



SOURCE FFR
measurements • modelling



Foto: ©DLR-VT (Flugzeug KI generiert)

SOURCE FFR measurements • modelling — UFP-Belastungsstudie

Bestimmung der UFP-Emissionen

13.03.2025

AP1-Bericht

Berichtszeitraum: April 2023 – Februar 2025

Wissenschaftliches Konsortium

Air Consulting Hellebrandt (ACH) / Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Oberpfaffenhofen (DLR-IPA) / Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Stuttgart (DLR-VT) / Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH und Co. KG, Dresden (LOH) / Institut für Umweltingenieurwissenschaften, 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) / Technische Universität Braunschweig (TUBS) / Technische Universität Darmstadt (TUD)

Hellebrandt
Air Consulting



ETH zürich



TNO



Ansprechpartner

Autoren:

Dr. Markus Hermann / Prof. Dr. Christof Asbach / Linda Bondorf /
Dr.-Ing. Lutz Bretschneider / Ir. Peter Coenen / Prof. Dr. Martin Ebert / Tobias Grein /
Dr.-Ing. Barbara Harm-Altstädter / Pia Hellebrandt / Dr. Frank Holzäpfel /
Dr. Matthias Karl / Ir. J. Kuenen / Prof. Dr. Astrid Lampert / Helmut Lorentz /
Anna Mahlau / Dr. Volker Matthias / Philipp Oehlke / Florian Pfäfflin /
Dr. Dominik van Pinxteren / Dr. Martin Ramacher / Wolfram Schmidt /
Dr. Steffen Schmitt / Dr. Florian Ungeheuer / Ir. A. Visschedijk /
Prof. Dr. Alexander Vogel / Prof. Dr. Jing Wang / Dr. Carmen Wolf / und Zesen Zhang

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.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	9
1 Zusammenfassung/Executive Summary	12
1.1 Zusammenfassung	12
1.2 Executive Summary	13
2 Einführung	14
3 Bestimmung der UFP-Belastung und UFP-Emissionen	14
4 UFP-Emissionsfaktoren	15
4.1 Generelle Quelleninformationen und Definitionen	15
4.2 Allgemeine Herangehensweise zur Schätzung der PN-Emissionen	17
5 UFP-Emissionsmessungen	20
5.1 Datenqualitätssicherung	20
5.2 Erste Emissionsmesskampagne	22
5.3 Zweite Emissionsmesskampagne	31
5.4 Gemessene Emissionsindizes	34
6 UFP-Emissionsmodellierung	37
6.1 Emissionsinventare	37
6.2 Emission der Industrie	42
6.3 Emissionen des Kleingewerbes	43
6.4 Emissionen durch Hausbrand oder Kleinverbraucher	44
6.5 Emissionen des Kfz-Verkehrs	44
6.6 Emissionen des Schienenverkehrs	45
6.7 Emissionen der Schifffahrt	45
6.8 Emissionen des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt	47
6.8.1 Berechnungen der nicht-flüchtigen Partikelemissionen der Haupttriebwerke	47
6.8.2 Berechnung der Gesamtpartikelemission der Haupttriebwerke	53
6.8.3 Emissionen der Hilfstriebwerke	53
6.8.4 Korrektur der Emissionshöhen durch Einwirkung von Wirbelschleppen	58
6.8.5 Triebwerksprüfstand und -probeläufe	59
6.9 Emissionen des Flughafenbetriebs am Boden	59

6.9.1	Emissionen des Kfz-Verkehrs auf dem Flughafen	59
6.9.2	Emissionen bei der Flugzeugabfertigung	60
6.9.3	Emissionen der stationären Quellen	61
6.9.4	Emissionen von Tankstellen und Tanklagern auf dem Flughafen	61
6.9.5	Emissionen des Flughafenbetriebs durch Enteisung und Betriebsflächenenteisung	62
6.9.6	Emissionszeitreihen	64
6.10	Emissionen von Kleinflugplätzen	65
6.10.1	Emissionen des Flugplatzes Frankfurt-Egelsbach	66
6.10.2	Emissionen des Militärflugplatzes Wiesbaden-Erbenheim	71
6.11	Emission von sonstigen mobilen Quellen	73
6.12	Emissionen der Landwirtschaft	73
6.13	Emissionen der Bäume und Wälder	73
6.14	Fortschreibung der Emissionen	74
	Literaturverzeichnis	78

Abbildungsverzeichnis

Abb. 5.1: Zähleffizienzkurve zweier TSI CPC 3010 des TROPOS.	20
Abb. 5.2: Partikeltransmission durch den TROPOS Thermodenuder (TD) und den DLR-VT Catalytic Stripper CS015.....	21
Abb. 5.3: Vergleich von drei CO ₂ -Sensoren, die in SOURCE FFR zur Verfügung standen.....	22
Abb. 5.4: Messstandorte am Flughafen Frankfurt während der ersten Emissionsmesskampagne im September/Okttober 2023.....	23
Abb. 5.5: Messaufbau des eingesetzten Dual-CPC-System.....	25
Abb. 5.6: Zeitreihen der Messungen im A-Hof während der ersten 10 Tage mit den Geräten im TROPOS Messanhänger.....	25
Abb. 5.7: Oben links: TROPOS-Messanhänger im A-Hof, Terminal 1 des Flughafens Frankfurt.	26
Abb. 5.8: Schematischer Messaufbau im TROPOS-Messanhänger für die Messungen im A-Hof, Terminal 1 des Flughafens Frankfurt.....	27
Abb. 5.9: Aufbau am Standort Frankfurt-Flughafen-Ost auf dem Flughafen.	28
Abb. 5.10: Schematischer Messaufbau im Mobilen Labor des DLR-VT.	28
Abb. 5.11: Entwicklung der CO ₂ -Konzentration (oben) sowie der Gesamtpartikel- Anzahlkonzentrationen (unten) an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost.....	29
Abb. 5.12: Sondeninstallation an der Blastwall (oben links) und Eindrücke zum Abstand zwischen Emissionsquelle und Probenahme.....	30
Abb. 5.13: Auszug aus den Daten an der Blastwall für CO ₂ (LI-850) und nicht-flüchtige Partikel (DMS500) vom 06.10.23.	31
Abb. 5.14: Neuer Messstandort auf dem Vorfeldbereich des Terminal 2 mit Foto des mobilen Messlabors.	31
Abb. 5.15: Normalisierte, mittlere Größenverteilung von tPN und nvPN während der Blastwallmessungen (12.–16.04.24).	32
Abb. 5.16: In SOURCE FFR measurements · modelling ermittelte, triebwerkstypspezifische nvEI mit analogen Emissionsfaktoren aus Arbeit von Moore et al. (2017b) und der ICAO-EEDB (für alle verfügbaren Lastzustände).....	34
Abb. 5.17: In SOURCE FFR measurements · modelling ermittelte, triebwerkstypspezifische tEI mit analogen Emissionsfaktoren aus Arbeit von Moore et al. (2017b) und nach dem Ansatz von Zhang et al. (2020) (für den Lastzustand Idle).	35
Abb. 5.18: EI(NO _x) für das Triebwerk CFMI LEAP-1A26 mit Emissionsfaktoren aus der ICAO- EEDB.....	36
Abb. 6.1: SO ₂ -Emissionen aus Schiffsquellen (b) im Vergleich zu anderen SO ₂ -Quellen (a) im vorläufigen Modellgebiet.	47
Abb. 6.2: Flussdiagramm zur Berechnung der APU-Emissionen.	55
Abb. 6.3: Numerische Simulation einer Wirbelschlepe in einer Umgebung mit schwacher Turbulenz und thermischer Schichtung (Misaka et al., 2012).	58
Abb. 6.4: Übersicht über die Bereiche der Mengenerfassung der Betriebsflächenenteiser und Enteisungsbereiche auf dem Flughafengelände.	63
Abb. 6.5: Prognose der Flugbewegungen für Egelsbach.	67

Abb. 6.6: Jahresganglinie der Flugbewegungen für den Kleinflughafen Egelsbach.....	70
Abb. 6.7: Wahrscheinlichkeitsverteilungen von ultrafeinen Partikeln, N ₁₀₋₁₀₀ , gemessen in 2019 am UBA-Standort in Langen am Tag (a, c), und in der Nacht (b, d),	71

Tabellenverzeichnis

Tab. 6.1: Hessische Emissionen im Untersuchungsgebiet in [t/a].....	37
Tab. 6.2: Verwendete GNFR-Kategorien. Quelle: GRETA.....	38
Tab. 6.3: Emissionen in Rheinland-Pfalz im Untersuchungsgebiet in [t/a].....	40
Tab. 6.4: Gewichtete Durchschnittsverhältniswerte der PM _{2,5} -Emissionen und Partikelanzahlzahlen pro GNFR-Kategorie für Deutschland.	41
Tab. 6.5: Vergleich der GRETA und TREMOD Jahresemissionen für das Jahr 2019.	46
Tab. 6.6: Verhältnis der Schiffsemissionen aus dem Emissionskataster des Landes Rheinland- Pfalz und aus GRETA.	46
Tab. 6.7: Datengrundlage für die Emissionsmodellierung der Partikelemissionen durch Flugzeugtriebwerke für die drei Referenz-Modellläufe „IACO-2019“, Adaptiert-2019“ und „Adaptiert-2024“.....	48
Tab. 6.8: Emissionsdatenblatt für das Beispiel eines Flugzeugs icao24-020135.	52
Tab. 6.9: Zuordnung des hier verwendeten Status eines Fluges.	52
Tab. 6.10: Unterschiedene Flugzeuggruppen.	54
Tab. 6.11: APU-Nummern und Betriebszeiten für einen einfachen Umlaufzyklus ($t \leq 40$ min).	55
Tab. 6.12: Betriebszeiten für einen doppelten Umlaufzyklus ($t > 40$ min).	56
Tab. 6.13: Genutzte Kerosinflussraten.	56
Tab. 6.14: APU-Gruppen Emissionsindizes für die nicht-flüchtige Partikelanzahl (nvPN) im SECTOR-Modell.	57
Tab. 6.15: Emissionsfaktoren für Diesel- und Ottokraftstoff an Tankstellen.	62
Tab. 6.16: Verbrauch von Enteisungsmitteln 2019 und 2023.	63
Tab. 6.17: Berechnete Emissionen durch den Einsatz von Enteisungsmitteln 2019 und 2023.....	64
Tab. 6.18: Emissionszeitreihen für Emissionsquellen auf dem Flughafen Frankfurt.	65
Tab. 6.19: Anzahl Starts in Egelsbach nach maximalem Startgewicht (MTOW) und gewerblichem und nichtgewerblichem Flugverkehr im Jahr 2019.	66
Tab. 6.20: Anzahl Flugbewegungen in Egelsbach nach maximalem Startgewicht (MTOW) und Antriebsart im Jahr 2023.	67
Tab. 6.21: Aufteilung der Starts in Egelsbach in den Bezugsjahren 2019 und 2024 auf die in SECTOR unterschiedenen Flugzeug- und Hubschrauberklassen.	68
Tab. 6.22: Jahresemissionen der LTO-Zyklen (bis 914 m) des Flugplatzes Egelsbach für das Jahr 2019.	69
Tab. 6.23: Jahresemissionen der LTO-Zyklen (bis 914 m) des Flugplatzes Egelsbach für das Jahr 2024.	70
Tab. 6.24: Schätzung der Flugbewegungen am Flugplatz Wiesbaden-Erbenheim.	72
Tab. 6.25: Fortschreibung der Bodenemissionen auf Basis der Daten von 2023 nach 2024.	77

Abkürzungsverzeichnis

AAC	Aerodynamic Aerosol Classifier
ACTRIS	Aerosol, Clouds and Trace gases Research InfraStructure
ADS-B	Automatic Dependent Surveillance-Broadcast
AK UFP	Arbeitskreis „Ultrafeine Partikel“ des FFR
AP	Arbeitspaket
APU	Auxiliary Power Unit
BADA	Base of Aircraft Data (Eurocontrol)
BAST	Bundesanstalt für Straßenwesen
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnungen
BVOC	Biogenic Volatile Organic Compounds
CAMS	Copernicus Atmospheric Services
CLMS	Copernicus Land Monitoring Services
C/O	"climb-out" Flugphase
CO	Kohlenmonoxid
CO₂	Kohlendioxid
CPC	Condensation Particle Counter
CS	Catalytic Stripper
D2P	Deterministic Two-Phase Wake Vortex Model
DLH	Deutsche Lufthansa
DMA	Differential Mobility Analyzer
DMS	Differential Mobility Spectrometer
DWD	Deutscher Wetterdienst
eBC	equivalent Black Carbon concentration
EI	Emission Index
EI_{BC}	Rußmasse-Emissionsindex
EEA	European Environmental Agency
EEPS	Engine Exhaust Particle Sizer
FB	Fuel Burning
FLAG-E	Flug Lärm Abwehr Gemeinschaft Egelsbach
FFR	Forum Flughafen & Region
FTIR	Fourier-Transformations-InfraRot (Spektrometer)
GNFR	Gridded Nomenclature For Reporting
GPU	Ground Power Unit

GRETA	Gridding Emission Tool for ArcGIS Datenbank (des UBA)
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HB	Hohe Belastung APU-Betriebsphase
HC	Hydrocarbons
HLBG	Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation
HLNUG	Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
ICAO	International Civil Aviation Organization
ICAO-EEDB	ICAO Aircraft Engine Emissions Databank
IMMIS^{em}	Modell zur Berechnung Kfz-induzierter Emissionen auf Basis HBEFA und VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7
Kfz	Kraftfahrzeug
LTO	Landing and Take-Off cycle der ICAO
MAAP	Multi Angle Absorption Photometer
MF	fuel Mass Flow rate
MLW	Maximum Landing Weight
MTOW	Maximum Take-Off Weight
NACE	Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne (Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft)
NanoMOUDI	Nano Micro-Orifice Uniform-Deposit Impactor
NB	Normale Belastung APU-Betriebsphase
NDIR	Nicht Dispersiver InfraRot (Sensor)
NEA	Netzersatzanlagen
NFR	Nomenclature For Reporting (differenzierte Klassifizierung von Quellengruppen in Emissionsinventaren)
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds
NO_x	Stickstoffoxide
nvEI	non-volatile particle Emission Index
nvPN	non-volatile Particle Number
nvPM	non-volatile Particle Mass
P2P	Probabilistic Two-Phase Wake Vortex Model
PCA	Pre-Conditioned Air
PM	Particulate Matter
PM_x	Partikelmassenkonzentration aller Partikle kleiner als x µm
PN	Particle Number
ppm	parts per million – Mischungsverhältnis von 1 : 1 Mio.
PRTR	Pollution Release and Transfer Register

RI-URBANS	Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial AreaS (EU project)
SECTOR	Simple aircraft Engine emission CalculaTOR
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
SO_x	Schwefeloxide
SOURCE FFR	Study on ultrafine particles in the Frankfurt airport region
SS	Start und Stabilisierung APU-Betriebsphase
TCD	Tree Cover Density
TD	ThermoDenuder
tE	total Emission
tEI	total particle Emission Index (flüchtige und nicht-flüchtige)
TIM	Time-In-Mode
tPN	total Particle Number (Anzahl aller flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikel in einem Größenbereich)
TREMOD	Transport Emissionsmodell für den motorisierten Verkehr in Deutschland
UBA	Umweltbundesamt
UECT	Urban Emission Conversion Tool
UFP	Ultra Fine Particles
UID	Unique Identification number (für Triebwerke)
ULTRAFLEB	Ultrafeinstaubbelastung durch Flughäfen in Berlin - Projekt
UNH	Umwelt- und Nachbarschaftshaus, Gemeinnützige Umwelthaus GmbH
UrbEM	Urban Emission Modelling framework
vPN	volatile Particle Number
VOC	Volatile Organic Compounds
WB	Wissenschaftliche (Projekt) Begleitung (wahrgenommen durch das Ökoinstitut)
WCCAP	World Calibration Centre for Aerosol Physics
WQS	Wissenschaftliche Qualitätssicherung (externe Wissenschaftler:innen)

1 Zusammenfassung/Executive Summary

1.1 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. Im hier vorliegenden Dokument zum Arbeitspaket 1 (AP1) der Studie sind alle Arbeiten im Rahmen der Studie beschrieben, die der Erlangung von Emissionsdaten aller relevanten Quellen im Untersuchungsgebiet dienen. Informationen zu Emissionen von Luftschadstoffen können generell entweder anhand von Literaturdaten für gut charakterisierte Quellen (z. B. aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen oder direkt aus Emissions-Katastern) oder mit Hilfe von Messungen für weniger gut charakterisierte Quellen bestimmt werden. Diese Emissionsdaten sind wichtige Eingangsparameter für die folgende atmosphärische Ausbreitungsmodellierung, die damit die UFP-Immissionen und ihre zeitliche Variation an allen Punkten des Untersuchungsgebietes in den gewählten Zeiträumen realistisch berechnen kann. Eine solche Modellierung auf der kleinräumigen Skala erfordert ein lokales Emissionsinventar, in dem Aktivitätsdaten mit höher räumlicher Auflösung mit Emissionsfaktoren einzelner Schadstoffe in detaillierten Emissionsalgorithmen kombiniert werden.

