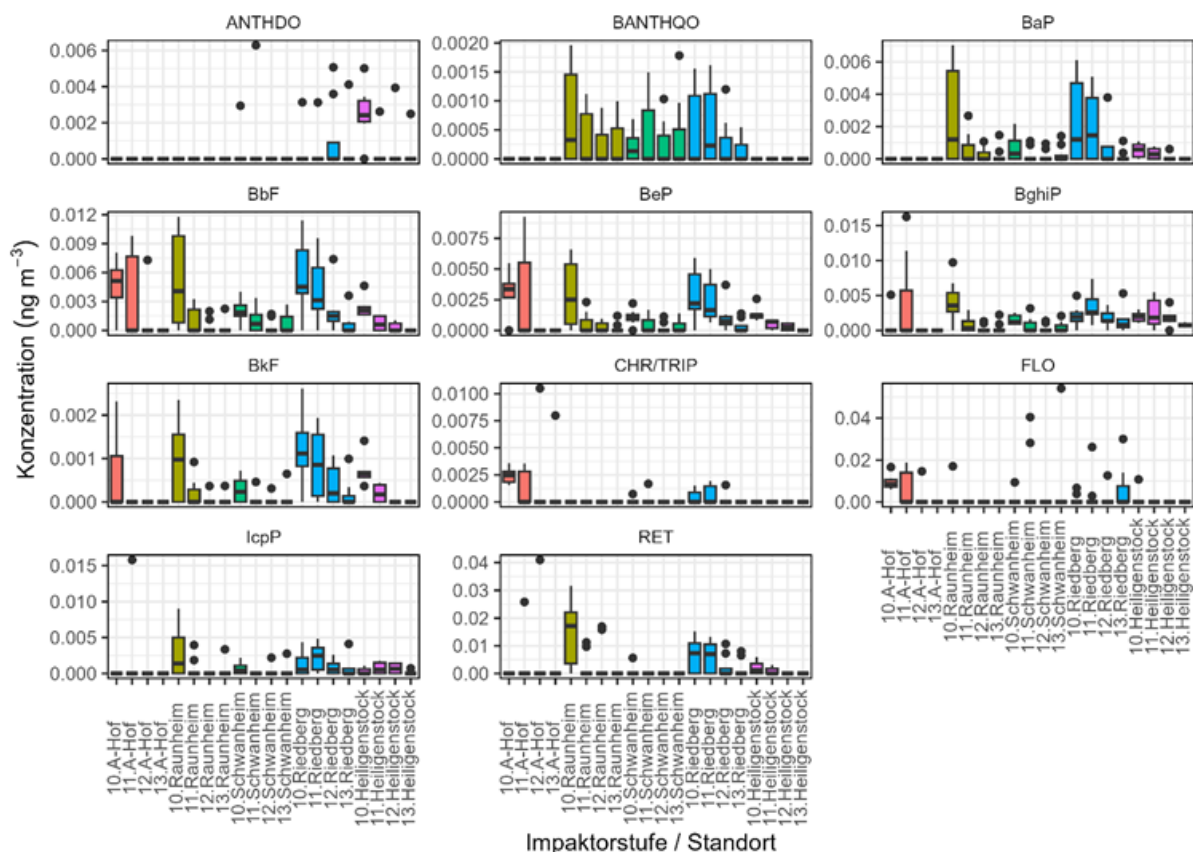


Abb. 8.7: Konzentrationen der PAKs in den Impaktorstufen 10-13 (UFP) an den Standorten der Immissionsmesskampagnen. Anthracen (ANT), 9,10-Anthracenedione (ANTHDO), Benzo(a)anthracen (BaA), 1,2 Benzanthraquinon (BANTHQO), Benzo(a)pyren (BaP), Benzo(b)fluoranthen (BbF), Benzo(e)pyren (BeP), Benzo(g,h,i)perylene (BghiP), Benzo(k)fluoranthen (BkF), Chrysen+Triphenylen (CHR/TRIP), Coronen (COR), Cyclopenta(cd)pyren (CPcdP), Fluoren (FL), 9H-Fluorenon (FLO), Fluoranthen (FLU), Indeno(1,2,3-cd)pyren (IcpP), Phenanthren (PH), Pyren (Pyr) und Reten (RET) in den Impaktorstufen 10-13 an den Standorten der Immissionsmesskampagnen sowie auf dem Flughafengelände (A-Hof).

Im Emissionsbericht zu AP₁ wurden die PAK-Bestimmungen auf dem Flughafengelände noch nicht berichtet, daher sind sie hier zum Vergleich mit gezeigt (A-Hof). Insgesamt ist kein Trend erhöhter PAK auf dem Flughafengelände im Vergleich zu den Messungen in der Region zu erkennen. Im Vergleich zu anderen Quellen dieser Verbrennungsprodukte im großstädtischen Bereich scheint der Flughafen hier zumindest im ultrafeinen Partikelgrößenbereich keine dominante Quelle zu sein.

9 Partikelmorphologie

Zur Charakterisierung der UFP, die dem Flughafen Frankfurt zugeordnet werden können, wurden transmissionselektronenmikroskopische Untersuchungen (TEM Analysen) der UFP-Partikel durchgeführt. Sämtliche Messungen erfolgten an einem Jeol 2100F Transmissionselektronenmikroskop. Die elektronenmikroskopischen Aufnahmen der Partikel liefern Informationen über deren Größe, Morphologie sowie – mithilfe des angeschlossenen energiedispersiven Röntgenmikroanalysators (EDX) – über die chemische Elementzusammensetzung der vakuumstabilen, individuellen UFP-Partikel. Die Partikelsammlungen wurden im Frühjahr 2025 im Rahmen eines Luv-/Lee-Ansatzes bei entsprechender Anströmung am Luftbrückendenkmal und an der Aussichtsplattform West durchgeführt. Zur Sammlung und Größenbestimmung der Partikel wurden jeweils zwei Partector 2 Pro bzw. TEM-Sampler (beide naneos particle solutions GmbH) eingesetzt. Die Sammler ermöglichen die direkte Abscheidung der UFP-Fraktion auf den für die TEM-Analyse erforderlichen Probennetzen.

Die mit den Messgeräten erfassten Daten zeigen eindeutig, dass im Lee des Flughafens – bei entsprechender Anströmung – ein erhöhter Anteil an Partikeln im Größenbereich von etwa 10–30 nm auftritt. Der überwiegende Teil dieser Partikel war jedoch in den TEM-Messungen nicht mehr nachweisbar, weshalb es sich um flüchtige (nicht vakuumbeständige) organische Verbindungen handeln dürfte.

Während zu diesen volatilen organischen Partikeln mittels TEM keine weiterführenden Informationen gewonnen werden konnten, lieferten die Untersuchungen Erkenntnisse über den refraktären (nichtflüchtigen) Anteil der UFP-Fraktion. In der Größenfraktion unter 100 nm Partikeldurchmesser besteht der dominante Anteil der refraktären Partikel aus nichtflüchtigen bzw. semivolatilen organischen Verbindungen. Diese werden in der Elektronenmikroskopie häufig als „soft material“ beschrieben, da sie sich ähnlich wie hochviskose Flüssigkeiten verhalten, also ein tropfenförmiges Erscheinungsbild aufweisen (Abb. 9.1 b) und leicht verformbar sind. Dies führt dazu, dass sie sich beim Auftreffen auf das Sammelsubstrat teilweise verformen oder ausbreiten, wie in Abb. 9.1 a dargestellt. Einige dieser organischen Partikel zeigen im EDX-Spektrum zusätzlich Anteile von Kalium, welches ein Marker für Biomassenverbrennung ist.

Neben den organischen Partikeln konnten auch Rußpartikel (Abb. 9.1 c) identifiziert werden, die sich überwiegend als Agglomerate von ca. 20–30 nm großen Primärrußpartikeln bilden und damit teilweise keine UFP mehr sind. Aufgrund der Nähe zur Autobahn sowie des den Flughafen umgebenden Straßennetzes kann deren Herkunft jedoch nicht eindeutig dem Flughafen als Emissionsquelle zuge-

ordnet werden. Vereinzelt wurden außerdem eisenhaltig- bzw. eisenoxidische sowie silikatische Flugaschepartikel nachgewiesen (Abb. 9.1 d). Deren aerodynamischer Durchmesser lag jedoch überwiegend im Bereich von 100–200 nm.