Im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling werden die Emissionsquellen Industrie, Kleingewerbe, Hausbrand und Kleinverbraucher, Kfz-Verkehr, Schiffsverkehr, Schienenverkehr, Flugverkehr am Flughafen Frankfurt, Bodenemissionen des Flughafens Frankfurt, Kleinflughäfen, Landwirtschaft und Wälder berücksichtigt. Je nach Quelle wurden dafür unterschiedliche Literaturdaten zu Emissionsfaktoren und Aktivitäten verwendet. Eines der Hauptprobleme bei der Erlangung von anzahlbasierten UFP-Emissionen ist, dass für einzelne Quelltypen keine UFP-Anzahlemissionsfaktoren vorliegen und diese deshalb anhand von anderen Partikeleigenschaften, wie z. B. Partikelmasseemissionsfaktoren, berechnet werden müssen. Dies geschieht unter Zuhilfenahme einer quelltypischen Partikelgrößenverteilung aus Literaturdaten, um das Vorhandensein unterschiedlich großer Partikel richtig wiederzugeben. Im Rahmen dieser Studie wurde dabei vor allem auf Ergebnisse des EU-Projekts RI-URBANS und seiner Vorgängerprojekte zurückgegriffen. Diese stellen den aktuellen Stand der Wissenschaft dar und nutzen das Wissen aus mehreren Dutzend wissenschaftlichen Veröffentlichungen.

Flugzeugemissionen wurden bereits während der Erstellung des Studiendesigns von SOURCE FFR measurements · modelling als eine der größten aber leider weniger gut charakterisierten UFP-Quellen identifiziert. Dementsprechend wurden im September/Okttober 2023 und im März/April 2024 zwei Emissionsmesskampagnen am Flughafen Frankfurt durchgeführt. Dabei wurden an vier Standorten im A-Hof, im Osten der Center- und Südbahn, auf dem Vorfeld vor dem Terminal 2 sowie hinter der Blastwall an der Startbahn West, erfolgreiche Messungen von nicht-flüchtigen und allen Partikeln (Partikelanzahl, Partikelgrößenverteilung und Ruß) sowie Spurengasen (CO_2 und NO_x) mit zwei Messfahrzeugen durchgeführt. Zeitlich isolierte Abgasfahnen wurden anschließend den entsprechenden Flugzeugen zugeordnet und mittels des etablierten ΔCO_2 -Ansatzes ausgewertet. Diese Auswertung liefert triebwerkstypspezifische Partikelemissionsindizes für den Lastzustand Leerlauf („Idle“) sowie einen „transienten“ Lastzustand am Anfang des Startprozesses (Hochfahren der Triebwerke). Diese Messwerte werden in der anstehenden Ausbreitungsmodellierung verwendet.

Mit dem hier vorliegenden AP1-Bericht ist ein wichtiger Projektmeilenstein erreicht. Der erste Ausbreitungsmodelllauf für das Jahre 2019 wurde gestartet. Bis zum Herbst 2025 sollen alle drei vorgesehenen Modellläufe (für die Jahre 2019 nur mit Literaturdaten, 2019 mit Literatur- und Messdaten und 2024 mit Literatur- und Messdaten) abgeschlossen sein.

1.2 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 document on work package 1 (AP1) of the study describes all the work carried out as part of the study to obtain emission data from all relevant sources in the study area. Information on air pollutant emissions can generally be determined either on the basis of literature data for well-characterized sources (e.g. from scientific publications or directly from emission inventories) or with the help of measurements for less well-characterized sources. These emission data are important input parameters for the following atmospheric dispersion modelling, which can thus realistically calculate the UFP immissions and their temporal variation at all points of the study area in the selected time periods. Such modelling on the small-scale requires a local emission inventory in which activity data with higher spatial resolution are combined with emission factors of individual pollutants in detailed emission algorithms.

Within the framework of SOURCE FFR measurements - modelling, the emission sources of industry, small businesses, domestic heating and small consumers, motor vehicle traffic, shipping traffic, rail traffic, air traffic at Frankfurt Airport, ground emissions from Frankfurt Airport, small airfields, agriculture and forests are considered. Depending on the source, different literature data on emission factors and activities were used. One of the main problems in obtaining number-based UFP emissions is that they have to be calculated for individual source types on the basis of other particle properties, such as particle mass, using a typical particle size distribution. In the context of this study, the results of the EU project RI-URBANS and its predecessor projects were primarily used. These represent the current state of the art and use the knowledge from several dozen scientific publications.

Aircraft emissions were already identified as one of the largest, but unfortunately less well characterized UFP sources during the creation of the SOURCE FFR measurements - modelling study design. Accordingly, two emission measurement campaigns were conducted at Frankfurt Airport in September/October 2023 and March/April 2024. Successful measurements of non-volatile and all particles (particle number, particle size distribution and soot) as well as trace gases (CO₂ and NO_x) were carried out with two measuring vehicles at four locations in the A-Hof, in the east of the center- and southern runway, on the apron in front of Terminal 2 and behind the blastwall on Runway West. Temporally isolated exhaust plumes were then assigned to the corresponding aircraft and analysed using the established ΔCO_2 approach. This evaluation provides engine type-specific particle emission indices for the engine state "Idle" and a "transient" engine state at the beginning of the take-off process (engine start-up). These measured values are used in the upcoming dispersion modelling.

An important project milestone has been reached with this AP1 report. The first dispersion model run for 2019 has been started. All three planned model runs (for the years 2019 with literature data only, 2019 with literature and measurement data and 2024 with literature and measurement data) should be completed by fall 2025.

2 Einführung

Seit einigen Jahren werden verstärkt die gesundheitlichen Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln (UFP, 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 Bürger:innen 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 wurde am 1. April 2023 begonnen und wird voraussichtlich 42 Monate dauern.

Der hier vorliegende Bericht dokumentiert die Arbeiten im Rahmen des Arbeitspakets 1 (AP1) „Bestimmung der UFP-Emissionen“ der UFP-Belastungsstudie. Er beschreibt die in AP1 angewandten Methoden, durchgeführten Arbeiten und erreichten Ergebnisse aus den ersten 22 Projektmonaten. Weitere Information zu dieser Studie sind über das UNH und dessen Webseite erhältlich.

3 Bestimmung der UFP-Belastung und UFP-Emissionen

Um die gesundheitlichen Auswirkungen von UFP auf eine große Zahl von Menschen untersuchen zu können, müssten bei jedem Bürger in der Untersuchungsregion zu Hause und am Arbeitsplatz mehrere Monate bis Jahre UFP-Messungen durchgeführt werden. Dies ist personell, finanziell und von der Geräteausrüstung her 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 realistisch berechnen kann. Zudem ermöglicht das Modell, im Rahmen der Unsicherheiten der Eingangsdaten und Ausbreitungsprozesse, eine quellspezifische Zuordnung der gesundheitlichen Belastung (individuelle Exposition) mit UFP in der Untersuchungsregion.

Um im Rahmen einer Ausbreitungsmodellierung UFP betrachten zu können, muss neben den Randbedingungen (was wird von außen eingetragen?) bekannt sein, welche Quellen wie viele UFP pro Zeiteinheit in das vom Modell betrachtete Gebiet eintragen. Die entsprechenden Quellstärken oder Emissionen berechnen sich aus dem Produkt von sogenannten Emissionsfaktoren und einer spezifischen Verlaufsgröße. Emissionsfaktoren können entweder anhand von Literaturdaten für gut charakterisierte Quellen (z. B. Veröffentlichungen oder Kataster) oder mit Hilfe von Messungen für weniger

¹ www.forum-flughafen-region.de

² www.umwelthaus.org

gut charakterisierte Quellen bestimmt werden. Spezifische Verlaufsgrößen können eine Aktivität (z. B. Anzahl der gefahrenen Kilometer) oder eine Menge eines eingesetzten Stoffes (z. B. Tonnen Brennstoff) sein. Das Zusammenführen der Emissionsfaktoren mit der Verlaufsgröße erfolgt in der Emissionsmodellierung (Berechnung und raum-zeitliche Zuordnung). Diese liefert dann die wichtigen Eingangsgrößen für die Ausbreitungsmodellierung. Wie diese im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling bestimmt wurden, beschreiben die folgenden Kapitel.

4 UFP-Emissionsfaktoren

Dieses Kapitel beschreibt, welche Emissionsfaktoren im Rahmen von SOURCE FFR anhand welcher Literaturquellen erhoben wurden. Dabei werden alle relevanten Quellen, sowohl mobile Verkehrsmittel (Kfz, Schiffe, Flugzeuge) als auch stationäre Quellen (Industrie, Kleingewerbe, Energieerzeugung, Hausbrand), im Untersuchungsgebiet berücksichtigt.

Zunächst sollen hier einige verwendete Definitionen erläutert werden. Danach wird die allgemeine Herangehensweise zur Bestimmung der Emissionsfaktoren beschrieben.

4.1 Generelle Quelleninformationen und Definitionen

Relevante Definitionen für UFP in Zusammenhang mit der SOURCE FFR Studie sind:

nvPN = non-volatile Particle Number (Anzahl der nicht-flüchtigen (= festen) Partikel),

vPN = volatile Particle Number (Anzahl der flüchtigen Partikel),

tPN = total Particle Number (Summe der flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikel)

PM_x = Partikelmassenkonzentration aller Partikel kleiner als $x \mu\text{m}$ (10^{-6} m) Durchmesser

Die Unterscheidung zwischen flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln erfolgt für atmosphärische Partikel in der Regel zwischen Partikeln, die bei Erhitzung auf 250-350°C in etwa (innerhalb von ca. 10 %) ihre Größe beibehalten (nicht-flüchtig) und Partikeln, die auf einen deutlich kleineren Durchmesser (meist 35-65 % des ursprünglichen Durchmessers) schrumpfen, sowie Partikeln, die komplett verdampfen (s. z. B. Engler et al, 2007). Die letzten beiden Kategorien werden auf Grund des Messprinzips unter der Bezeichnung „flüchtige Partikel“ zusammengefasst. Welche Partikel flüchtig oder nicht-flüchtig sind, hängt von der eingestellten Temperatur im Gerät zur Verdampfung der Partikel ab.

Nicht-flüchtige UFP entstehen vor allem direkt bei Verbrennungsprozessen an der Quelle (Kumar et al., 2013, Hellack et al., 2022). Weitere Partikel treten jedoch auch kurz nach der Freisetzung auf, wenn sie sich in der Umgebungsluft aufgrund physikalischer und chemischer Prozesse aus flüchtigen (an)organischen Gasen der Emissionsquelle bilden. Dadurch ergibt sich die totale Partikelanzahl:

$$\text{tPN} = \text{nvPN} + \text{vPN}$$

Für die Luftqualität ist zunächst die tPN ausschlaggebend. Der flüchtige Anteil der tPN-Emissionen variiert je nach Quelle, ist aber für viele Quellen größer als der feste Anteil nvPN (Kumar et al., 2013). Hier ist bereits anzumerken, dass gute und vergleichbare Messungen der vPN-Emissionen auf Grund

der aufwendigeren Messtechnik und fehlenden regulatorischen Anforderungen bisher kaum verfügbar sind und daher auf der Grundlage von Expertenurteilen geschätzt werden müssen und dementsprechend mit einem hohen Maß an Unsicherheit behaftet sein können.

Im Rahmen von SOURCE FFR wurden Emissionsfaktoren für die Gesamtpartikelanzahl tPN für alle relevanten Quellen bestimmt, die für die Modellierung von UFP nötig sind. Während die tPN für die Modellierung der Luftqualität relevant ist, beziehen sich die meisten Emissionsmessungen leider nur auf die nvPN, wie z. B. bei Typgenehmigungsverfahren von Fahrzeugen oder Anlagen.

In der entsprechenden Fachliteratur gibt es sehr wenige Messungen der Gesamtpartikelemissionen (tPN-Emissionen) und auch nur für eine kleine Zahl von Quellen. In SOURCE FFR wurden die tPN-Emissionsfaktoren nach bestem Kenntnisstand auf der Grundlage der zum Zeitpunkt dieser Studie verfügbaren Informationen aus der Literatur berechnet. Dies trifft vor allem für die Nicht-Flugzeugquellen zu. Den flüchtigen Anteil zu schätzen ist grundsätzlich schwierig, da Informationen sowohl zu tPN- als auch zu nvPN benötigt werden. Aber selbst, wenn diese beiden Emissionsfaktoren verfügbar sind, können die Umgebungsbedingungen (Temperatur, Luftfeuchte, Entfernung zur Quelle, Emissionsrate mittel- und schwerflüchtiger Dämpfe, usw.), unter denen diese Emissionsfaktoren abgeleitet wurden, unterschiedlich sein, so dass die in dieser Studie angegebenen flüchtigen Anteile der Partikelanzahlemissionen, vPN, nur als Richtwerte betrachtet werden sollten. Sie sind aber die beste Näherung, die es zurzeit gibt.

Die in SOURCE FFR verwendeten tPN-Emissionsfaktoren beruhen größtenteils auf Arbeiten im Rahmen des zurzeit laufenden EU-Projekts RI-URBANS³ sowie früheren EU-Forschungsprojekten (EU-CAARI, TRANSPHORM). Diese Verzeichnisse wurden bereits in früheren Modellierungsstudien verwendet, zum Beispiel in einer kürzlich in Großbritannien durchgeführten Studie (Zhong et al. 2023), die gezeigt hat, dass die Konzentrationen in der Umgebung von Birmingham durch die Verwendung eines vergleichbaren Emissionsinputs gut modelliert werden konnten. Für die Quelltypen, die in den verschiedenen deutschen und regionalen Emissionsinventaren enthalten sind, wurden die am besten geeigneten tPN-Emissionsfaktoren ausgewählt, von denen erwartet wird, dass sie die spezifischen Quellen bestmöglich repräsentieren.

Die grundlegenden Herangehensweisen zur Schätzung der Emissionsfaktoren für die Gesamtpartikelanzahl tPN für die relevanten Emissionsquellen aus dem Nicht-Luftverkehr werden in diesem Kapitel beschrieben. Die Herkunft (die Datenquellen) der Emissionsfaktoren und die Annahmen, die zur Bestimmung der Faktoren getroffen wurden, sowie die Art und Weise, wie die bereitgestellten Informationen verwendet werden sollten, werden beschrieben.

Die einzelnen Emissionsfaktoren sind auf der Grundlage der spezifischen Eigenschaften der jeweiligen Emissionsquellen im Untersuchungsgebiet bestimmt worden und wurden anschließend an die Emissionsmodellierung übergeben (s. Kap. 6.1).

³ www.riurbans.eu

4.2 Allgemeine Herangehensweise zur Schätzung der PN-Emissionen

Neben Emissionsfaktoren aus der Literatur (z. B. für nvPN für den Flugverkehr aus der ICAO-EEDB⁴ (International Civil Aviation Organization - Aircraft Engine Emissions Databank) und für den Straßenverkehr aus dem HBEFA (Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs)) wurde in dieser Studie eine Bibliothek von Emissionsfaktoren aus EU-Projekten verwendet (s. 4.1). Auf der Grundlage der Arbeiten im Rahmen der früheren Forschungsprojekte wurden zunächst die tPN-Emissionen für jede der relevanten Quellen, die in den verfügbaren Emissionskatastern erfasst ist, abgeleitet.

Zu diesem Zweck wurden zwei verschiedene Ansätze verwendet:

1. **Direkte Emissionsfaktoren:** Diese wurden für viele Quellen, in der Regel ausgedrückt als Anzahl der Partikelemissionen (tPN) pro Energieeinheit (z. B. #/MJ) für die Verbrennung eines bestimmten Brennstoffs, erhoben. Dazu wurden auch die dazugehörigen Größenverteilungen für die spezifischen Quellen bestimmt. Die meisten verkehrsbedingten Quellen wurden mit Hilfe direkter Emissionsfaktoren quantifiziert.
2. **Schätzung der tPN-Emissionen auf der Grundlage der berechneten PM_{2,5}-Emissionen:** Dieser Ansatz wird vor allem bei industriellen Quellen verwendet, da die Verbrennungs- und Prozessemissionen im Emissionsinventar nicht gesondert aufgeführt sind. Auch wird dieser Ansatz verwendet, um die Partikelanzahl für kleine nicht-industrielle Quellen (wie Beheizung von Wohn- und Nutzgebäuden sowie Schienenverkehr) oder Quellgruppen zu schätzen, für die keine direkten Emissionsfaktoren verfügbar sind. In einem ersten Schritt wird der Anteil von PM_{0,3} an PM_{2,5} bestimmt. Diese Durchmessergränze von 300 nm wurde gewählt, da sich in der Praxis der für die Partikelanzahl relevante Größenbereich bis zu 300 nm erstreckt. Oberhalb dieses Partikeldurchmessers ist die Anzahl im Vergleich zu kleineren Partikelgrößen in der Regel zu vernachlässigen. Danach wird die Dichte der Partikel in Kombination mit einer quellenspezifischen Größenverteilung verwendet, um die Gesamtzahl der Partikel der PM_{0,3}-Fraktion zu schätzen. Die Massenfraktion PM_{0,3} ist quellenabhängig und wird anhand von Literaturdaten wie Ehrlich et al. (2007) geschätzt. Die von Ehrlich et al. veröffentlichte Methodik ist die einzige, die eine strukturierte Umrechnung der PM_{2,5}-Emissionen der verschiedenen Quellen in tPN-Emissionen ermöglicht. Die quellenspezifische Schätzung des Massenanteils PM_{0,3} in PM_{2,5} basierte auf Literaturdaten. In der Praxis beinhaltete die Schätzung von PM_{0,3} auf Grund der vorhandenen Literaturdaten oft zunächst die Schätzung des Submikrometer-Anteils (PM₁) in PM_{2,5}. Nach der Bestimmung der quellenspezifischen PM₁-Fraktionen wurde dann der Massenanteil PM_{0,3} in PM₁ geschätzt. Dies basierte hauptsächlich auf Literaturdaten zur Partikelmasse-Größenverteilung.

⁴ <https://www.easa.europa.eu/en/domains/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank>, abgerufen am 13.02.2025.

Zu den verwendeten Literaturquellen gehörten zahlreiche Partikelgrößenverteilungen aus wissenschaftliche Publikationen (z. B. Ehrlich et al. 2007), Forschungsberichten und Literatur, die beispielsweise im Rahmen des CEPMEIP-Schadstoffemissionsinventars (Visschedijk et al., 2004) und das niederländischen Emissionskataster gesammelt wurden. Zu der konsultierten Literatur gehören auch TNO-Berichte (Visschedijk et al., 2009), IIASA-Berichte (Klimont et al., 2002; Kuppiainen et al., 2004) und das GAINS-Modell, Material der US-amerikanischen EPA (US-EPA 42a/b, 1995) und die BREF-Dokumentenserie.

Es ist wichtig zu betonen, dass dieser Ansatz auf den gemeldeten PM_{2,5}-Emissionen aufbaut, von denen erwartet wird, dass sie die tatsächlichen Emissionen der Quelle genau darstellen. Diese Methodik wurde auch zur Bestimmung der Emissionsdatei für die vorläufige Simulation zur Festlegung des Modellgebiets verwendet (Kap. 6.1).

Einige weitere wichtige Punkte, die in der verwendeten Methodik berücksichtigt werden, sind:

- In beiden der vorgenannten Schätzungsmethoden wird für jede relevante Quelle eine repräsentative Größenverteilung für die Partikelanzahlen zusammengestellt. Diese Größenverteilung (Bereich 10-325 nm (10^{-9} m) Durchmesser) liefert Informationen über die geometrischen Mittelwerte und die geometrische Standardabweichungen der Partikelanzahlgrößenverteilungen für die relevanten Quellen. Es wurden mehr als hundert einzelne mono- oder multimodale Verteilungen zusammengestellt. Quellspezifische Parameter der Partikelgrößenverteilung wurden aus der wissenschaftlichen Literatur entnommen, basierend auf Arbeiten, die im Rahmen der EU-CAARI (Denier van de Gon et al., 2009, 2010; Paasonen et al., 2016), TRANSPHORM⁵ und RI-URBANS (Kuenen et al., 2022) über einen Zeitraum von fast zwanzig Jahren durchgeführt wurden. In SOURCE FFR measurements · modelling wurden diese Informationen in Form von Größenklassen (auf der Grundlage der vorgenannten statistischen Parameter) zusammengestellt, die jeweils einen Anteil an den gesamten tPN-Emissionen im Bereich von 10-325 nm Durchmesser erhalten. Emissionen unter 10 nm und über 325 nm werden nicht berücksichtigt, was im Rahmen dieser Studie zur Untersuchung von UFP akzeptabel ist. Die bereitgestellten Größenverteilungen enthalten den Anteil der tPN-Emissionen in jeder Größenklasse und die Summe dieser Anteile über alle Größenklassen ergibt 100 % der tPN.
- Es gibt mehrere verschiedene Definitionen von Aerosolpartikeldurchmessern. Für die UFP sind im Rahmen dieser Studie vor allem zwei Arten von Partikeldurchmessern relevant. Der Mobilitätsdurchmesser ergibt sich aus den simulierten oder gemessenen Größenverteilungen, während der aerodynamische Durchmesser von den Modellierern benötigt wird. Die Mobilitätsdurchmesser für jede relevante Quelle wurden in aerodynamische Durchmesser umgerechnet, um eine einheitliche Eingabe zu erhalten, die die Modellierung direkt verwenden kann.

⁵ TRANSPHORM deliverable reports and measurement results for Aerial transport (Andreas Petzold et al.), Sea shipping (Jana Moldanova et al.) and Rail transport (Zissis Samaras et al.), TRANSPHORM "Transport related Air Pollution and Health impacts – Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter", EU FP7 project (Grant no.: 243406).

Das Verhältnis der Anzahl von nicht-flüchtigen Partikeln zur Gesamtpartikelzahlen (nvPN/tPN) wurde für jede relevante Quelle geschätzt. Idealerweise sollten diese Verhältnisse aus separaten Messungen der tPN- und nvPN-Emissionen für dieselbe bestimmte Quelle abgeleitet werden. In der wissenschaftlichen Literatur gibt es jedoch keine zentrale Datenbank, aus der diese Informationen abgerufen werden können, und sie sind auch nicht regelmäßig Gegenstand wissenschaftlicher Abfragen. Wissenschaftliche Arbeiten zur PN-Emission konzentrieren sich in der Regel entweder auf die nvPN oder die tPN, jedoch nicht auf beide Größen gleichzeitig oder auf ein Verhältnis zwischen ihnen. Daher wurde das Verhältnis von nvPN zu tPN in dieser Studie für jede Quelle auf der Grundlage von Expertenurteilen der Entwickler/Kompilatoren der TNO-Datenbank für tPN-Emissionsfaktoren geschätzt. Wo verfügbar, wurden getrennte tPN- und nvPN-Messungen durchgeführt, aber auch der Mechanismus der Nukleation von Partikeln wurde berücksichtigt, und ob dieser Mechanismus zum Beispiel auf die Neubildung von flüchtigen Partikeln hindeutet. Der Entstehungsmechanismus ließ sich häufig unter anderem aus den verschiedenen Modi der tPN-Partikelgrößenverteilung und ihrer chemischen Zusammensetzung ableiten. Daher sollten die Schätzungen für den flüchtigen Anteil der Partikelemission einer Quelle als Schätzungen erster Ordnung betrachtet werden, die mit großen Unsicherheiten behaftet ist.

In der späteren Ausbreitungsmodellierung werden die Anzahlkonzentrationen von nvPN und vPN getrennt voneinander simuliert, wobei sich die Konzentration der Gesamtanzahl tPN aus der Summation der beiden Komponenten ergibt. Ein fehlerhaftes Verhältnis nvPN/tPN in den Emissionen führt also nicht zu einer Verfälschung der Gesamtanzahlkonzentrationen, da sowohl die flüchtige als auch die nichtflüchtige Komponente den gleichen atmosphärischen Verlustprozessen (Deposition und Koagulation) unterliegt. Durch Messung der Anzahlkonzentration und Partikelgrößenverteilung flüchtiger und nicht-flüchtiger Partikel im Jahr 2024 im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling wurden zusätzliche Messdaten gewonnen, die nicht an den HLNUG Stationen erhoben werden. Diese Daten ermöglichen eine Validierung der modellierten Verhältnisse von nvPN zu tPN.

5 UFP-Emissionsmessungen

Flugzeugemissionen stellen im Rahmen von SOURCE FFR die wichtigste UFP-Quelle dar (Lorentz et al., 2021), aber es liegen nur wenige entsprechende Literaturdaten vor (Stacey, 2019; Owen et al., 2022). Deshalb wurden bereits beim Design der Studie Messungen von Flugzeugemissionen unter Realbedingungen eingeplant. Diese Messungen sind im Folgenden beschrieben.

5.1 Datenqualitätssicherung

Um die Qualität der Messdaten zu garantieren, wurden die für die Emissionsmessungen vorgesehenen Partikelmessgeräte des DLR-VT und des TROPOS am World Calibration Centre for Aerosol Physics (WCCAP) am TROPOS kalibriert. Dabei wurden die Zähleffizienzkurven von insgesamt elf Kondensations-Partikelzählern (Condensation Particle Counters, CPCs) bestimmt. Diese CPCs entsprachen dabei allen Vorgaben der Qualitätssicherung, wie sie vom WCCAP für Aerosolmessungen in Monitoringnetzwerken festgelegt sind. Abbildung 5.1 zeigt als Beispiel die Zähleffizienzkurve eines der TROPOS TSI CPC 3010, die im Dual-CPC-System eingesetzt wurden. Die Partikelverluste in den katalytischen Abscheidern (Catalytic Strippern, CS) und den Thermodenudern (TD), beides Systeme zur Partikelverdampfung, wurden mit monodispersen Silberpartikeln im Größenbereich von 10-40 nm quantifiziert und später bei der Datenauswertung berücksichtigt (s. Abb. 5.2). Die Partikelzusammensetzung spielt bei diesen Messungen keine Rolle, lediglich die Partikelgröße ist relevant.

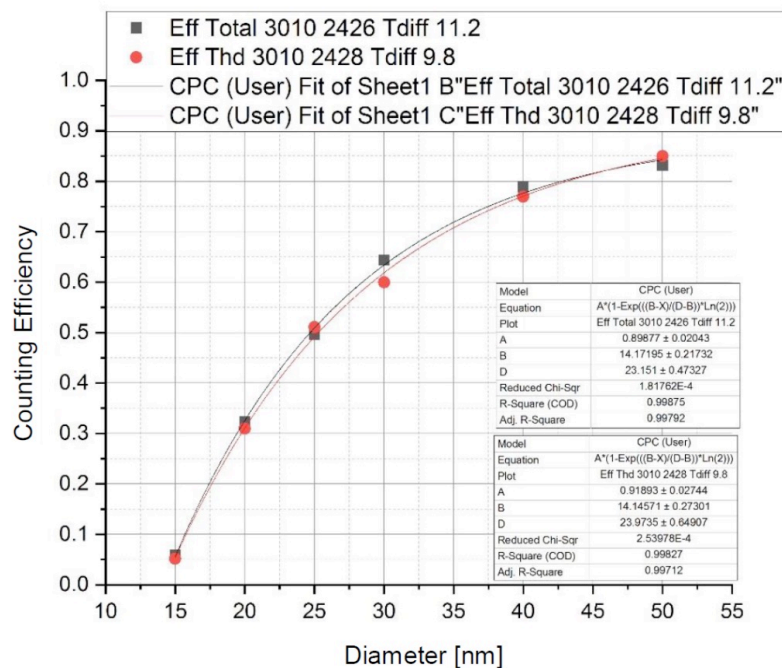


Abb. 5.1: Zähleffizienzkurve zweier TSI CPC 3010 des TROPOS.

Diese CPCs wurden auf den gleichen Kurvenverlauf eingestellt, um im Dual-CPC-System (Abb. 5.5) nicht-flüchtige monodisperse Partikel von ca. 31 nm Durchmesser messen zu können, flüchtige Partikel, die nach dem Thermodenuder deutlich unterhalb von 16 nm liegen, aber nicht zu erfassen.

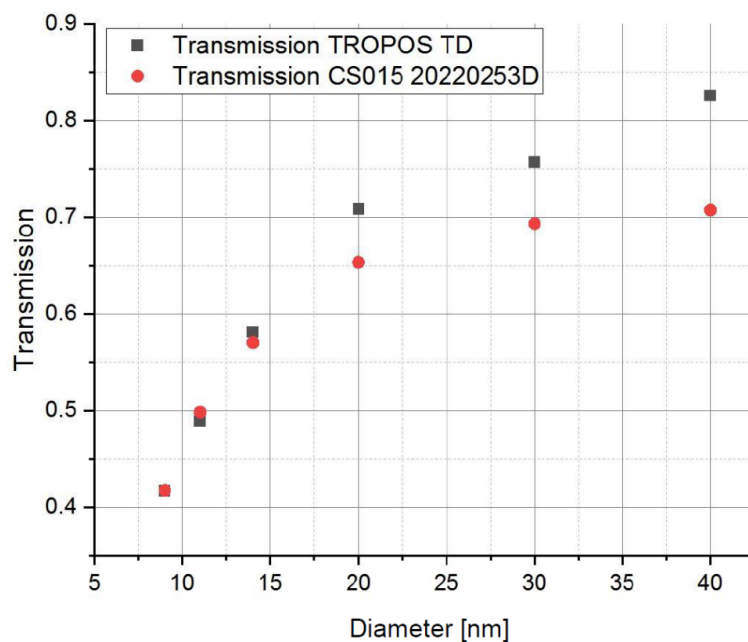


Abb. 5.2: Partikeltransmission durch den TROPOS Thermodenuder (TD) und den DLR-VT Catalytic Stripper CS015.