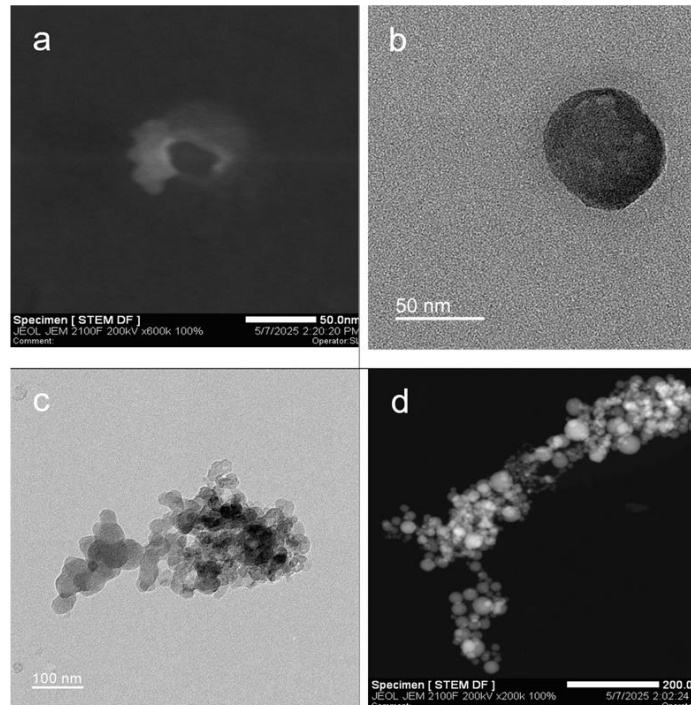


Abb. 9.1: Transmissionselektronenmikroskopische Aufnahmen von im Umfeld des Flughafens Frankfurt gesammelten Partikel. a) nicht-flüchtige organischer Partikel mit Kaliumanteilen, b) nicht-flüchtige organischer Partikel, c) Rußpartikel und d) Eisen/Eisenoxidische Flugasche.

10 Vertikale UFP-Messungen

Reine bodengebundene Messungen erfassen nicht die räumliche Verteilung von atmosphärischen Aerosolpartikeln. Zur Untersuchung des Einflusses von An- und Abflügen auf die Partikelkonzentration am Boden sind aber gemessene Vertikalverteilungen im Zusammenspiel mit der Wirbelschleppenmodellierung nötig. Ebenso dienen diese Verteilungen zur Validierung der modellierten Vertikalverteilungen. Deshalb wurden im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling vertikale Aerosolpartikelverteilungen mit Hilfe des Flugsystems ALADINA (Application of Light weight Aircraft for Detecting IN-situ Aerosol) gemessen.

10.1 Messplattform ALADINA

Die vertikalen Messungen von UFP-Konzentration und meteorologischen Parametern mit dem UAS ALADINA (e.g., Altstädter et al., 2015 und Fotos in Abbildung 10.1) wurden im Oktober 2024 durchgeführt. Das Flugsystem wird seit 2013 vom Institut für Flugführung der Technischen Universität Braunschweig (TUBS) eingesetzt. Es ist ausgestattet mit Aerosolmessgeräten (Partikelanzahl, Ruß) und meteorologischen Sensoren (Temperatur, Feuchte, Wind, kurzwellige Strahlung), sodass der Einfluss der atmosphärischen Grenzschicht (unterster Teil der Atmosphäre, 500-1500 m hoch) auf die vertikale Verteilung der Aerosolpartikel untersucht werden kann. ALADINA hat eine Spannweite von 3,6 m,

wird elektrisch mit einer Fluggeschwindigkeit von 28 m s^{-1} betrieben und die Flugdauer eines einzelnen Messflugs beträgt ca. 40 min. Detaillierte Informationen, u.a. zur aktuellen Konfiguration von ALADINA, sind in Harm-Altstädter et al. (2024) zu finden.



Abb. 10.1: ALADINA während eines Messflugs (links) und kurz vor dem Abflug während der Vorbereitungsphase (rechts) auf dem Messgebiet in Frankfurt-Schwanheim.

Fotos: © TUBS

10.2 Messgeräte und Messunsicherheiten – Vertikale Messungen

Eine Übersicht der Messgeräte, welche in ALADINA während SOURCE FFR measurements · modelling eingebaut waren sowie deren Messunsicherheiten, ist in Tabelle 10.1 zusammengefasst.

Variabel	Sensor (Hersteller)	Messunsicherheit
Temperatur	Fine wire (TUS), TSYS01 (TSYS) HMP110 (Vaisala)	$\pm 0,1 \text{ K} - \pm 0,4 \text{ K}$
Relative Feuchte	Rapid P14 (ISTd) HMP110 (Vaisala)	$\pm 1,5 \%$
Wind	Mehrlochsonde (TUBS) und Inertialmesseinheit (ADIS16488, Analog Devices) mit GNSS (ublox ZED-F9P, ublox)	Horizontale Windkomponente $\pm 0,2 \text{ m/s}$ Vertikale Windkomponente $\pm 0,15 \text{ m/s}$ Windrichtung $\pm 3^\circ$
Position	GNSS (ublox ZED-F9P, ublox)	$\pm 0,01 \text{ m}$
Kurzwellige Strahlung	2x ML01 (EKO Instruments)	$\pm 2 \%$
Oberflächentemperatur	MLX90614ESF (Melexis)	$\pm 0,5 \text{ K}$
Partikelanzahlkonzentration (4-1000 nm und 19-1000 nm)	2x CPC 3007 (TSI)	$\pm 20 \%$ (Herstellerangabe)
Partikelanzahlkonzentration > 300 nm	1x OPC GT-526S (Met One Instrument)	$\pm 15 \%$
eBC Massenkonzentration	microAeth® AE51 (Envilyse)	-45 % — +87 %

Tab. 10.1: Übersicht zu den in ALADINA eingebauten Sensoren sowie deren Messunsicherheiten. Weiterführende Informationen finden sich in Altstädter et al., 2020, Bärffuss et al., 2018 und Pätzold et al., 2023.

Die Messdaten werden mit einer Aufzeichnungsrate von 100 Hz mit Hilfe eines zentralen Bus-Systems (s. Bretschneider et al., 2022) zeitlich synchronisiert. Es sind mehrere Temperatur- und Feuchtesensoren integriert, um redundant mit unterschiedlicher zeitlicher Auflösung aufzuzeichnen. Diese Daten werden im Post-Processing komplementär gefiltert.

Der Aerosoleinlass befindet sich an der Flugzeugnase neben den meteorologischen Sensoren, um eine ungestörte Anströmung der zu messenden Luft zu gewährleisten. Zwei Kondensationspartikelzähler (CPCs) und ein optischer Partikelzähler (OPC) werden als Aerosolpartikelmessgeräte betrieben. UFP-Konzentrationen werden mit zwei CPCs gleichen Modelltyps mit unterschiedlichen unteren Nachweisgrenzen gemessen, die bei einem Partikeldurchmesser von 4 und 19 nm (N_{4-19}) liegen. Der OPC misst die Anzahlkonzentration in sechs verschiedenen Kanälen für Partikel mit einem Durchmesser größer als 350 nm bis ca. 5 μm . Zusätzlich war ein miniaturisiertes Aethalometer (AE51) eingebaut, welches die äquivalente Rußmassenkonzentration bestimmt (Mehrfachstreuparameter von 1,6 und Massenabsorptionsquerschnitt von 12,5). Die Messunsicherheiten wurden aus Herstellerangaben entnommen, bzw. durch eigene Überprüfung erhoben (s. Quellenangaben).