Neben den CPCs wurden auch je zwei Partikelgrößenspektrometer (Scanning Mobility Particle Sizer, SMPS) Systeme vom DLR-VT (TSI) und vom TROPOS (Eigenbau) nach den von der Europäischen Forschungsinfrastruktur ACTRIS (Aerosol, Clouds and Trace gases Research Infrastructure) vorgegebenen Prozeduren kalibriert. Auch die eingesetzten MAAP und AE33 Rußmessgeräte wurden mit Referenzgeräten am TROPOS verglichen. Für den Vergleich der schnellen Partikelgrößenspektrometer Differential Mobility Spectrometer (DMS500, Cambustion) und Engine Exhaust Particle Sizer (EEPS, TSI) befinden sich die Kalibrierprozeduren noch in der Entwicklung. Weil im Gegensatz zu CPCs oder SMPS-Systemen entsprechende Referenzgeräte für eine direkte Kalibrierung fehlen, wurde in Abstimmung mit dem WCCAP die Kalibrierung des DMS500 in drei Schritten durchgeführt. Zunächst wurde ein CPC mit monodispersen (= eine Partikelgröße) Testaerosol (Ag) gegen ein Aerosol-Elektrometer kalibriert, um den CPC als Sekundär-Standard definieren zu können. Dabei spielt das Aerosolmaterial im relevanten Größenbereich keine Rolle. Danach wurde vor den CPC ein Verdünner geschaltet und dieser ebenfalls mit monodispersen Aerosol gegen das Elektrometer kalibriert, um zum einen das Verdünnungsverhältnis dank der ersten Kalibrierung genau bestimmen zu können, zum anderen um dadurch ein System zu bekommen, welches auch bei hohen Konzentrationen als Referenz dienen kann. Abschließend wurde das DMS500 gegen den CPC mit Verdünner und gegen ein SMPS mit einem polydispersen (= mehrere verschiedene Partikelgrößen) Aerosol vermessen, wodurch höhere Konzentrationen erzeugt werden und sowohl die Partikelanzahl als auch die Partikelgrößenverteilung verglichen werden konnten. Das in dieser Studie eingesetzte EEPS wurde ohne Verdünner mit einer breiten monodispersen Verteilung kalibriert.

Vor der ersten Emissionsmesskampagne wurden auch drei CO₂-Sensoren am TROPOS miteinander verglichen. Dabei ist das LI-COR LI-850 Gerät (Nichtdispersiver Infrarot (NDIR) Sensor, Durchflussgerät) als Referenz gegenüber den beiden Vaisala-Sensoren GMP343 (ebenfalls NDIR) anzusehen. Am

Kurvenverlauf in Abbildung 5.3 sind die, aufgrund des Aufbaus der Vaisala-Sensoren (Diffusionsmodell), langsameren Ansprechzeiten der beiden GMP343-Geräte zu sehen. Deswegen wurden zur Bestimmung der Emissionsindizes (Kap. 5.4) später ausschließlich die LI-850 CO₂-Daten verwendet. Während der Messkampagnen wurde die Funktionalität dieses Gerätes regelmäßig mit Nullgas überprüft. An dieser Stelle sei bereits darauf hingewiesen, dass aufgrund des ΔCO_2 -Ansatzes und des linearen Messprinzips systematische Abweichungen keinen Einfluss auf die gemessenen Emissionsfaktoren haben, da sie sich bei der Differenzbildung genau aufheben.

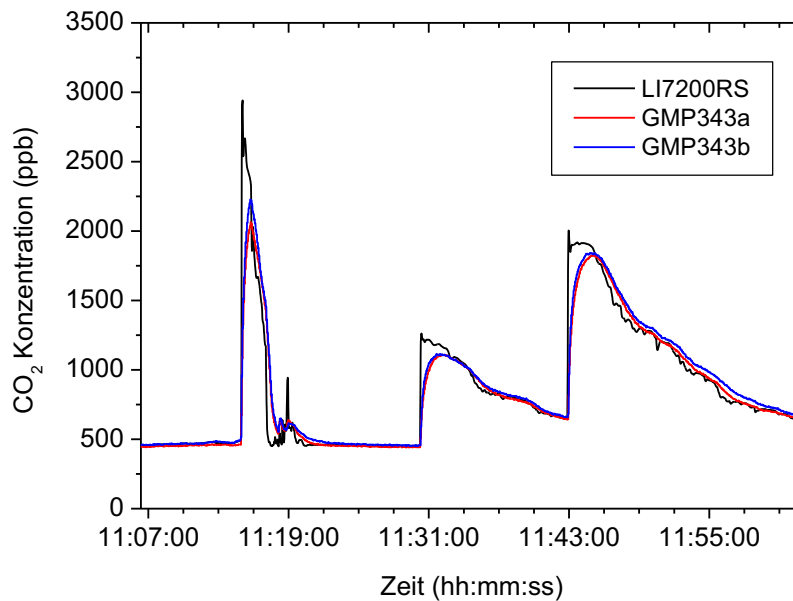


Abb. 5.3: Vergleich von drei CO₂-Sensoren, die in SOURCE FFR zur Verfügung standen.

5.2 Erste Emissionsmesskampagne

Die erste Emissionsmesskampagne am Flughafen Frankfurt wurde im Zeitraum 18.09.23 – 11.10.23 unter Beteiligung von TROPOS, DLR-VT, IAU-GUF und TUD mit dem Hauptziel Emissionsindizes zu bestimmen durchgeführt. Die Messungen fanden an drei Standorten auf dem Gelände des Flughafens statt (Abb. 5.4):

1. im A-Hof des Terminal 1 im gesamten Zeitraum durch den Messanhänger des TROPOS,
2. an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost des HLNUG vom 18.09.23 – 04.10.23 und
3. an der Blastwall der Startbahn 18-West vom 05.10.23 – 09.10.23 mit dem mobilen Messlabor des DLR-VT.



Abb. 5.4: Messstandorte am Flughafen Frankfurt während der ersten Emissionsmesskampagne im September/Oktober 2023.

Fotos: Blastwall / Station Frankfurt-Flughafen-Ost ©DLR-VT,
Foto A-Hof © TROPOS, Hintergrundbild © Google Kartendaten 2024

Im Rahmen der Messkampagnen am Flughafen Frankfurt wurden Emissionsindizes für die Anzahl nicht-flüchtiger ultrafeiner Partikel (nvEI) sowie der Partikelgesamtheit (tEI) bestimmt. Diese Emissionsindizes bilden technologie-bedingte und betriebsspezifische Einflussfaktoren wie Brennkammertyp, Brennstoffzusammensetzung, Wartungszustand, transiente Zustände und Umweltbedingungen ab. Die entsprechenden Emissionen werden im Rahmen der Flugzeug-Emissionsmodellierung immer auf die verbrauchte Treibstoffmenge bezogen. Um die Emissionsindizes zu bestimmen, wurde der ΔCO_2 -Ansatz verwendet (Moore et al., 2017a), der bereits von Moore et al. (2017b) am *Los Angeles International Airport* eingesetzt wurde. Dieser Ansatz macht sich zunutze, dass die durch die Haupttriebwerke kommerzieller Flugzeuge emittierte Menge an CO_2 pro verbranntem Kilogramm Treibstoff (EI_{CO_2}) nahezu konstant ist. Dadurch ist es möglich durch eine Partikelkonzentrationsmessung (nvPN) und eine CO_2 -Messung in der Abgasfahne die Partikelemission pro verbranntem Kilogramm Treibstoff zu berechnen. Dafür muss zunächst aber jeweils noch die Hintergrundkonzentration abgezogen werden (in der Mathematik durch ein „ Δ “ ausgedrückt), die aus anderen Quellen und nicht der Abgasfahne stammt. Damit ergibt sich der Partikelemissionsindex der nicht-flüchtigen Partikel (nvEI) zu:

$$\text{nvEI} \left(\frac{\text{Partikelanzahl}}{\text{kg Treibstoff}} \right) = \frac{\Delta \text{nvPN} \left(\frac{\text{Partikelanzahl}}{\text{cm}^3} \right)}{\Delta \text{CO}_2} \cdot \frac{V_m \left(\frac{\text{cm}^3}{\text{mol}} \right)}{M_{\text{CO}_2} \left(\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right)} \cdot \text{EI}_{\text{CO}_2} \left(\frac{\text{g}}{\text{kg Treibstoff}} \right)$$

Dabei beträgt das molare Volumen, V_m , bei Standardbedingungen $22400 \text{ cm}^3/\text{mol}$, die molare Masse von CO_2 , M_{CO_2} , 44.01 g/mol und der Emissionsindex für CO_2 , EI_{CO_2} , $3160 \text{ g}/(\text{kg Treibstoff})$. Das zusätzliche CO_2 -Mischungsverhältnis ΔCO_2 (ppm) und die zusätzliche Partikelanzahlkonzentration ΔnvPN wurden durch Messungen für jeweils einzelne Flugzeuge bestimmt. Ersteres erfolgt mittels NDIR-

Messung (LI-850, LI-COR, relative Unsicherheit 1.5 %), letzteres über ein Fast Sizer Spektrometer (DMS500, Cambustion, relative Unsicherheit 15 %), welches gegen ein Referenzgerät am Weltkalibrierzentrum für Aerosolphysik (WCCAP) am TROPOS kalibriert wurde.

Die Kalibration des CO₂-Messgeräts erfolgte mit einem Prüfgas. Um die nicht-flüchtigen Partikel messen zu können wurden die flüchtigen Partikel zuvor durch einen Catalytic Stripper (Catalytic Instruments) entfernt, der ebenfalls am WCCAP charakterisiert wurde. Da hierbei auch nicht-flüchtige Partikel verloren gehen, werden die erhaltenen Messdaten mittels partikelgrößen-abhängiger Parametrisierung des Herstellers verlustkorrigiert. Die Validität dieser Korrektur wurde durch Messungen am WCCAP sichergestellt. Für die CO₂- und Partikel-Hintergrundkonzentrationen wurden die Messwerte zwischen den flugzeugbedingten Peaks durch Interpolation der Basislinie bestimmt. Dass dieser ΔCO₂-Ansatz belastbare Ergebnisse liefert, wird u. a. in einem Review-Artikel zum Thema „Partikelemissionen durch Flugzeuge“ von unabhängiger Seite bestätigt (Owen et al., 2022). Die Berechnung der tEI erfolgte in analoger Weise mit der Änderung in der Gesamtpartikelanzahlkonzentration ΔtPN anstelle von ΔvPN, wobei tPN mittels eines weiteren Fast Sizer Spektrometers (EEPS, TSI) bestimmt wurden.

Die absolute Messunsicherheit des genutzten Ansatzes zu bestimmen, ist herausfordernd, da sich einzelne gerätespezifische Unsicherheiten in nichtlinearer Weise fortpflanzen. Zudem verbleibt bei den Partikelmessgeräten trotz Kalibrationsmessungen eine kleine Restunsicherheit, die unter anderem darin begründet liegt, dass sich im Labor kein in Größenverteilung, chemischer Zusammensetzung und Morphologie mit dem real gemessenen Aerosol identisches Testaerosol erzeugen lässt. In der ICAO-EEDB sind ebenfalls keine triebwerkstypspezifischen Unsicherheiten für Emissionsindizes angegeben. Dennoch wurde im Rahmen dieses Projekts eine Fehlerbetrachtung mittels Gaußscher Fehlerfortpflanzung für typische Messdaten durchgeführt. Hierzu wurde für die CO₂-Konzentration eine Unsicherheit von 1,5 % (Herstellerangabe LI-COR) und für die Partikelmessgeräte eine Unsicherheit von 15 % verwendet. Letztere ergibt sich aus einer konservativen Annahme unter der Berücksichtigung, dass die Unsicherheit des jeweiligen Partikelmessgeräts durch die Kalibration am WCCAP reduziert wurde. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass ein eventuell vorhandener konstanter Offset in den Messgeräten durch die Differenzbildung in obiger Gleichung (Δ) verschwindet und somit keinen Einfluss auf die Messunsicherheit hat. Für die daraus resultierende Messunsicherheit ergibt sich damit nach Gaußscher Fehlerfortpflanzung eine **Unsicherheit von ca. ±30 % in den ermittelten Emissionsindizes**. Diese Unsicherheit berücksichtigt auch die Schwankung von EI_{CO₂}, die im unterschiedlichen Kohlenstoffgehalt (u. a. bedingt durch variierenden Aromatengehalt) des jeweils verbrannten Kerosins begründet liegt. Der Einfluss dieser Schwankung ist allerdings gering, was sich mit dem Ergebnis von Moore et al. (2017a) deckt, die hierdurch eine Unsicherheit von nur etwa 1 % ermittelt haben.

Der Fokus der Messungen im A-Hof lag auf der Bestimmung des Verhältnisses von flüchtigen zu nicht-flüchtigen Partikeln. Dieses ergibt sich im Rahmen dieser Studie aus der Messung und Differenzbildung der totalen Partikelanzahl und der nicht-flüchtigen Partikelanzahl, wie sie z. B. mit Hilfe des Dual-CPC-Systems hauptsächlich bei 15,4 nm (±3 nm), für kurze Zeit aber auch bei 31,2 nm (±5 nm) und 72,0 nm (±17 nm) Durchmessern bestimmt wurden. In diesem System messen hinter einem differentiellen Mobilitätsanalysator (Differential Mobility Analyzer, DMA, für 15,4 oder 31,2 nm) oder einem aerodynamischen Aerosolklassifizierer (Aerodynamic Aerosol Classifier, AAC, für 72,0 nm) zur Partikelgrößenselektierung zwei baugleiche, kalibrierte CPCs mit einer Zeitauflösung von einer Sekunde jeweils einmal hinter einem TD (300°C) und einmal hinter einer Umgehungsstrecke (Abb.

5.5). Auf Grund der Messeigenschaften der CPCs werden die Partikel beim ursprünglichen Durchmesser in beiden CPCs erfasst, die geschrumpften flüchtigen Partikel sind aber zu klein, um vom CPC hinter dem Thermodenuder gezählt zu werden. Dadurch ist es möglich, das Verhältnis flüchtig zu nicht-flüchtig zu bestimmen. Dieses Verhältnis ist zwar mit kleinen Unsicherheiten behaftet, erlaubt aber dennoch einen Vergleich mit Ansätzen zur Abschätzung des Anteils an flüchtigen Partikeln in den Flugzeugemissionen (s. u.).

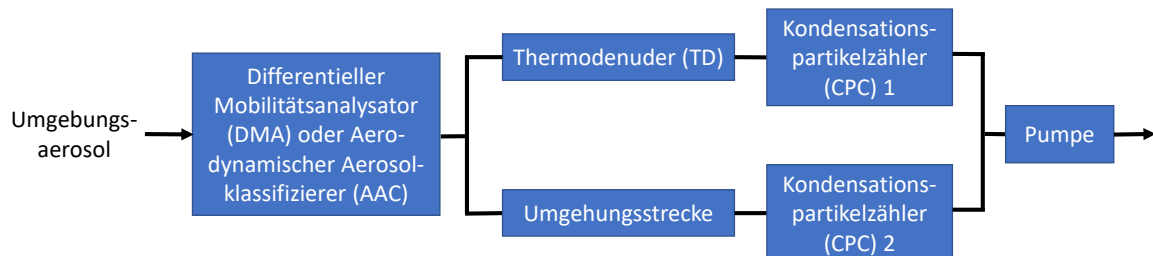


Abb. 5.5: Messaufbau des eingesetzten Dual-CPC-System.

Aus den Zeitreihen der ersten 10 Tage der Messungen von 15,4 nm Partikeln auf dem A-Hof (s. Abb. 5.6) ist ersichtlich, dass der Anteil flüchtiger Partikel dieser Größe sehr hoch ist und im Bereich um die 90 % liegt. Während des Nachtflugverbotes von 23 Uhr bis 5 Uhr sind die Partikelanzahlkonzentrationen deutlich niedriger.

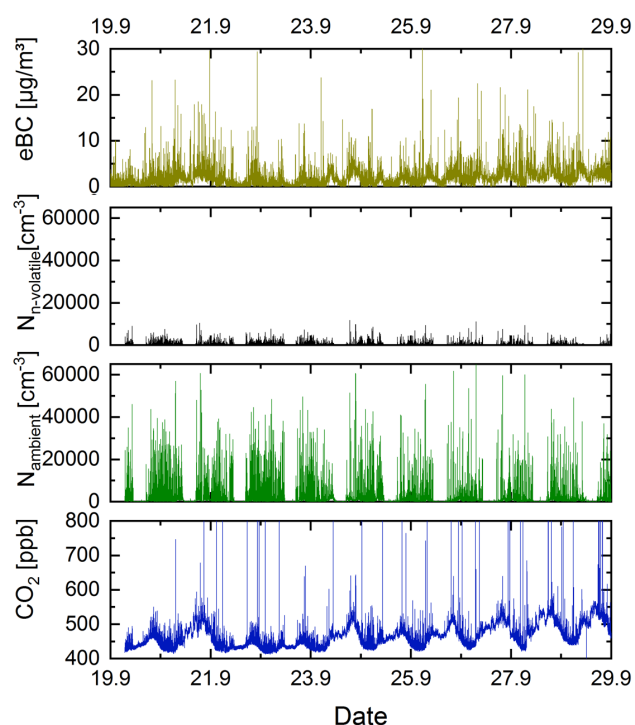


Abb. 5.6: Zeitreihen der Messungen im A-Hof während der ersten 10 Tage mit den Geräten im TROPOS Messanhänger. Die Teilstriche zeigen die Mittagszeit an. Von oben: Ruß (eBC) Konzentration (Zeitauflösung 1 Minute), nicht-flüchtige Partikelanzahlkonzentration bei 15,4 nm (monodispers), flüchtige plus nicht-flüchtige (= totale) Partikelanzahlkonzentration bei 15,4 nm und CO₂ Konzentration (Zeitauflösung je eine Sekunde).

Im A-Hof wurden im o. g. Zeitraum gleichzeitig größen aufgelöste Partikelproben (vier Stufen im Bereich $< 100 \text{ nm}$: 10-18 nm, 18-32 nm, 32-56 nm, 56-100 nm) für die chemische Charakterisierung gesammelt (s. Abb. 5.7). Dafür wurde ein Nano Micro-Orifice Uniform-Deposit Impactor (NanoMOUDI, TSI) mit vorgeschalteter PM₁-Zyklone zur Abscheidung von Partikeln größer als $1 \mu\text{m}$ eingesetzt. Die chemische Analyse der Partikelproben (u. a. auf Sulfat, aber auch auf Turbinenschmieröle) wurde im Nachgang der Emissionsmesskampagne durchgeführt. Die Sammelzeit betrug je Probenahme ca. 72 h. Für die elektronenmikroskopischen Untersuchungen zur Bestimmung der UFP-Morphologie durch die TUD wurden ebenfalls Proben (drei Proben vom elektrostatischen Abscheider (30 min) und zwei Impaktorproben (12 min)) im A-Hof gesammelt. Der gesamte Messaufbau der Geräte im TROPOS-Anhänger ist in Abbildung 5.8 schematisch dargestellt.



Abb. 5.7: Oben links: TROPOS-Messanhänger im A-Hof, Terminal 1 des Flughafens Frankfurt.
 Unten links: Thermodenuder/Dual-CPC zur Bestimmung der flüchtigen/nicht-flüchtigen Partikelanzahlkonzentration und Blick auf Position V143. Mittig: NanoMOUDI Kaskadenimpaktor im TROPOS-Anhänger für größen aufgelöste Partikelprobenahme für die chemische Charakterisierung. Oben rechts: NanoMOUDI-Probe von Partikeln $> 100 \text{ nm}$. Die dunklen Ringe sind die abgeschiedenen Partikel, da sich die Impaktorscheiben während der Probenahme drehen. Unten rechts: NanoMOUDI-Probe der UFP-Stufe 56-100 nm.

Fotos: © IAU-GUF

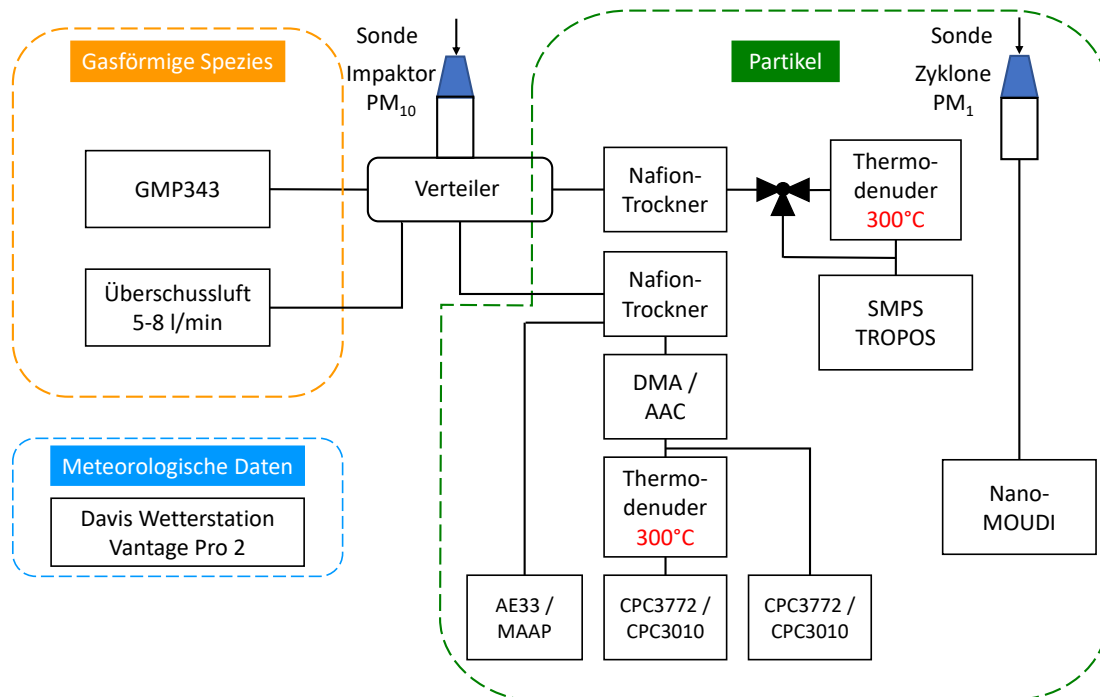


Abb. 5.8: Schematischer Messaufbau im TROPOS-Messanhänger für die Messungen im A-Hof, Terminal 1 des Flughafens Frankfurt.

Vom 19.09.2023 bis 04.10.2023 führte das mobile Messlabor des DLR Messungen im Bereich der Station Frankfurt-Flughafen-Ost durch (Abb. 5.9). Hier sind Emissionen aus dem Überflug/ der Landung bzw. der Bodenfahrt („Taxi“) der Flugzeuge messbar. Letztere erfolgten sehr nah an der Messposition und lieferten daher sehr deutliche Signale. An dieser Position wurden Verbrennungsgase und Partikel gemessen. Auch hier lag der Fokus auf der Differenzierung von flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln. Hierfür wurden zwei zeitlich synchronisierte SMPS-Systeme verwendet (jeweils TSI 3082 Classifier und 3752 CPC). Eines wurde mit einem CS zur Verdampfung der flüchtigen Bestandteile (350°C) ausgestattet (CS015, Catalytic Instruments) (Abb. 5.10). Mit beiden Geräten wurden alle 1,5 min ein Spektrum im Größenbereich zwischen 7 nm und 200 nm aufgenommen (Messzeit 50 s). Aufgrund der hohen Veränderlichkeit des Aerosols wurden zusätzlich zwei Fast Sizer Messgeräte mit einer Zeitauflösung von 1 s verwendet. Die nicht-flüchtige Partikelfraktion wurde mit einem DMS500 (Cambustion) in Kombination mit einem CS10 (Catalytic Instruments) aufgezeichnet. Darüber hinaus wurde ein Engine EEPs (TSI) für die Messung der Gesamtpartikelfraktion verwendet. Die gleichzeitige Messung von CO₂ (LI-850/LI7200RS, LI-COR) ermöglicht über den ΔCO_2 -Ansatz die Ableitung von Emissionsfaktoren. Ebenfalls wurden Ruß (AE33) und Stickoxide (NO_x, CLD64) sowie die örtliche Windsituation erfasst.



Abb. 5.9: Aufbau am Standort Frankfurt-Flughafen-Ost auf dem Flughafen.
Oben rechts ist die Vorbeifahrt eines Flugzeugs erkennbar (meist nicht geschleppt).
Die Landungen auf der Südbahn sind mit einem Überflug des Messstandorts verbunden.
Fotos: © DLR-VT

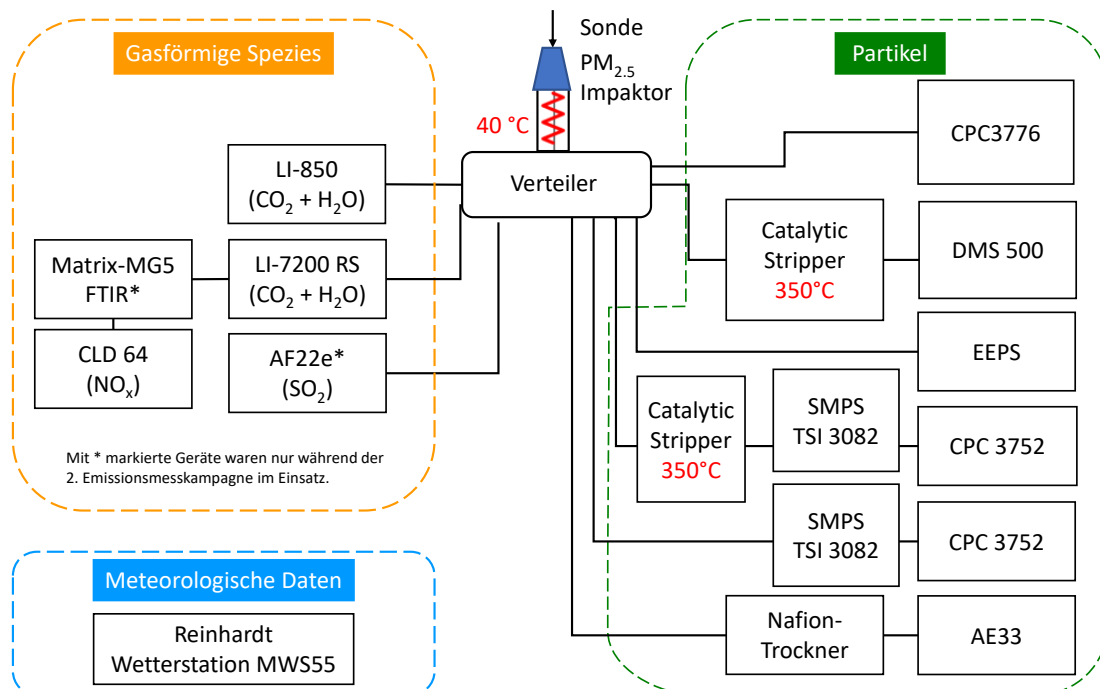


Abb. 5.10: Schematischer Messaufbau im Mobilen Labor des DLR-VT.

Die Daten an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost sind stark vom Wind abhängig. Bei nördlichen Winden werden die Emissionen aus den Betriebsteilen des Flughafens (Terminal 1 und 2) und bei starkem Südwind die Emissionen von Terminal 3 sichtbar. Bei Ostwind dominiert der Kfz-Verkehr von der nahen Autobahn die Emissionen. Zu ca. 50 % der Messzeit kam der Wind aus westlicher oder südwestlicher Richtung. Dies ist ideal, um die Landungen sowie Vorbeifahrten der Flugzeuge messtechnisch zu verfolgen. Die gemessene CO_2 -Konzentration (Abb. 5.11) liefert ein gutes Indiz für die Messung „konstanter“ Emissionsquellen (Autobahn, Baustelle) gegenüber den kurzen luftfahrtbezogenen Ereignissen (Approach, Taxi). So sind im rechten Ausschnitt in Abb. 5.11 exemplarisch zwei Ereignisse grau markiert, die anhand von Automatic Dependent Surveillance - Broadcast (ADS-B) Daten (flightradar24⁶) Flugzeugen zugeordnet werden können.

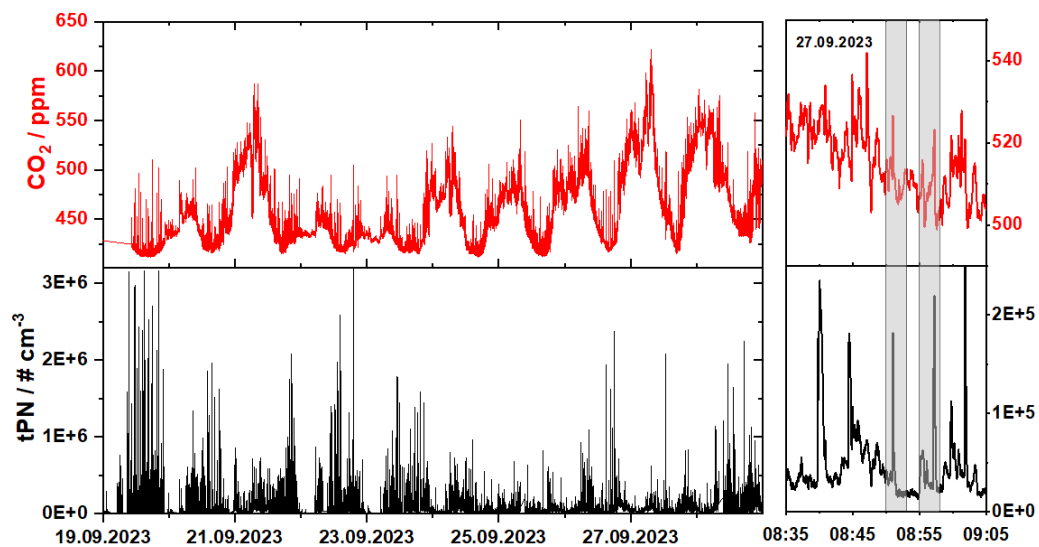


Abb. 5.11: Entwicklung der CO_2 -Konzentration (oben) sowie der Gesamtpartikel-Anzahlkonzentrationen (unten) an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost. Auf der rechten Seite ist ein halbstündiger Ausschnitt gezeigt, um exemplarisch die Form der Einzelereignisse (Flugzeug) zu verdeutlichen.