10.3 Vorarbeiten zur Umsetzung der Messflüge

Normalerweise ist der Betrieb von Drohnen in der Kontrollzone von Flughäfen streng verboten, und mit kommerziell verfügbaren UAS und den entsprechenden Autopiloten auch gar nicht möglich, da verbotene Zonen automatisch durch Geo-Fencing, d. h. durch eine Einschränkung des erlaubten geografischen Bereichs, abgeriegelt sind. In der ersten Phase des Projekts war es daher die Aufgabe der TUBS, mögliche Standorte für einen Aufstieg zu identifizieren und eine Aufstiegserlaubnis zu beantragen. Hierzu wurde bereits zu Beginn des Projektes ein intensiver Austausch mit der Deutschen Flugsicherung (DFS) geführt. Im Mai 2023 wurden zusätzliche Transponder- und Flugfunktestflüge am Flughafen Frankfurt durchgeführt. Basierend auf den Abstimmungen mit diversen Behörden und weiteren involvierten Stellen (DFS, Flughafen-Betreiber, Landesluftfahrtbehörde Niedersachsen & Hessen, Militär, Naturschutzbehörden, Grundstückseigentümer), wurde eine umfangreiche Risikoanalyse mit Risiken für die Bevölkerung am Boden sowie für den Luftverkehr erstellt und eine Sondergenehmigung für die Flüge in der Kontrollzone beantragt.

10.4 Vertikale UFP-Messungen im Oktober 2024 in Frankfurt-Schwanheim

Nach der Bewilligung aller erforderlichen Anträge und Betriebsabsprachen für den ausgewählten Standort wurde die erste Flugmesskampagne vom 11.10.2024 bis 19.10.2024 erfolgreich durchgeführt. Der ausgewählte Standort befindet sich in der unmittelbaren Umgebung (2,5 km Entfernung zur Anfluggrundlinie der Landebahn Nordwest sowie >1 nautische Meile seitlicher Sicherheitsabstand) zum Flughafen Frankfurt auf einem Wiesengelände in Frankfurt-Schwanheim (s. Abb. 10.2).

Neben der hier erfüllten Anforderung in unmittelbarer Nähe zum Flughafen Frankfurt zu messen, befindet sich der Standort in geringer Entfernung (wenige 100 m) zu den Langzeitmessungen der HNLUG-Station in Schwanheim, sodass ein direkter Vergleich mit UFP gemessen am Boden erfolgen kann. Insbesondere aber ermöglicht die Lage des Standorts, je nach Windrichtung, zwei unterschied-

liche Fragestellungen zu untersuchen: Bei Einfluss der Hauptwindrichtung aus Süd-West wird der Gesamteintrag des Flughafens (**Abluftfahne**) erfasst. Ebenfalls ist bei Windrichtungen Süd-Ost sowie West-Süd-West und bei angemessener Windstärke der Einfluss des **An- und Abflugs** messbar.

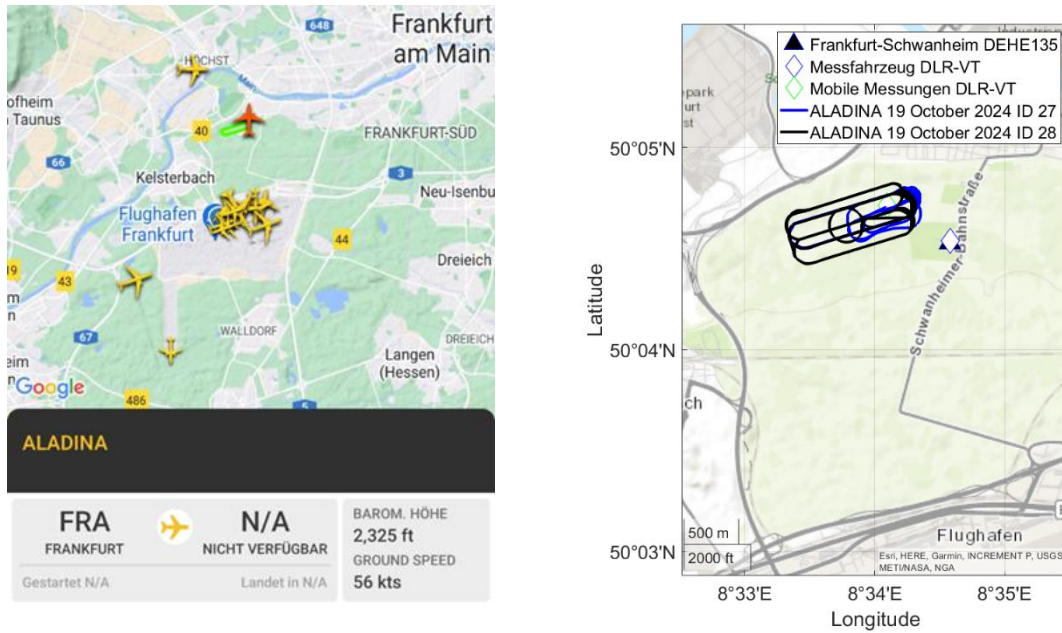


Abb. 10.2: Typische ALADINA Position während der Messflüge.

Momentaufnahme (links, in rot), Screenshot © FlightRadar24.com und Kartendarstellung der DLR-VT Messstandorte und HNLUG Schwanheim am Boden sowie Position zweier Messflüge (Linien in blau, schwarz) vom 19.10.2024 (rechts), Karte: @ Esri, HERE, Garmin, INCREMENT P, USGS, METI/NASA, NGA

Insgesamt wurden Messdaten an acht unterschiedlichen Tagen mit einer gesamten Flugzeit von 14 h und ca. 100 vertikalen Profilen zwischen Boden und einer typischen maximalen Höhe von 650 m über Grund erhoben (s. Tab. 10.2 und Abb. 10.3).

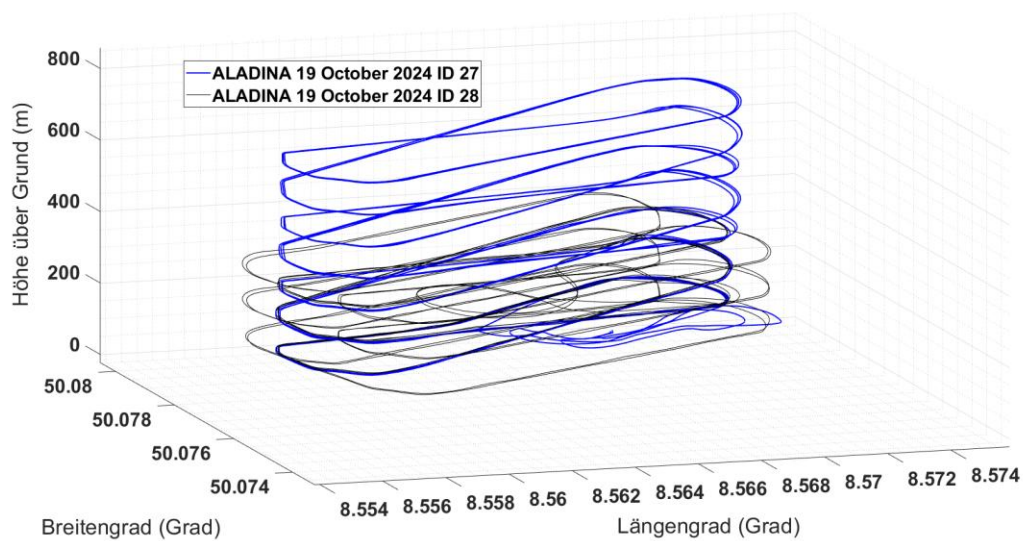


Abb. 10.3: ALADINA 3-D Flugprofil während zwei Messflügen am 19.10. 2024.

Datum	Messzeitraum (UTC, 2 h lokal)	Anzahl Vertikalprofile
11.10.2024	1 Flug um 10:35-11:02 UTC	3
12.10.2024	1 Flug um 11:30-12:10 UTC	6
13.10.2024	1 Flug um 08:20-08:30 UTC	1
14.10.2024	1 Flug um 13:30-14:08 UTC	6
16.10.2024	4 Flüge zwischen 10:43 und 16:02 UTC	21
17.10.2024	5 Flüge zwischen 09:10 und 15:10 UTC	24
18.10.2024	7 Flüge zwischen 09:14 und 16:35 UTC	30
19.10.2024	2 Flüge im Zeitraum von 08:17 und 16:15 UTC	12

Tab. 10.2: Übersicht der mit ALADINA im Oktober 2024 in Frankfurt-Schwanheim durchgeführter Messflüge.

Um den Einfluss der Gesamtbelastung durch den Flugverkehr am Flughafen Frankfurt zu erfassen, ist nur der Messtag am 19.10.2024 mit ausreichend durchgeführten Messflügen vertreten. Im Zeitraum vom 14.10.2024 bis 20.10.2024 fanden tagsüber zusätzlich mobile Messungen von DLR-VT statt (s. Abbildung 10.2, rechts, weiße Raute), die durch kontinuierliche Messungen mit dem DLR-Messfahrzeug neben der HLNUG-Station Schwanheim ergänzt wurden. An den anderen Tagen konnten erfolgreich Hintergrundbelastungen (d. h. mit wenig bzw. keinen direkten Industriequellen sowie Kfz-Verkehrsemissionen) ermittelt werden.

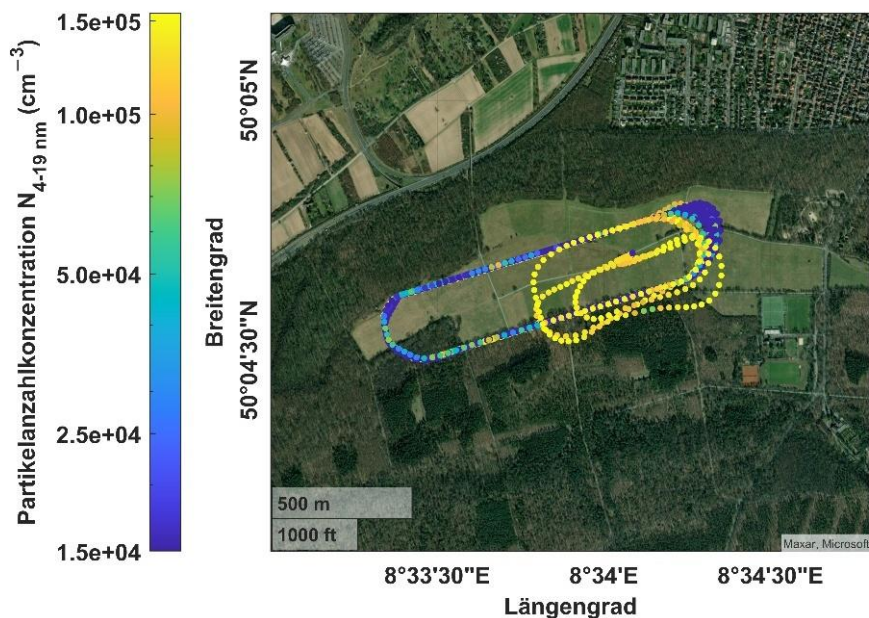


Abb. 10.4: Horizontale Verteilung der Anzahlkonzentration von Partikeln mit 4 bis 19 nm Durchmesser. Die vertikalen Messungen fanden bei Süd-Wind am 19.10.2024 statt.

Karte: © Maxar, Microsoft, Zugriffsdatum am 03.12.2024.

Als Beispiel der Ergebnisse sind in Abb. 10.4 und 10.5 die räumliche und vertikale Verteilung von UFPs für je einen Flug von ALADINA in einem Größenbereich von 4 bis 19 nm (N_{4-19}) aufgetragen. Aus Abb. 10.5 ist ersichtlich, dass die hohen Konzentrationen (gelb) überwiegend in Bodennähe und bis zu einer Höhe von 400 m über Grund zu finden sind und aufgrund der Windrichtung Süden aus der Abluftfahne des Flughafens Frankfurt stammen.

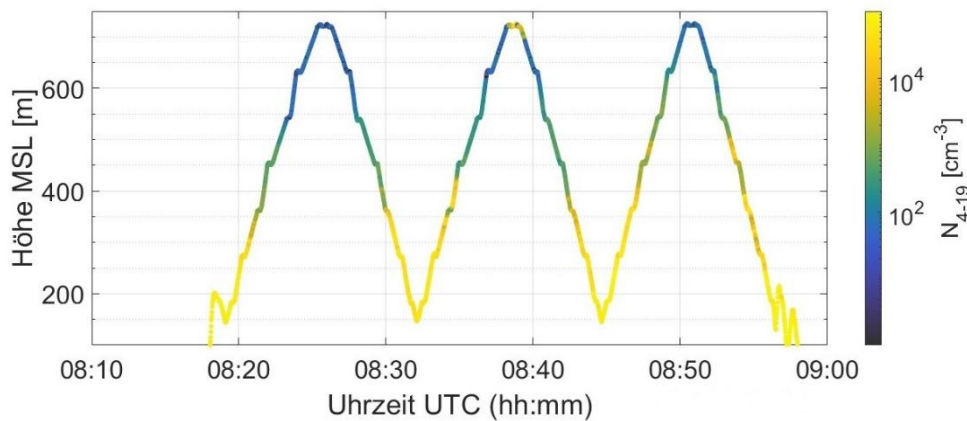


Abb. 10.5: Vertikale Verteilung der Anzahlkonzentration von Partikeln mit 4 bis 19 nm Durchmesser. Die Messungen fanden bei Süd-Wind am 19.10.2024 statt.

Während vier weiterer Messflüge (v. a. am 18.10.2024) trat in dem Flugmesszeitraum in Bodennähe Süd-Ost Wind auf, so dass diese Messabschnitte den UFP-Eintrag durch An- und Abflüge darstellen können. Dass der Einfluss des Transports von UFPs bei einzelnen An- und Abflugphasen identifizierbar ist, wurde bereits im Jahre 2021 mittels Messungen mit ALADINA in der Umgebung des Flughafens Berlin-Brandenburg an einem ähnlich gelegenen Standort gezeigt. Zum einen konnten dort Messungen der Höhenverteilung von Aerosol in der Abluftfahne des gesamten Flughafens nachgewiesen werden, zum anderen konnten dort einzelne Ereignisse von deutlich erhöhten Konzentrationen mit der Landeanflughöhe von Flugzeugen in Verbindung gebracht werden (Harm-Altstädter et al., 2024).

10.5 Zwischenfazit und Ausblick

Die erlangten Ergebnisse sind von besonderer Relevanz, um mit diesen normalerweise nicht verfügbaren Daten Randbedingungen für Modelle zu setzen und mit Modellergebnissen zu kombinieren. Insbesondere die Höhe der atmosphärischen Grenzschicht spielt eine entscheidende Rolle bei der Frage, ob sich Luftschadstoffe in Bodennähe anreichern oder schnell vertikal verteilen.

Um die Wirbelschleppenmodellierung in SOURCE FFR measurements · modelling mit zusätzlichen Messdaten zu stützen sowie eine umfangreichere Untersuchung durch die vom Flughafen Frankfurt hervorgerufene Gesamtbelastung abzubilden, sind weitere Auswertungen der Daten in Arbeit. Die Untersuchungen werden eine Einteilung verschiedener Sektoren beinhalten, die nach Bodenwinden zugeordnet sind. Je nach vorherrschendem Bodenwind werden die Gesamtbelastung des Flughafens sowie Hintergrundbelastung, z. B. durch Straßenverkehr oder urbanen Emissionen eingeteilt und nach Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit von Parametern der atmosphärischen Grenzschicht (z. B. potentielle Temperatur, spezifische Feuchte und vertikaler Horizontalwind) untersucht. Zudem werden Einzelereignisse durch An- und Abflugphasen analysiert, um UFP-Verteilung abzubilden.

Eine zweite Messkampagne war für Oktober 2025 geplant, vorbereitet und durch alle Behörden genehmigt. Auf Grund von kurzfristig geänderten Anforderungen an den UAS-Flugbetrieb in Kontrollzonen und dem damit verbundenen Entzug der bereits erteilten Genehmigung, konnten aber keine Messungen durchgeführt werden. Aktuell liegt deutschlandweit eine ungeklärte Rechtslage vor. Das Konsortium hat nach Diskussion mit der WQS entschieden, dass Turmmessungen als Alternative zu den UAS-Flügen nicht verfolgt werden, da sie wahrscheinlich nicht zielführend sind. Falls sich die rechtliche Situation hinsichtlich des UAS-Flugbetriebs in Flugkontrollzonen bis zum 01.07.2026 aufklärt und Messflüge zu den beantragten oder ähnlichen Bedingungen stattfinden können, sind weitere Vertikalmessungen für Herbst 2026 vorgesehen.