Nach Abschluss der Messungen am Standort Frankfurt-Flughafen-Ost wurden zusätzliche Daten an der Blastwall am Ende der Startbahn 18 West zwischen dem 05.10. und 09.10.2023 erhoben (Abb. 5.12). Der Vorteil dieser Position ist die Messung der Emissionen von startenden Flugzeugen aus kurzer Distanz bei deutlich geringerer Abhängigkeit von den Umgebungsbedingungen (insbesondere Wind). Auf den Start wartende Flugzeuge sind hierbei ca. 80 m von der Probenahme entfernt und während des Starts sind Emissionen bis zu einer Entfernung von ca. 250 m nachweisbar. Messungen von Johnson et al. (2008) zeigen keinen großen Unterschied für den Gesamtpartikel-Emissionsindex für Messungen bei 80 m und 180 m Entfernung. Daraus lässt sich schließen, dass die Partikelneubildung in dieser Entfernung bereits weitgehend abgeschlossen ist.

⁶ flightradar24.com

Dazu passt, dass Modellsimulationen der Strömung hinter einem Triebwerk am Boden für die Temperatur und verschiedene Schubeinstellungen in einer Entfernung von ca. 80 m bereits eine Abkühlung auf nahezu Umgebungstemperatur berechnen (AVIATOR, 2023). Aufgrund der lokalen Stromverfügbarkeit und der zu erwartenden sehr hohen Konzentrationen ($> 10^6 \text{ 1/cm}^3$) wurde an der Blastwall mit einem veränderten Aufbau gearbeitet. Analog zu den Messungen im A-Hof wurden die beiden verwendeten SMPS-Systeme mit einem fest eingestelltem Partikeldurchmesser (hier 18 nm) betrieben, wobei für ein System die flüchtigen Partikel mittels Catalytic Stripper entfernt wurden. Hierdurch ergeben sich dann ähnliche Messdaten wie bei der Verwendung des Dual-CPC-Systems (Abb. 5.5). Darüber hinaus wurde das EEPS (zu hohe Konzentration) sowie das LI7200RS aus dem Aufbau entfernt. Die anderen Geräte wurden analog zum Standort Frankfurt-Flughafen-Ost betrieben. Als Probeneinlass wurde eine Sonde vor der Blastwall installiert und die Emissionen zum Messfahrzeug geleitet.

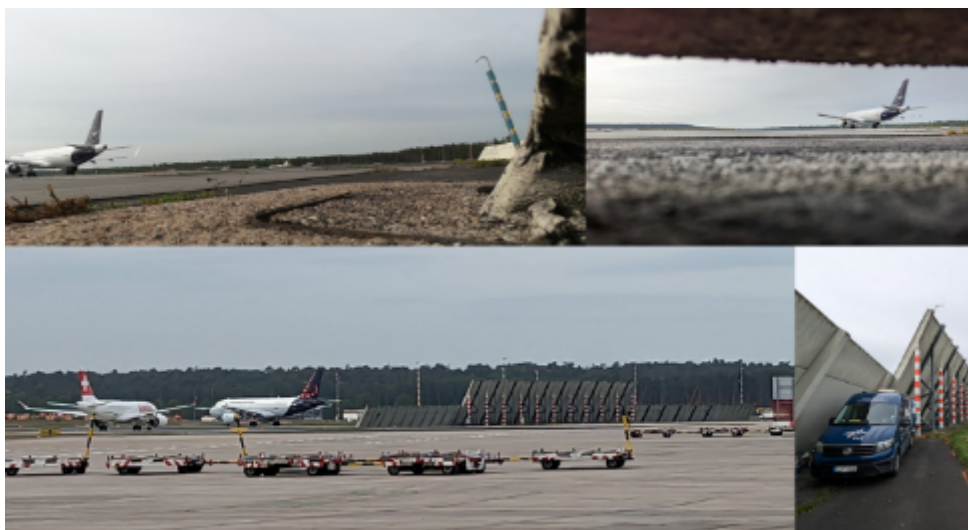


Abb. 5.12: Sondeninstallation an der Blastwall (oben links) und Eindrücke zum Abstand zwischen Emissionsquelle und Probenahme.

Fotos: © DLR-VT

Die Datenqualität der an der Blastwall gemessenen Daten ist ausgezeichnet. Es sind klare Signale der einzelnen Flugzeuge erkennbar (Abb. 5.13). Aufgrund der Abwesenheit anderer Emissionsquellen in der Nähe und der sehr hohen Intensität der Signale (ΔCO_2 bis zu 600 ppm) war die Berechnung von entsprechenden Emissionsindizes hier leicht möglich. Dabei handelt es sich um einen „transienten“ Lastzustand, in dem das Triebwerk von „Idle“ bis „Take-off“ hochgefahren wird und der deshalb nur für die ersten ca. 200 m der Startbahnen gültig ist.

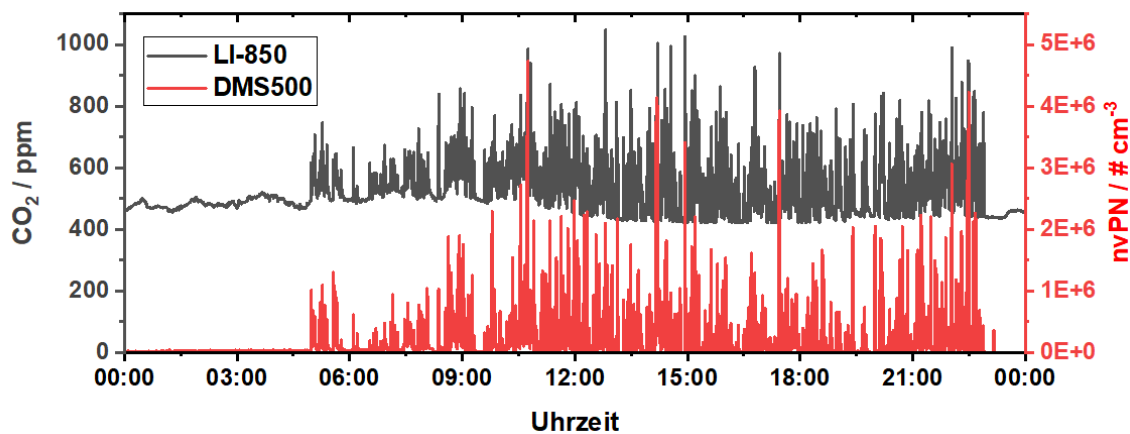


Abb. 5.13: Auszug aus den Daten an der Blastwall für CO₂ (LI-850) und nicht-flüchtige Partikel (DMS500) vom 06.10.23.

5.3 Zweite Emissionsmesskampagne

Die zweite Emissionsmesskampagne am Flughafen Frankfurt fand im Zeitraum 11.03.24 - 16.04.24 unter Beteiligung von TROPOS, DLR-VT, und IAU-GUF statt. Die Messungen wurden in ähnlicher Weise durchgeführt wie im vorherigen Abschnitt beschrieben, weswegen an dieser Stelle auf eine erneute, detaillierte Beschreibung des Messaufbaus verzichtet wird. Stattdessen wird der Fokus auf neue Messpositionen sowie Optimierungen des experimentellen Aufbaus gelegt.

Als zusätzliche Messposition wurde bei der zweiten Emissionsmesskampagne die Position V118 im Vorfeldbereich des Terminal 2 gewählt (Abb. 5.14). An dieser Position spielt die Vielzahl an Emissionsquellen (z. B. parkende/vorbeifahrende/startende Flugzeuge sowie Bodenfahrzeuge) eine Rolle, weshalb eine Quellenzuordnung hier ähnlich wie in der Position A-Hof schwierig ist und die Messungen hier eher als Immissionsmessungen auf dem Flughafengelände aufzufassen sind. Eingesetzt wurden hier sowohl der TROPOS-Anhänger (11.03.24 - 25.03.24) als auch das mobile DLR-Messlabor (08.04.24 - 11.04.24).



Abb. 5.14: Neuer Messstandort auf dem Vorfeldbereich des Terminal 2 mit Foto des mobilen Messlabors.

Fotos: © DLR-VT, Hintergrundbild: © Google Kartendaten 2024.

Des Weiteren kam der TROPOS-Anhänger erneut im A-Hof (26.03.24 - 12.04.24) zum Einsatz und das Messlabor des DLR an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost (25.03.24 - 07.04.24) sowie an der Blastwall der Startbahn 18-West (12.-16.04.24). Der Messaufbau an der Blastwall wurde ausgehend von den Erfahrungen der ersten Emissionsmesskampagne dahingehend optimiert, dass weitere Gasphasen-Analytik (FTIR-Spektrometer für verbrennungsspezifische Spurengase und SO_2 -Sensor) zum Einsatz kam. Zusätzliche Daten zu gasförmigen Spezies können weitere Rückschlüsse auf den tatsächlich beprobten Betriebszustand des Flugzeugtriebwerks und so die Interpretation und Einordnung der Ergebnisse erleichtern. Die an der Messposition Blastwall vorherrschenden Triebwerkszustände sind dahingehend besonders, da sowohl niedrige (Warten auf Starterlaubnis), transiente (Hochfahren der Triebwerke) als auch hohe Lastzustände (Beschleunigung zum Start) von Bedeutung sein können. Der Kapillarverdünner vor dem EEPS bewirkte, dass dieses Gerät in einem adäquaten Konzentrationsbereich operieren konnte. Anhand dessen konnten Partikelgrößenverteilungen sowohl für nvPN als auch für tPN mit einer Zeitauflösung von 1 s gemessen werden. Die mittlere Größenverteilung der Partikel an der Blastwall ist in Abb. 5.15 dargestellt.

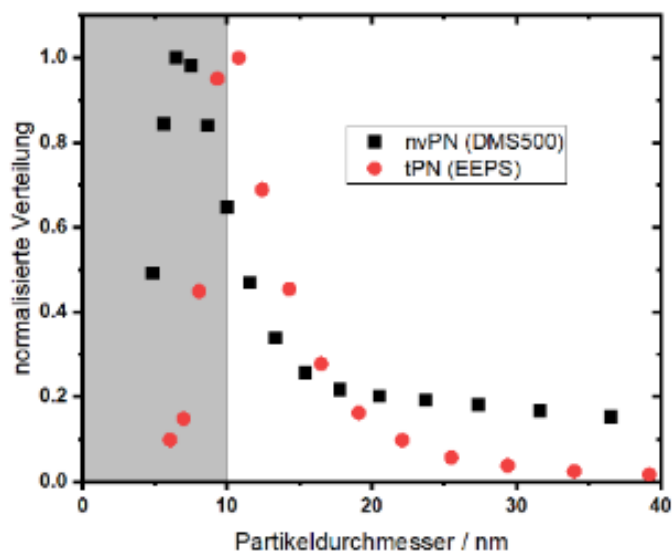


Abb. 5.15: Normalisierte, mittlere Größenverteilung von tPN und nvPN während der Blastwallmessungen (12.–16.04.24).

Der graue Bereich kennzeichnet Partikel kleiner als 10 nm.

Dieser Durchmesser ist die untere Grenze der Partikel, die bei den ICAO-Emissionsindizes berücksichtigt werden⁷.

Während der zweiten Emissionsmesskampagne wurden zusätzlich Beobachtungen der Flugzeugbewegungen am Boden aufgezeichnet. Diese Beobachtungen sind vor allem für die Einordnung der experimentellen Daten an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost, aber auch im Vorfeldbereich des Terminal 2 hilfreich, da sonst z. B. nicht bekannt ist, ob ein Flugzeug geschleppt wird oder selbst gefahren ist. Auch kann anhand dieser Beobachtungen die Zuverlässigkeit öffentlicher Flugbewegungsdaten

⁷ ICAO Annex 16, Volume 2, Part IV, Appendix 7, Section 9.1.3

(z. B. flightradar24) überprüft werden, was für die Auswertung der Flugzeugbewegungen am Boden essenziell ist.

Alle Messgeräte zur Bestimmung von Emissionsindizes wurden mit einer Messfrequenz von 1 Hz betrieben, was es ermöglicht, einzelne Ereignisse wie Vorbeifahrten oder Starts zeitlich zu trennen. Die Zuordnung der Ereignisse zu Flugzeugen und den entsprechenden Triebwerkstypen erfolgte mittels "flightera.net" und über die in den Flugtagebüchern zur Verfügung gestellten Triebwerks-Identifizierungsnummern (Unique Identification Number, UID No). Dabei ist die Zuordnung der Messungen zu einem Flugzeug an der Blastwall mit Hilfe von Positionsdaten (ADS-B, hier flightradar24) auf Grund der Ausrichtung des Abgasstroms auf den Messpunkt eindeutig und unabhängig von der Windrichtung oder -geschwindigkeit. Bei den Messungen an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost ist der Abstand zwischen den Flugzeugen so groß, dass unter Berücksichtigung der Windrichtung und -geschwindigkeit, ebenfalls eine eindeutige Zuordnung erfolgen kann. Bei der Analyse wurden generell Ereignisse vernachlässigt, bei denen der Signal-Überlapp von verschiedenen Flugzeugen zu groß ist oder sich in den Partikelgrößenverteilungen Hinweise auf weitere signifikante Emissionsquellen finden lassen, wie z. B. bei den Messungen im A-Hof. Diese Auswerteprozedur erfolgte automatisiert mit Hilfe eines hierfür entwickelten Python-Skripts, wobei die Funktionalität auch durch händisches Nachrechnen an geeigneten Beispielergebnissen sichergestellt wurde.

Hinsichtlich der dominierenden Lastzustände der Flugzeuge waren bei Messungen an der Blastwall wiederum Betriebszustände zwischen Idle und Take-off zu erwarten, während die Messpositionen Station Frankfurt-Flughafen-Ost Daten für Idle-Betriebszustände liefert. An der Blastwall lassen sich die einzelnen Betriebszustände dabei nicht trennen, sondern es wird ein Mischzustand (transition phase) erfasst, der aber auch Verwendung in der Emissionsmodellierung findet.

Der Algorithmus zur Auswertung der Einzelereignisse am Standort Blastwall und Standort Frankfurt-Flughafen-Ost wurde an Daten der ersten und zweiten Emissionskampagne entwickelt und getestet. Dabei bestimmt eine automatische Peakerkennung die Integrale der CO₂-, Partikel- und NO₂-Messungen, welche einzelnen Ereignissen (vorbeifahrende Flugzeuge an Standort Frankfurt-Flughafen-Ost oder startende Flugzeuge an der Blastwall) zugeordnet werden können. Über 1600 Einzelereignisse konnten mittels flightradar24 identifiziert werden.