11 Mobile Messungen im Umfeld stationärer Messstellen

Die Messungen an fixen Standorten erlauben hochgenaue Messungen von UFPs. Allerdings sind dies immer nur Punktmessungen. Wenn es in der Nähe eine kleine UFP-Quelle geben sollte, die im Ausbreitungsmodell in der Regel nicht erfasst wird (weil zu klein), könnte diese lokale Quelle zu einer starken Abweichung zwischen den Messungen und den Ergebnissen des Ausbreitungsmodells führen. Unter anderem für diesen Fall sind im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling mobile Messungen mit kleinen, leichten Partikelmessgeräten vorgesehen, um die UFP-Konzentration in der Umgebung einer Messstelle kartieren und damit potenzielle Abweichungen erklären zu können. Darüber hinaus erlauben solche Messungen auch Aussagen darüber, wie repräsentativ die Daten einer fixen Messstation für die Umgebung sind. Die kleinen, mobilen Partikelmessgeräte wurden bereits 2024 eingesetzt, um in der Umgebung des Flughafens Frankfurts zweidimensionale UFP-Karten zu erlangen, die mit den modellierten Daten des Jahres 2024 später verglichen werden können. Um die Entfernungen in angemessener Zeit bewältigen zu können, wurde ein kleines, leichtes Partikelmessgerät in einem Rucksack platziert und dieser durch eine Person auf einem Fahrrad bewegt. Darüber hinaus liefen die mobilen Messgeräte an den beiden Standorten, an denen die Partikel zu morphologischen Analysen gesammelt wurden.

11.1 Messgeräte und Messunsicherheiten - Mobile Messungen

Für die mobilen Messungen wurden Messgeräte vom Typ Partector 2 Pro (naneos particle solutions GmbH, Windisch, Schweiz) eingesetzt. Hierbei handelt es sich um ein recht neues Gerät, welches die integrale Partikelanzahlkonzentration, die mittlere Partikelgröße, die lungendeponierbare Oberflächenkonzentration, sowie die Anzahlgrößenverteilung bestimmen kann. Hierfür verwendet das Geräte ein indirektes Messprinzip, indem die Partikel zunächst elektrisch unipolar aufgeladen werden, gefolgt von einer ersten Messung des durch alle geladenen Partikel hervorgerufenen Gesamtstroms. Nach einer elektrostatischen Manipulation der Anzahlgrößenverteilung erfolgt eine zweite Messung des durch die verbliebenen Partikel hervorgerufenen Stroms. Im Falle des Partector 2 Pro erfolgt die Manipulation durch sukzessive Variation der Spannung auf vier verschiedene Niveaus. Basierend auf diesen unabhängigen Strömen berechnet der Partector 2 Pro die genannten Partikelparameter.

Durch das indirekte Messverfahren ist eine metrologisch rückführbare Kalibrierung des Partector 2 Pro nicht möglich. Auch besteht bisher keinerlei Norm oder Richtlinie, welche die Bestimmung der Messunsicherheit solcher Geräte beschreibt. Die Bestimmung der Messunsicherheit kann daher nur empirisch erfolgen. In der bisher einzigen publizierten Studie zu Langzeitmessungen (ca. 3 Monate) an Außenluft mit einem Partector 2 Pro im Vergleich zu einem SMPS gemäß CEN/TS 17434 (Asbach et al., 2024) zeigte der Vergleich der Anzahlkonzentrationen eine sehr gute Übereinstimmung, mit einer Steigung von 0,9977 und einem Regressionskoeffizienten R^2 von 0,9956. Das mittlere Verhältnis der Anzahlkonzentrationen, gemessen mit dem Partector 2 Pro und dem SMPS, lag bei 0,9996 mit einer Standardabweichung von 0,0602. Die systematische Messabweichung lag somit bei 0,04 % und die relative Abweichung bei 6,02 %. Gemäß dem Prinzip der Größtfehlerabschätzung entspricht die einfache Messunsicherheit der Summe aus den Beträgen der systematischen und der relativen Abweichung. Sie lag bei diesen Messungen demnach bei 6,05 %.

Die obige Messunsicherheit umfasst aber nur die Abweichung vom Referenzgerät (hier SMPS), welches Daten liefert, die wiederum selbst mit einer Unsicherheit gegenüber dem wahren Wert behaftet sind. Die Unsicherheit der SMPS-Messung lässt sich wie in Abschnitt 6.1 beschrieben bestimmen. Wenn man die dabei gewonnenen Werte auf den Messbereich des Partector 2 Pro abbildet (10-300 nm) kommt man auf eine mittlere Unsicherheit für das SMPS von 14,2 %. Die Vergleichsmessungen wurden jedoch stationär in einem Messcontainer und nicht mobil durchgeführt. Bei mobilen Messungen können weitere Unsicherheiten durch die Art der Probenahme entstehen. Diese lassen sich allerdings messtechnisch nicht erfassen und können daher nur abgeschätzt werden. In dem erfassten Partikelgrößenbereich folgen die Partikel der Luftströmung allerdings nahezu ideal, sodass der systematische Fehler gering ist. Einen höheren Beitrag hat der zufällige Messfehler, der insbesondere durch den (mobilen) Ort der Probenahme und dessen Repräsentativität insbesondere bei hohen räumlichen Konzentrationsgradienten bestimmt ist. Insgesamt wird der Messfehler durch die Probenahme auf 10 % geschätzt. Basierend auf den drei Faktoren Abweichung vom SMPS, SMPS-Unsicherheit und Unsicherheit der Probenahme ergibt für sich aus der Studie für die mobile Anzahlkonzentrationsmessung mit dem Partector 2 Pro mittels Gauß'scher Fehlerfortpflanzung eine einfache Messunsicherheit von 18,4 %. Die obigen Messungen beruhen allerdings auf Stundenmittelwerten, die bei mobilen Messungen nicht gegeben sind, weswegen noch ein zweiter Ansatz verfolgt wurde.

Für den zweiten Ansatz wurden Vergleichsmessungen herangezogen, die bei den Messfahrten um den Flughafen Frankfurt durch einen halbstündigen Aufenthalt an der HLNUG-Messstation in Frankfurt Schwanheim mit dem eingesetzten Partector 2 Pro und dem dortigen SMPS des HLNUG durchgeführt wurden. Abbildung 11.1 zeigt die Korrelation der beiden Geräte, die mit einer Steigung von 1,10 und einem Korrelationskoeffizienten von $R^2 = 0,86$ leicht von den Ergebnissen aus Asbach et al., 2024 abweichen. Analog zum Vorgehen oben ergibt sich aus den Messungen bei Frankfurt eine Partector 2 Pro Messunsicherheit von 29,9 %. In Anbetracht der räumlichen Entfernung bei den Vergleichsmessungen von bis zu 20 m und der unterschiedlichen Höhen der Lufteinlässe der Messinstrumente kann dies dennoch als zufriedenstellend gewertet werden. Insgesamt betrachtet scheint die Herstellerangabe zur Unsicherheit der Partector 2 Pro Messungen von **30 %** realistisch zu sein und wird deshalb im Rahmen dieser Studie verwendet.

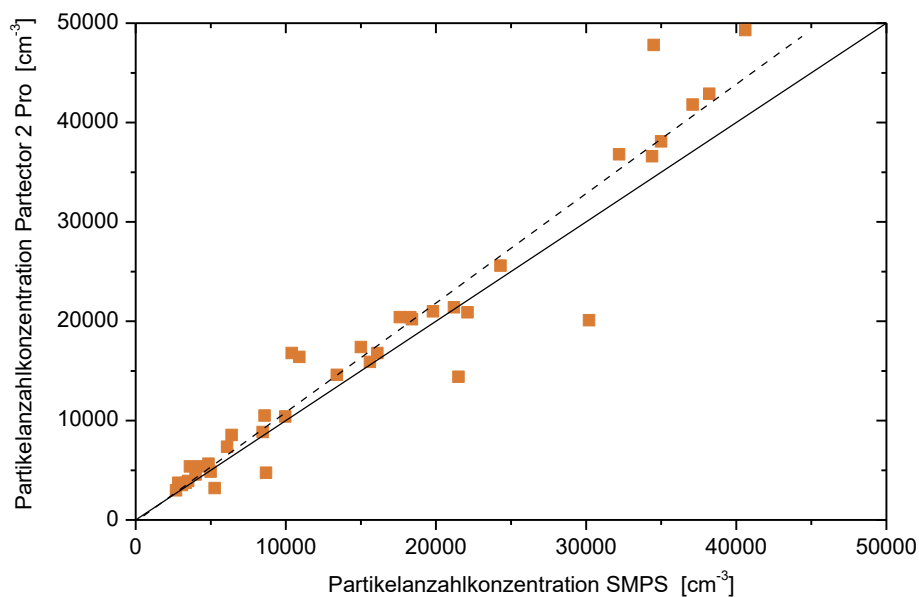


Abb. 11.1: Korrelation der bei den jeweils 30-minütigen Co-Lokationen von Partector 2 Pro und HLNUG-SMPS gemessenen UFP-Anzahlkonzentrationen.

Für die Bestimmung des mittleren Partikeldurchmessers ergab das gleiche Vorgehen eine Steigung von 1,018 und eine Standardabweichung von 0,065. Bei Annahme des gleichen Messfehlers für die Probenahme wie für die Anzahlkonzentration und einer Unsicherheit der Partikelgrößenbestimmung im SMPS von 3,0 % ergibt sich für die Bestimmung des mittleren Partikeldurchmessers eine einfache Messunsicherheit von **13,3 %**.

11.2 UFP-Verteilung um den Flughafen Frankfurt

Die mobilen Messungen mit einem Partector 2 Pro wurden auf verschiedenen Routen rund um, aber vor allem im Lee der Hauptwindrichtung SW, nördlich des Flughafens hauptsächlich zwischen Mai und November 2024 durchgeführt. Insgesamt wurde eine Messstrecke von 2070 km per Fahrrad unter verschiedenen meteorologischen Bedingungen und Tageszeiten zurückgelegt. Abbildung 11.1 zeigt die über alle Messfahrten gemittelten Partikelanzahlkonzentrationen (10-300 nm) aufgetrennt nach den Hauptwindrichtungen NE (0-90°, Abb. 11.1 a), SW (180-270°, Abb. 11.1 b) und NW (270-360°, Abb. 11.1 c). Dabei wurde die mittlere Windrichtung während der jeweiligen Fahrt (berechnet aus 10-Minuten-Mitteln der DWD Station 1420) zugrunde gelegt, sodass die tatsächlichen Einzelmesswerte auch außerhalb des entsprechenden Sektors liegen können.

Der Einfluss der Partikelemissionen des Flughafens ist bei allen Windrichtungen deutlich zu erkennen. Typische Hintergrundkonzentrationen in Waldgebieten und im kleinstädtischen Umfeld (z. B. Kelsterbach, Mörfelden, Schwanheim) lagen um 7000 cm^{-3} und stiegen unter Einfluss von Luftmassen aus Richtung des Flughafens ca. um den Faktor drei auf über 20.000 cm^{-3} an. Auch in städtischen Umgebungen wie Frankfurt Sachsenhausen und Frankfurt Höchst war ein merkbarer Anstieg von einer Hintergrundkonzentration von ca. 22.000 cm^{-3} auf ca. 27.500 cm^{-3} zu verzeichnen. Letzteres entspricht einem Faktor von 1,3, was einerseits auf die größere Entfernung der städtischen Umgebungen vom Flughafen und andererseits auf die höhere Hintergrundbelastung durch den Straßenverkehr und Industrie zurückzuführen ist.

Die höchsten Partikelbelastungen mit größer 100.000 cm^{-3} wurden regelmäßig in der Abluffahne der Center- und Südbahn an der Nordost-Spitze des Flughafens gemessen; gelegentlich aber auch im Stadtverkehr der Mörfelder Landstraße (Frankfurt Sachsenhausen). Der im Lee des Flughafens erhöhte Anteil an flughafenspezifischen UFP ließ sich vor allem in den nicht-städtischen Gebieten an der mittleren Partikelgröße erkennen, welche von ca. 43-53 nm außerhalb der Abluffahne des Flughafens auf 20-25 nm sank, sobald Luftmassen aus Richtung des Flughafens zuströmten.

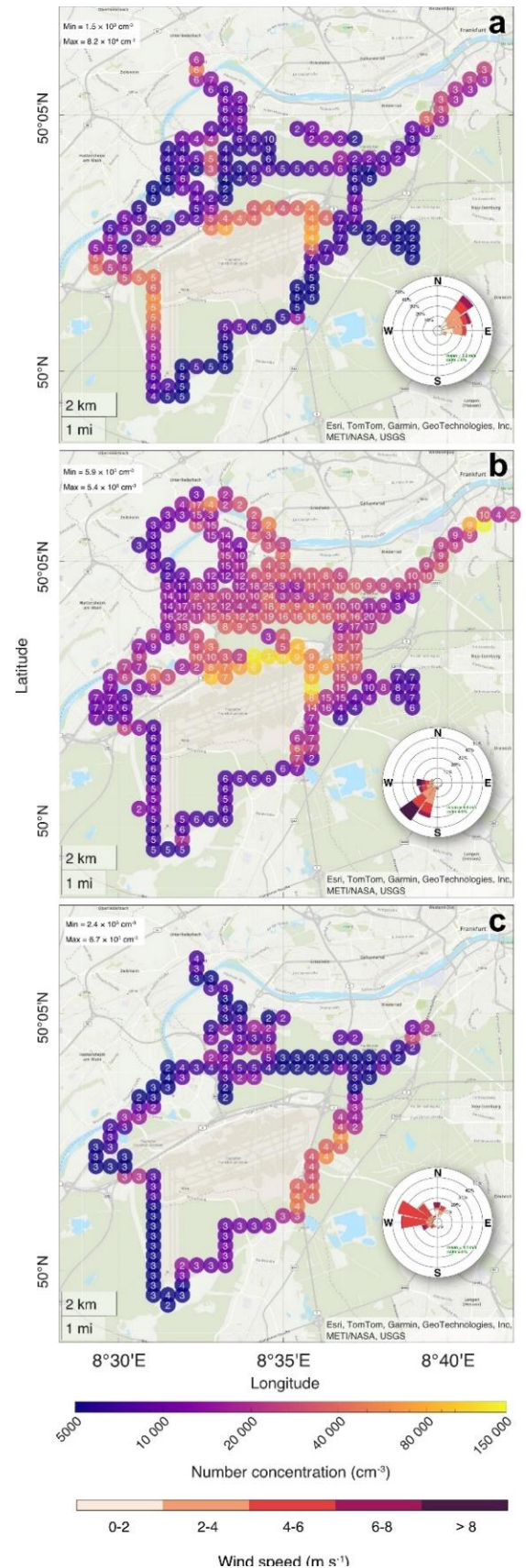


Abb. 11.2: Räumlich gemittelte UFP-Anzahlkonzentrationen (10-300 nm) in 420 m (geogr. Breite) \times 600 m (geogr. Länge) Gitterzellen. Windrichtungen sind **a)** NE, **b)** SW und **c)** NW. Zahlen innerhalb der Messpunkte stellen die Anzahl der zugrunde liegenden Messstage dar.

12 UFP-Immissionsdaten von dritten Anbietern

Um einen möglichst großen Messdatensatz als Eingangsdaten für das Ausbreitungsmodell oder für den Vergleich mit dessen Ergebnissen zur Verfügung zu haben, wurden im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling eine Reihe von Aerosolpartikelmessdaten von dritten Anbietern genutzt.

12.1 Genutzte Daten

Der größte Partikel Datensatz wurde dem Konsortium vom **HLNUG** zur Verfügung gestellt (s. Tab. 4.1). Dieser umfasst neben den Messungen im Jahr 2024 vor allem auch Messdaten aus dem ersten Modelljahr 2019, als es SOURCE FFR measurements · modelling noch nicht gab und somit auch keine eigenen Messungen. Die Daten des HLNUG dienen ausschließlich der Validierung der durch das Modell vorhergesagten Partikelkonzentrationen.