5.4 Gemessene Emissionsindizes

Während der beiden Emissionsmesskampagnen konnten an den Standorten Blastwall und Frankfurt-Flughafen-Ost nvEI, tEI und der EI von NO_x ($\text{EI}(\text{NO}_x)$) für über 70 verschiedene Flugzeugtriebwerke unter Realbedingungen ermittelt werden. Der hierzu verwendete Ansatz ist in Kap. 5.2 ausführlich beschrieben. Abb. 5.16 zeigt eine Übersicht aller hier ermittelten nvEI Emissionsfaktoren und stellt sie denen von Moore et al. (2017b) und aus der ICAO-EEDB gegenüber. Die Daten von Moore et al. stammen aus einer ähnlichen Messkampagne am *Los Angeles International Airport*, deren Umfang allerdings deutlich geringer war als der, der hier vorgestellten Studie. Beim Vergleich der nvEI fällt auf, dass die in SOURCE FFR ermittelten nvEI in der gleichen Größenordnung wie die Werte von Moore et al. liegen und die höheren Emissionsfaktoren der ICAO-EEDB ebenfalls abgedeckt werden. Signifikante Unterschiede zwischen der ICAO-EEDB und den hier vorgestellten Messungen treten lediglich bei Emissionsfaktoren kleiner als 2×10^{14} Partikel pro kg Brennstoff auf. An dieser Stelle sei betont, dass die ICAO-EEDB auf eine Triebwerkscharakterisierung unter möglichst vergleichbaren Bedingungen am Prüfstand abzielt. Im Realbetrieb kommt allerdings Einflussfaktoren wie beispielsweise dem Wartungszustand, transienten oder variablen Lastzuständen oder der Brennstoffzusammensetzung Bedeutung zu. Die Ergebnisse stellen also nicht die Verlässlichkeit der ICAO-EEDB in Frage, sondern betonen viel mehr die Bedeutung der hier vorgestellten Messungen unter Realbedingungen als wertvolle Eingangsparameter in die Modellierung. Für die meisten Triebwerkstypen ergibt sich aus den Einzelwerten eine Standardabweichung, die größer als die ermittelte Messunsicherheit von $\pm 30\%$ ist (vgl. Kap. 5.2.). Dies unterstreicht den Einfluss der oben genannten Faktoren und belegt, dass die hier vorgestellten Messungen die Schwankungsbreite unter Realbedingungen abbilden.

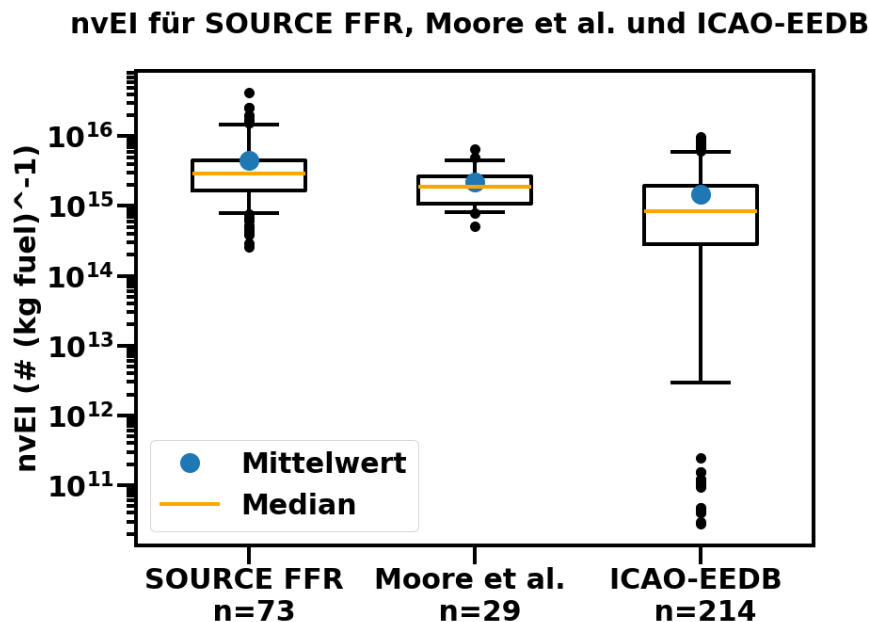


Abb. 5.16: In SOURCE FFR measurements · modelling ermittelte, triebwerkstypspezifische nvEI mit analogen Emissionsfaktoren aus Arbeit von Moore et al. (2017b) und der ICAO-EEDB (für alle verfügbaren Lastzustände). Der Parameter n gibt die Anzahl der enthaltenen Triebwerkstypen an. Die orangene Linie repräsentiert den Median, die Box die 25%- und 75%-Perzentile. Die Whisker erstrecken sich von der 5%- bis zur 95%-Perzentile und die schwarzen Punkte stellen entsprechend Ausreißer dar.

Zudem enthält die ICAO-EEDB für Triebwerkstypen, deren Produktionsende vor dem 01.01.2020 liegt, oft keine Informationen zu nvEI, was knapp die Hälfte der während Emissionsmesskampagnen beprobten Triebwerkstypen betrifft. Hier können die Studienergebnisse also eine weitere Datenlücke schließen.

Hinsichtlich der Emissionsindizes für die Gesamtpartikelanzahl, tEI, ergibt sich ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Moore et al. (2017b) (Abb. 5.17). Als weiterer Vergleich wurden hier nach dem Ansatz von Zhang et al. (2020) berechnete tEI hinzugefügt, da die ICAO-EEDB keine tEI enthält. Gesamtpartikelemissionen sind dominiert von flüchtigen Partikeln, die wiederum stärker von Umweltbedingungen beeinflusst werden als nicht-flüchtige Partikel. Dass sich dennoch ähnliche Werte wie aus den Messungen von Moore et al. (2017b) am *Los Angeles International Airport* unter anderen klimatischen Randbedingungen ergeben, bestärkt die Annahme, dass die ermittelten tEI in einer repräsentativen Größenordnung liegen.

tEI für SOURCE FFR, Moore et al. und Zhang et al.

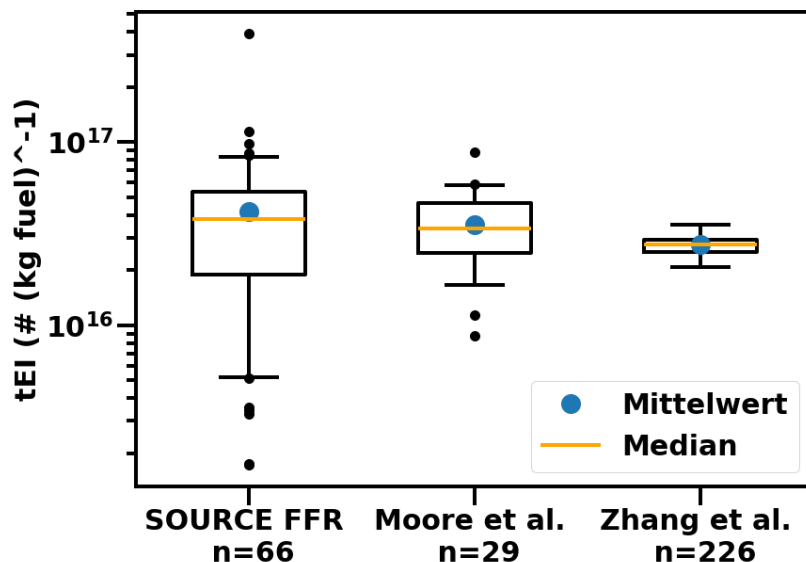


Abb. 5.17: In SOURCE FFR measurements · modelling ermittelte, triebwerkstypspezifische tEI mit analogen Emissionsfaktoren aus Arbeit von Moore et al. (2017b) und nach dem Ansatz von Zhang et al. (2020) (für den Lastzustand Idle).

Der Parameter n gibt die Anzahl der enthaltenen Triebwerkstypen an.

Die orangene Linie repräsentiert den Median, die Box die 25%- und 75%- Perzentile. Die Whisker erstrecken sich von der 5%- bis zur 95%-Perzentile und die schwarzen Punkte stellen entsprechend Ausreißer dar.

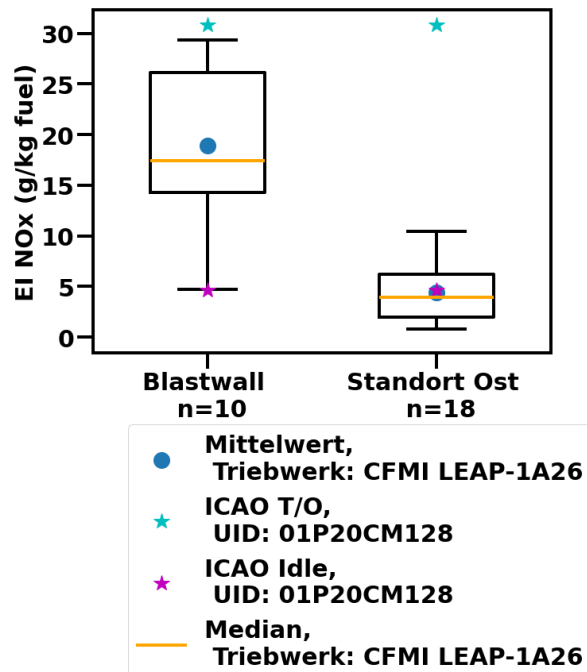
EI NO_x für UID: 01P20CM128 (Triebwerk: CFMI LEAP-1A26)

Abb. 5.18: EI(NO_x) für das Triebwerk CFMI LEAP-1A26 mit Emissionsfaktoren aus der ICAO-EEDB.

Die orangene Linie repräsentiert den Median, die Box die 25%- und 75%-Perzentile. Die Whisker erstrecken sich bis zu dem am weitesten entfernten Datenpunkt, der innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsbereichs der Box liegt.

In Abbildung 5.18 ist der gleichzeitig während der Messkampagnen gemessene EI(NO_x) am Beispiel des Triebwerks CFMI LEAP-1A26 dargestellt. Es ist zu sehen, dass die gemessenen Werte gut mit denen in der ICAO-EEDB übereinstimmen, was eine Bestätigung des Messansatzes ist. Der höhere EI(NO_x) an der Blastwall wird durch die höheren Lastzustände begründet. Während an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost ausschließlich Taxi-Bewegungen untersucht wurden, bei denen sich das Triebwerk in der Laststufe („Idle“) befindet, wurde an der Blastwall die erste Phase des Starts beobachtet. Dies bedeutet, dass das Flugzeug zunächst mit Triebwerken im Zustand Idle vor der Blastwall auf die Starterlaubnis gewartet hat und dann unter Erhöhung der Last gestartet ist. Daher liegt der EI(NO_x) an Station Frankfurt-Flughafen-Ost eher im Bereich von ICAO-EI(NO_x) für „Idle“, während die Emissionsindizes an der Blastwall eher zwischen denen für „Idle“ und „Take-off“ liegen. Diese Beobachtung rechtfertigt die Unterscheidung der beiden Positionen hinsichtlich der ermittelten Emissionsindizes, wobei die an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost ermittelten Werte für Taxi-Bewegungen und die Blastwall-Ergebnisse als neue, zusätzliche Teilphase des Startprozesses Eingang in die Modellierung finden. Es sei betont, dass sich erst aus der Multiplikation der Emissionsfaktoren mit der verbrauchten Kraftstoffmenge die absoluten Emissionen ergeben.

6 UFP-Emissionsmodellierung

Die Emissionsmodellierung führt die in Literaturdaten (Datenbanken, Veröffentlichungen, Katastern) oder durch Messungen erlangten UFP-Emissionsfaktoren, einschließlich der Größenverteilungen und der Verhältnisse tPN/vPN, mit den entsprechenden Aktivitätsdaten (Anzahl pro Zeiteinheit, verbrauchte Stoffmengen, etc.) zusammen und ordnet die sich daraus ergebenden Emissionen geographischen Orten, Linien oder Flächen zu. Diese Datensätze werden dann von der Ausbreitungsmodellierung als Eingabedaten verwendet.

6.1 Emissionsinventare

Das **Emissionsinventar Hessens** wurde gesichtet und im Rahmen mehrerer Abstimmungstermine mit dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) das Konzept zur Beschaffung und Nutzung dieser Daten konkretisiert. Welche Daten genutzt wurden ist im Einzelnen in den folgenden Abschnitten beschrieben. Ein Emissionsinventar eines Bundeslandes liegt i. d. R. nicht für jedes einzelne Bezugsjahr vor, sondern wird in unterschiedlichen zeitlichen Abständen für einzelne Quellengruppen immer wieder aktualisiert. Sofern nicht anders vermerkt, wurden aus den für das Bundesland Hessen verfügbaren Daten jeweils der Datensatz ausgewählt, der dem Modellierungsjahr, z. B. 2019, zeitlich am nächsten liegt. In Tabelle 6.1 finden sich für NO_x, NMVOC, CO, SO₂, NH₃, PM_{2,5} und PM₁₀ die Emissionsmengen zu den Quellengruppen und das Datenjahr für das Gebiet von Hessen innerhalb des Untersuchungsgebiets, die in die Ausbreitungsmodellierung eingegangen sind.

Quellengruppe (Jahr)	NO _x	NMVOC	CO	SO ₂	NH ₃	PM _{2,5}	PM ₁₀
Industrie (2020)	3540,2	447,0	1215,9	781,8	32,0	65,6	130,8
Gebäudeheizung (2018)	1707,9	426,0	5584,7	78,5	-	228,1	238,5
Kleingewerbe (2018)	-	4367,4	-	-	-	4,9	37,5
Straßenverkehr (2019)	14007,9	1696,0	27793,0	26,3	358,8	527,8	1198,0
Schiffsverkehr (2019)	633,4	26,9	91,4	0,4	0,1	12,8	12,9
Flugzeuge Kleinflugplätze (2019)	1,4	0,4	3,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Schienenverkehr (2019)	154,1	12,1	36,2	0,1	-	3,7	311,1
Sonstige mobile Quellen (2019)	832,8	463,0	6420,5	0,9	0,5	47,4	47,4
Landwirtschaft (2018)	312,5	391,0	-	-	1127,2	6,6	80,0

Tab. 6.1: Hessische Emissionen im Untersuchungsgebiet in [t/a].
Quelle: Eigene Zusammenstellung aus GRETA/HLNUG-Daten.

Im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling wurde auch das **Emissionsinventar des Umweltbundesamts (UBA)** genutzt. Diese Daten befinden sich in der Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA)⁸ Datenbank. Seitens HEREON wurde ein Gebiet von 110 km x 70 km um den Flughafen Frankfurt definiert, das deutlich größer ist als das Gebiet, für das im Projekt UFP-Modellierungen durchgeführt werden (50 km x 50 km). Das größere Gebiet wurde von HEREON als Emissionsgitter für eine Vorab-Modellierung genutzt, um die tatsächliche für die Modellierung erforderliche Gebietsausdehnung festzulegen. Beim UBA wurden für dieses Gebiet die dort für das Bezugsjahr 2019 aus der Submission der Emissionsberichterstattung 2023 vorliegenden Emissionsdaten der Stoffe NO_x, CO, SO₂, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC, Non-Methane Volatile Organic Compounds), PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃ und BC (Ruß) über die GRETA-Schnittstelle in einer räumlichen Differenzierung von 500 m x 500 m beschafft. Diese Emissionen sind gemäß der sogenannten „Gridded Nomenclature for Reporting“ (GNFR) in 12 Quellengruppen in GRETA differenziert (s. Tab 6.2). Für einige Quellengruppen oder Teilbereiche liegen beim HLNUG keine Informationen zu Emissionen vor. Für diese werden in Abstimmung mit dem HLNUG Emissionsdaten aus GRETA auch innerhalb Hessens verwendet.

GNFR category	GNFR-Kategorie
A Power plants	A Kraftwerke
B Industry	B Industrie
C Small combustion	C Kleinere Verbrennungsanlagen
D Fugitives	D Flüchtige Emissionen
E Solvents	E Lösungsmittel
F Road transport	F Straßenverkehr
G Shipping	G Schifffahrt
H Aviation	H Luftfahrt
I Other mobile sources	I Sonstige mobile Quellen
J Waste	J Abfall
K Agriculture livestock	K Landwirtschaftliche Viehzucht
L Agriculture other	L Landwirtschaft, Sonstige

Tab. 6.2: Verwendete GNFR-Kategorien. Quelle: GRETA⁹.