Um die Ausdehnung des Modellgebiets am Anfang der Studie festzulegen, wurde ein vorläufiger Modelllauf basierend auf GRETA (Gridding Emission Tool for ArcGIS) Emissionsdaten des **UBA** durchgeführt. Daraus ergab sich z. B. dass in großen Teilen von Mainz kein Einfluss durch die Emissionen des Flughafens Frankfurt zu erwarten ist. Um diese vorläufige Modellierung und damit die Modelausdehnung zu validieren, wurden u. a. UFP-Messungen auf dem Dach des **MPI-C** in Mainz herangezogen. Die erzeugten Partikel-Wahrscheinlichkeitsverteilungen Partikel größer als ca. 5 nm Durchmesser für das Jahr 2022 (Abb. 12.1) zeigen in guter Übereinstimmung mit der Modellvorhersage für die Windsektoren Ost und Nordost (Richtung Flughafen Frankfurt, schwarze Kurven) am Messstandort keine erhöhten Konzentrationen im Vergleich mit den anderen Windrichtungen (graue Kurven). Es ist damit zwar möglich, dass weiter südöstlich in Mainz ein Einfluss durch den Flughafen nachweisbar wäre (s. entsprechende Messungen des HLNUG in Mainz-Hechtsheim; Krüger De Holanda et al., 2025), dieses Gebiet liegt aber innerhalb des Modellgebiets und wird somit auch erfasst.

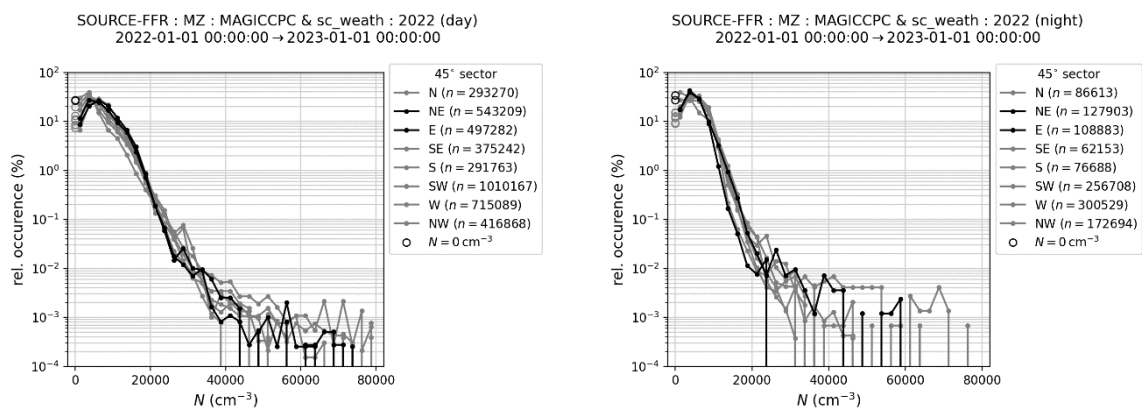


Abb. 12.1: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Anzahlkonzentration von Partikeln größer 5 nm, gemessen am MPI-C in Mainz in 2022. (a) Messungen am Tag, (b) Messungen in der Nacht. Windsektoren vom Flughafen Frankfurt schwarz hervorgehoben. © Daten des Max-Planck-Instituts für Chemie in Mainz.

Um eine UFP-Ausbreitungsmodellierung durchführen zu können, muss an den Rändern des Modellgebiets zu jedem Zeitpunkt des Modelllaufs eine realistische Partikelkonzentration und -größenverteilung vorgegeben werden, die durch den vorherrschenden Wind in das Modellgebiet einströmen kann (Randbedingungen). Diese zeitlich veränderlichen Eingangsdaten sind für die Aerosolpartikel durch den regionalen Hintergrund, d. h. durch die großräumige Partikelkonzentration weit ab von Partikelquellen und dem eigentlichen Untersuchungsgegenstand gegeben. Zur Bestimmung der regionalen Hintergrundkonzentrationen wurden im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling die Partikelmessungen an der **UBA-Messstation Langen** gewählt. Luftmassen aus Richtung Flughafen Frankfurt wurden dabei ausgeschlossen, um die damit verbundenen Partikelkonzentrationen nicht doppelt einzutragen (einmal über die Randbedingungen und einmal als direkte Quelle).

Die Messdaten des UBA in Langen repräsentieren als Bodenmessungen gut die Partikelkonzentrationen in der atmosphärischen Grenzschicht (ca. 500-1500 m Höhe, je nach Region, Jahres- und Tageszeit). Das Ausbreitungsmodell rechnet aber bis 3750 m Höhe und damit fehlten zunächst die Aerosolpartikel-Randbedingungen in der Schicht oberhalb der atmosphärischen Grenzschicht, der sogenannten freien Troposphäre. Um auch für die freie Troposphäre Aerosolpartikel-Randbedingungen zur Verfügung zu haben, wurden Flugzeugmessungen im Rahmen der europäischen Forschungsinfrastruktur IAGOS (In-service Aircraft for a Global Observation System) genutzt. Mit Hilfe des in **IAGOS-CARIBIC** (Civil Aircraft for the Regular Investigation of the Atmosphere Based on an Instrument Container) durch das **TROPOS** in der Umgebung des Flughafens Frankfurt gewonnenen Daten konnten saisonale Vertikalverteilungen der Partikelkonzentration in der freien Troposphäre als Eingangsparameter für die Ausbreitungsmodellierung bestimmt und genutzt werden.

12.2 Messgeräte und Messunsicherheiten – Daten Dritter

Für die vom HLNUG, dem UBA, dem MPI-C und vom TROPOS in IAGOS-CARIBIC durchgeführten Partikelmessungen wurden, wie bei den Messungen des Konsortiums, CPCs und SMPS-Instrumente eingesetzt. Als Teil deren Datenqualitätssicherung, aber außerhalb von SOURCE FFR measurements · modelling, wurden die Geräte des HLNUG, des UBA und von IAGOS-CARIBIC ebenfalls am TROPOS kalibriert. Da die Bestimmung der Messunsicherheiten der SMPS-Instrumente (Kap. 6) geräteunabhängig erfolgte, kann auch für die vom HLNUG und vom UBA eingesetzten SMPS-Instrumente die gleiche Messunsicherheit angenommen werden (s. Tab. 6.1). In die zugrundeliegende Analyse gingen sogar Daten von zwei SMPS-Instrumenten des HLNUG und ein SMPS-Instrument des UBA mit ein (von insgesamt 24 SMPS). Die Messungenauigkeit des vom MPI-C genutzten CPC wird mit 20 % angenommen. Da dieses Gerät mit Wasser als Arbeitssubstanz betrieben wird, was bei einem atmosphärischen Aerosol unbekannter Zusammensetzung zu Unsicherheiten in der unteren Nachweisgrenze führt, ist diese Messunsicherheit doppelt so groß veranschlagt wie die von mit Butanol betriebenen CPCs. Für die IAGOS-CARIBIC eingesetzten Butanol-CPCs wird die Messunsicherheit mit 15 % veranschlagt, und damit, aufgrund der Unterdruckbedingungen bei der Messung, ebenfalls leicht höher als bei klassischen Butanol-CPCs.

Literaturverzeichnis

- Altstädter, B., Deetz, K., Vogel, B., Babić, K., Dione, C., Pacifico, F., Jambert, C., Ebus, F., Bärffuss, K., Pätzold, F., Lampert, A., Adler, B., Kalthoff, N., and Lohou, F.: The vertical variability of black carbon observed in the atmospheric boundary layer during DACCIWA, *Atmospheric Chemistry and Physics*, DOI 10.5194/acp-20-7911-2020, 17 pp., 2020.
- Altstädter, B., Platis, A., Wehner, B., Scholtz, A., Wildmann, N., Hermann, M., Käthner, R., Baars, H., Bange, J., and Lampert, A.: ALADINA – an unmanned research air-craft for observing vertical and horizontal distributions of ultrafine particles within the atmospheric boundary layer, *Atmospheric Measurement Techniques*, DOI 10.5194/amt-8-1627-2015, 12 pp., 2015.
- Asbach, C., Todea, A. M., and Kaminski, H.: Evaluation of a Partector Pro for atmospheric particle number size distribution and number concentration measurements at an urban background site, *Aerosol Research*, 2, 1–12, <https://doi.org/10.5194/ar-2-1-2024>, 2024.
- Bärffuss, K., Pätzold, F., Altstädter, B., Kathe, E., Nowak, S., Bretschneider, L., Bestmann, U., and Lampert, A.: New Setup of the UAS ALADINA for Measuring Boundary Layer Properties, *Atmospheric Particles and Solar Radiation, Atmosphere*, DOI 10.3390/atmos9010028, 21 pp., 2018.
- Birmili, W., Weinhold, K., Nordmann, S., Spindler, G., Mueller, K., Herrmann, H., Gnauk, T., Pitz, M., Cyrus, J., Flentje, H., Wolf, C., Kuhlbusch, T.A.J., Loeschau, G. Haase, D., Meinhardt, F., Schwerin, A., Ries, L. und Wirtz, K.: Atmospheric aerosol measurements in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN), Part 1: Soot and particle number size distributions. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft (Air Pollution Control)* 69(4): 137-145. Springer-VDI-Verlag, Düsseldorf, 2009.
- Birmili, W., Heinke, K., Pitz, M., Matschullat, J., Wiedensohler, A., Cyrus, J., Wichmann, H.-E., and Peters, A.: Particle number size distributions in urban air before and after volatilisation, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 4643–4660, <https://doi.org/10.5194/acp-10-4643-2010>, 2010.
- Bretschneider, L., Schlerf, A., Baum, A., Bohlius, H., Buchholz, M., Düsing, S., Ebert, V., Erraji, H., Frost, P., Käthner, R., Krüger, T., Lange, A. C., Langner, M., Nowak, A., Pätzold, F., Rüdiger, J., Saturno, J., Scholz, H., Schuldt, T., Seldschopf, R., Sobotta, A., Tillmann, R., Wehner, B., Wesolek, C., Wolf, K., and Lampert, A.: MesSBAR—Multicopter and Instrumentation for Air Quality Research, *Atmosphere*, DOI 10.3390/atmos13040629, 27 pp., 2022.
- Brüggemann, M., van Pinxteren, D., Wang, Y., Yu, J. Z., and Herrmann, H.: Quantification of known and unknown terpenoid organosulfates in PM₁₀ using untargeted LC–HRMS/MS: contrasting summertime rural Germany and the North China Plain. *Environ. Chem.* 16, 333, 2019.
- Eckenberger, E., Mittereder, A., Gawlitta, N., Schnelle-Kreis, J., Sklorz, M., Brüggemann, D., Zimmermann, R., and Nölscher, A. C.: Performance evaluation of four cascade impactors for airborne ultrafine-particle (UFP) collection: the influence of particle type, concentration, mass, and chemical nature. *Aerosol Research* 3, 45–64, 2025.

- Engler, C., Rose, D., Wehner, B., Wiedensohler, A., Brüggemann, E., Gnauk, Z., Spindler, G., Tuch, T and Birmili, W.: Size distributions of non-volatile particle residuals ($D_p < 800$ nm) at a rural site in Germany and relation to air mass origin *Atmos. Chem. Phys.*, 7 (22), pp. 5785-5802, 2007.
- Fomba, K. W., Müller, K., van Pinxteren, D., Poulain, L., van Pinxteren, M., and Herrmann, H.: Long-term chemical characterization of tropical and marine aerosols at the Cape Verde Atmospheric Observatory (CVAO) from 2007 to 2011, *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 8883-8904, doi: 10.5194/acp-14-8883-2014, 2014.
- Fushimi, A., Saitoh, K., Fujitani, Y., and Takegawa, N.: Identification of jet lubrication oil as a major component of aircraft exhaust nanoparticles. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 6389–6399, 2019.
- Harm-Altstädter, B., Voß, A., Aust, S., Bärfuss, K., Bretschneider, L., Merkel, M., Pätzold, F., Schlerf, A., Weinhold, K., Wiedensohler, A., Winkler, U., and Lampert, A.: First study using a fixed-wing drone for systematic measurements of aerosol vertical distribution close to a civil airport, *Frontiers in Environmental Science*, DOI 10.3389/fenvs.2024.1376980, 18 pp., 2024.
- Janssen, S. and Thunis, P., FAIRMODE Guidance Document on Modelling Quality Objectives and Benchmarking (version 3.3), EUR 31068 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-52425-0, doi:10.2760/41988, JRC129254, 2022.
- Krüger De Holanda, B., Wilke, S., Ditas, F., Weißenmayer, M. und Rose, D.: Temporäre Luftschadstoffmessungen in Mainz-Hechtsheim, Abschlussbericht, Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz und Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, 2025.
- Kumar, P. Kalaiarasan, G., Porter, A. E., Pinna, A., Kłosowski, M. M., Demokritou, P., Chung, K. F., Pain, C., Arvind, D. K., Arcucci, R., Adcock, I. M., and Dilliway, C.: An overview of methods of fine and ultrafine particle collection for physicochemical characterisation and toxicity assessments. *The Science of the total environment* 756, 143553, 2021.
- Ma, J., Ungeheuer, F., Zheng, F., Du, W., Wang, Y., Cai, J., Zhou, Y., Yan, C., Liu, Y., Kulmala, M., Daellenbach, K. R. and Vogel, A. L.: Nontarget Screening Exhibits a Seasonal Cycle of PM_{2.5} Organic Aerosol Composition in Beijing. *Environ. Sci. Technol.* 10.1021/acs.est.1c06905, 2022.
- Neusüß, C., Pelzing, M., Plewka, A., and Herrmann, H.: A new analytical approach for size-resolved speciation of organic compounds in atmospheric aerosol particles: Methods and first results, *J. Geophys. Res. - Atmos.*, 105, 4513-4527, 2000.
- Pätzold, F., Bretschneider, L., Nowak, S., Brandt, B., Schlerf, A., Asmussen, M., Bollmann, S., Bärfuss, K., Harm-Altstädter, B., Hecker, P., Wehner, B., van der Wall, B., Sachs, T., Huntrieser, H., Roiger, A., and Lampert, A.: HELIPOD - Revolution and evolution of a helicopter-borne measurement system for multidisciplinary research in demanding environments. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 11, 1, 00031. doi: <https://doi.org/10.1525/elementa.2023.00031>, 2023.

- Ohlwein, S., Kappeler, R., Kutlar Joss, M., Künzli, N., and Hoffmann, B: Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. *Int. J. Public Health*, 64(4):547-559. doi: 10.1007/s00038-019-01202-7. Epub 2019 Feb 21. PMID: 30790006, 2019.
- Schraufnagel, D. E.: The health effects of ultrafine particles. *Exp Mol Med* 52, 311–317, <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3>, 2020.
- Ungeheuer, F., Caudillo, L., Ditas, F., Simon, M., van Pinxteren, D., Kılıç, D., Rose, D., Jacobi, S., Kürten, A., Curtius, J., and Vogel, A. L.: Nucleation of jet engine oil vapours is a large source of aviation-related ultrafine particles. *Commun Earth Environ* 3, 2022.
- Ungeheuer, F., van Pinxteren, D., and Vogel, A. L.: Identification and source attribution of organic compounds in ultrafine particles near Frankfurt International Airport. *Atmos. Chem. Phys.* 21, 3763–3775, 2021.
- van Pinxteren, D., Brüggemann, E., Gnauk, T., Iinuma, Y., Müller, K., Nowak, A., Achtert, P., Wiedensohler, A., and Herrmann, H.: Size- and time-resolved chemical particle characterization during CAREBeijing-2006: Different pollution regimes and diurnal profiles, *J. Geophys. Res. - Atmos.*, 114, DooGog, doi: 10.1029/2008jd010890, 2009.
- 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., and Nowak, A.: Mobility particle size spectrometers: Calibration procedures and measurement uncertainties, *Aerosol Science and Technology*, 52:2, 146-164, DOI: 10.1080/02786826.2017.1387229, 2018.