⁸ <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/arcgis-basierte-loesung-zur-detaillierten>

⁹ https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2016-11-09_griddingtool_greta_langfassung_final.pdf

Zusätzlich wurden durch das UBA für die im nationalen Pollution Release and Transfer Register (PRTR, Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister) enthaltenen Einzelemittenten deren Emissionen als Punktquellen am jeweiligen Standort zur Verfügung gestellt. Weiterhin wurden vom UBA für die Emissionen des Flughafens Frankfurt Informationen zu deren räumlicher Verteilung in die Fläche und Höhe als Bodenfläche und approximierte dreidimensionale Flugtrichter („Funnel“) bereitgestellt. Diese Flugtrichter-Daten wurden nur für die vorläufige Simulation zur Bestimmung der Gebietsausdehnung für das Jahr 2019 genutzt, nicht aber in den eigentlichen Modellläufen.

Um auch in der vorläufigen Simulation auf Basis von GRETA-Daten bereits UFP betrachten zu können, wurden von TNO vorläufige Abschätzungen der Anteile von UFP an PM_{2,5} differenziert nach Größenklassen und GNFR-Sektoren bereitgestellt, mit denen HEREON direkt vorläufige UFP-Emissionen aus den Emissionsdaten des UBA ableiten konnte. Für diese vorläufigen Abschätzungen wurden die in GRETA verfügbaren PM_{2,5}-Emissionen entsprechend dem im RI-URBANS-Projekt pro gerasterter GNFR-Kategorie ermittelten Verhältnis tPN/PM_{2,5} in tPN-Emissionen (inkl. Größenverteilung) umgerechnet (s. Kap. 6.1).

Die im Folgenden beschriebenen Emissionsdaten werden im Projekt auch über die vorläufigen Simulationen zur Bestimmung der Gebietsausdehnung hinaus genutzt. Sie dienen zum einen dazu, Emissionsdaten für die Teile des Modellgebiets, die außerhalb von Hessen liegen, bereitzustellen. Zum anderen werden sie auch genutzt, um innerhalb Hessens Emissionen einzelner (Teil-)Sektoren zu ergänzen, die im hessischen Emissionsinventar nicht enthalten sind (s. z. B. 6.2).

Tabelle 6.3 führt ergänzend für das Gebiet von Rheinland-Pfalz im Untersuchungsgebiet die Emissionsmengen aus GRETA auf, die in die Modellierung eingegangen sind, wobei die Emissionen des Schiffsverkehrs vollständig Hessen zugeschlagen wurden, weil in GRETA in Rheinland-Pfalz innerhalb des Untersuchungsgebiets Schiffsemissionen (s. 6.7) nur auf dem Rhein entlang der Landesgrenze zu Hessen vorkommen.

GNFR-Kategorie	NO _x	NM VOC	CO	SO ₂	NH ₃	PM _{2,5}	PM ₁₀
A Kraftwerke	506,1	24,1	236,2	135,6	2,3	9,0	9,8
B Industrie	537,5	182,1	163,4	105,4	51,9	30,8	118,2
C Kleinere Verbrennungsanlagen	315,4	126,5	1557,2	38,0	6,6	63,1	66,9
D Flüchtige Emissionen	1,8	51,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
E Lösungsmittel	0,9	1225,9	55,0	0,5	2,6	18,1	19,6
F Straßenverkehr	1097,2	275,6	2848,0	2,0	28,9	48,7	76,0
H Luftfahrt	1,1	0,4	2,4	0,1	0,0	0,0	0,0
I Sonstige mobile Quellen	135,8	57,8	754,5	0,9	0,1	17,4	28,0
J Abfall	3,9	50,2	57,5	0,6	6,1	18,0	20,0
K Landwirtschaftliche Viehzucht	0,2	20,5	-	-	27,4	0,3	2,1
L Landwirtschaft, Sonstige	26,5	3,3	-	-	46,0	0,4	10,9

Tab. 6.3: Emissionen in Rheinland-Pfalz im Untersuchungsgebiet in [t/a].
Quelle: Eigene Zusammenstellung aus GRETA-Daten.

Das aktuelle Emissionsinventar für Deutschland enthält noch keine UFP-Emissionen. Diese müssen daher aus anderen Partikelkennzahlen abgeleitet werden (s. Kap. 4). Basierend auf den RI-URBANS-Projektergebnissen (TNO, 2024) wurden die zuletzt für Deutschland gemeldeten PM_{2,5}-Emissionen nach GNFR-Sektor (basierend auf der Vorlage 2023) mit den geschätzten tPN-Emissionen für Deutschland nach GNFR-Kategorie (RI-URBANS) kombiniert, um die Verhältnisse tPN/PM_{2,5} zu erhalten. Die in GRETA enthaltenen PM_{2,5}-Emissionen wurden mit den Gesamtpartikelanzahlen (10 - 325 nm) verknüpft, die im RI-URBANS Projekt für Deutschland geschätzt wurden. Die Verteilung hat als Obergrenze 325 nm, weil die Anzahl der Partikel mit größerem Durchmesser vernachlässigbar gering ist. Für die GNFR C Kategorie (Kleinere Verbrennungsanlagen, einschließlich Hausbrand) ist es wichtig zu wissen, dass ein großer Teil der PM_{2,5}-Emissionen aus sogenannten kondensierbaren Verbindungen besteht (Simpson et al, 2022). Im deutschen Inventar sind diese Verbindungen für diese Kategorie aber nicht enthalten. Deshalb wurde der Emissionsfaktor für diesen Sektor im deutschen Inventar angepasst und unterscheidet sich daher vom Emissionsfaktor aus RI-URBANS. Auf der Grundlage dieser beiden Datensätze (GRETA und RI-URBANS Inventar) wurde das Verhältnis zwischen Partikelanzahl und PM_{2,5} für jede GNFR-Kategorie berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.4 dargestellt.

GNFR-Kategorie	PM _{2,5} (kt)	tPN (10 ²⁴)	Verhältnis tPN/PM _{2,5} (10 ²⁴ /kt)	Prozentsatz flüchtiger Partikel (%)
A Kraftwerke	4,695	0,8062	0,1717	49
B Industrie	31,562	4,335	0,1374	47
C Kleinere Verbrennungsanlagen*	15,8241	13,683	0,8647	74
D Flüchtige Emissionen	0,6446	0,004517	0,007007	26
E Lösungsmittel	0	0	0	50
F Straßenverkehr	18,687	34,494	1,846	75
G Schifffahrt	0,8329	2,0297	2,437	50
H Luftfahrt	0,1075	22,769	211,806	90
I Sonstige mobile Quellen	9,584	2,421	0,2526	45
J Abfall	6,375	1,745	0,2737	75
K Landwirtschaftliche Viehzucht	3,800	0,002955	0,0007776	50
L Landwirtschaft, Sonstige	0,7359	0,02146	0,02917	68

Tab. 6.4: Gewichtete Durchschnittsverhältniswerte der PM_{2,5}-Emissionen und Partikelanzahlzahlen pro GNFR-Kategorie für Deutschland.

* Inklusive des Korrekturfaktors für die kondensierbaren Substanzen.

Quelle: Eigene Arbeiten, RI-URBANS

Die in Tab. 6.4 gelisteten gewichteten Verhältnisse können für die Emissionsmodellierung auf die GRETA-Emissionen angewandt werden. Da GRETA keine detaillierteren Angaben (z. B. zur Art des Brennstoffs oder der Anlage) zu den räumlich verteilten Emissionen enthält, ist dies die beste verfügbare Option zur Schätzung der Hintergrundemissionen (außerhalb des spezifischen Untersuchungsgebiets von 50 x 50 km um den Flughafen Frankfurt). Der obige Ansatz wird den verschiedenen spezifischen Prozessen, die in den GNFR-Kategorien zusammengefasst sind, nicht ganz gerecht, ist aber der z. Z. genaueste Ansatz, der möglich ist.

Die Ergebnisse der vorgenannten Arbeiten wurden in die Emissionsmodellierung übernommen und werden dort zur Berechnung der Emissionen außerhalb des Untersuchungsgebietes verwendet. Diese sind als Randbedingungen für die detaillierte Ausbreitungsrechnung innerhalb des Untersuchungsgebietes relevant.

Im Rahmen der Berechnung von UFP-Emissionen für die verschiedenen Quellen wurden Berechnungen der Partikelgrößenverteilung und der Partikelanzahlemissionen pro GNFR-Kategorie vorgenommen

(basierend auf RI-URBANS Ergebnissen (TNO, 2024) für das Bezugsjahr 2019, s. a. Kap. 4). Zu diesem Zweck wurden die folgenden Größenklassen verwendet: 10 — 13 nm, 14 — 16 nm, 17 — 20 nm, 21 — 26 nm, 27 — 32 nm, 33 — 41 nm, 42 — 51 nm, 52 — 65 nm, 66 — 81 nm, 82 — 102 nm, 103 — 129 nm, 130 — 162 nm, 163 — 205 nm, 206 — 258 nm, und 259 — 325 nm. Diese Klassen wurden von den Modellierern vor etwa 10 Jahren gewählt, damit die Peaks in der Partikelgrößenverteilung mit ausreichender Schärfe dargestellt werden können. Die Verteilung der Gesamtpartikel auf die genannten Größenklassen ist GNFR-kategoriespezifisch und basiert auf Literaturdaten und Messungen (s. Kap. 4). Für jede Größenklasse wurde der Anteil an den gesamten PN-Emissionen ermittelt, wobei die Summe der Anteile pro GNFR-Kategorie gleich eins ist.

Für die Emissionsberechnungen innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen gegenüber dem GRETA-Inventar detailliertere Informationen zu Quelleigenschaften und Aktivitäten vor. Um diese detaillierten Daten auch in genauere UFP-Emissionen umzusetzen, wurden zusätzliche Verfeinerungen an den UFP-Emissionsfaktoren für verschiedene Quellenkategorien vorgenommen, die im Folgenden beschrieben werden.

6.2 Emission der Industrie

Die hier als „Industrie“ bezeichnete Quellengruppe umfasst die Emissionen von Betrieben mit genehmigungsbedürftigen Anlagen nach dem Anhang zur 4. Bundes-Immissionsschutzverordnung (4. BImSchV). Ein Teil dieser genehmigungsbedürftigen Anlagen sind nach der 11. BImSchV (2017) verpflichtet, eine Emissionserklärung abzugeben. Die entsprechenden Emissionsmengen wurden vom HLNUG in Form einer Excel-Tabelle bereitgestellt, die auch die für die Ausbreitungsmodellierung wichtigen Parameter Ort der Quelle, Austrittshöhe, Abgastemperatur und Volumenstrom enthält. Weiterhin sind in Form von sogenannten NACE-Codes (Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne; Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft) und -Texten Informationen zu den Wirtschaftszweigen der Anlagen enthalten. Die Daten enthalten zudem Informationen zum Brennstoffeinsatz der Anlagen. Die beiden letztgenannten Aspekte sind im weiteren Projektverlauf als Eingangsgrößen für die Ableitung von UFP-Emissionen dieser Anlagen vorgesehen.

Bei einzelnen Anlagen sind Teile der Daten (nicht aber die Emissionsmengen) durch „Betriebsgeheimnisse“ geschützt. Die betroffenen Attribute wurden deshalb vom HLNUG nicht zur Verfügung gestellt. Stattdessen wurden für diese Anlagen vom HLNUG die Standorte auf „ungefähre“ Standortpunkte aggregiert und dafür die Emissionen bereitgestellt.

Für die Modellierung des Bezugsjahrs 2019 wurde auch im Hinblick auf mögliche Effekte durch die Corona-Pandemie bei der Quellengruppe „Industrie“ die Emissionen des Bezugsjahrs 2020 verwendet. Alternativ wären Daten für das Bezugsjahr 2016 verfügbar gewesen, deren Verwendung jedoch in Abstimmung mit dem HLNUG wegen des zu großen zeitlichen Abstands zum Modellierungsjahr 2019 verworfen wurden. Dabei erfolgte keine Anpassung der Emissionsmengen des Bezugsjahrs 2020 auf das Modellierungsjahr 2019, da dafür keine belastbaren Datengrundlagen vorlagen.

Die bereitgestellten Daten zur Industrie wurden zunächst sektor- und brennstoffabhängig um UFP-Emissionen ergänzt (s. Kap. 6.1). Diese Daten wurden dann für die Anlagen im Modellierungsgebiet

für die Ausbreitungsrechnung aufbereitet. Dabei wurden die durch „Betriebsgeheimnisse“ geschützten Anlagen mit den übrigen zusammengeführt, Ausbreitungsparameter auf Basis der gelieferten Attribute berechnet und insbesondere differenziert nach Höhenklassen mittlere Werte der Abgastemperatur und des Volumenstroms ermittelt, um für diese - für die Modellierung erforderlichen – Angaben bei entsprechenden Datenlücken eine Fehlwertersetzung durchführen zu können. Schließlich wurden aus dem Datensatz sechs Quellen an drei Standorten auf dem Flughafengelände entfernt, da diese im Rahmen der Emissionsmodellierung des Flughafens detailliert berücksichtigt werden.

Ein typisches Problem bei der Betrachtung industrieller Quellen hinsichtlich UFP-Emissionen ist die Tatsache, dass in vielen Fällen in der Bestandsaufnahme nicht zwischen Verbrennungs- und Prozessemissionen unterschieden wird, was bei den anzuwendenden tPN-Emissionsfaktoren einen großen Unterschied machen könnte. Zunächst wurden für jede einzelne Anlage die Informationen über die Quelle und den verwendeten Brennstofftyp gesammelt, um dann den am besten geeigneten Emissionsfaktor auszuwählen. Hierbei wurde unterschieden zwischen Anlagen, bei denen davon ausgegangen wird, dass brennstoffbedingte Emissionen den größten Beitrag leisten, und Anlagen, bei denen erwartet werden kann, dass die Prozessemissionen normativ für die tPN-Emissionen sind. Wenn Verbrennungs- und Prozessemissionen durch denselben Schornstein ausgestoßen werden, basieren die Emissionsfaktoren auf der Hauptemissionsart.

Eine weitere Komplikation bei der Verwendung des hessischen Inventars bestand darin, dass für eine Reihe von Quellen (etwa ein Drittel der Gesamtzahl) mehrere Brennstoffe angegeben wurden, wie aus dem Blatt "Brennstoffeinsatz" hervorgeht. Es gibt jedoch keine Aufteilung der PM_{2,5}-Emissionen auf diese verschiedenen Brennstoffe, so dass in Fällen, in denen die tPN auf der Grundlage von PM_{2,5} geschätzt wird, die PM_{2,5}-Emissionen nicht genau den einzelnen Brennstoffen zugeordnet werden können. Diese spezifischen Quellen wurden einzeln betrachtet im Hinblick auf den Sektor, die verschiedenen Brennstoffmengen und die gemeldeten PM-Emissionen, um zu beurteilen, welcher Brennstoff in jedem Fall am meisten zu den tPN-Emissionen beiträgt. Auf der Grundlage dieser Analyse wurde der am besten geeignete tPN-Emissionsfaktor ausgewählt.

6.3 Emissionen des Kleingewerbes

Für die Quellengruppen Kleingewerbe wurden vom HLNUG kreisbezogene Emissionen für die Stoffe NMVOC, PM₁₀ und PM_{2,5} für das Bezugsjahr 2018 bereitgestellt. In diesen Emissionsdaten sind die Emissionen des NFR-Subsektors 2D3a (NMVOC-Emissionen des privaten Verbrauchs) nicht enthalten. Anhand von vergleichenden Auswertungen von hessischen Emissionsdaten und GRETA-Emissionsdaten für Hessen wurde in Abstimmung mit dem HLNUG festgelegt, die NMVOC-Emissionen des Kleingewerbes mit dem Faktor 1,7238 zu multiplizieren, um auch die NMVOC-Emissionen des privaten Verbrauchs mit abzudecken. Die räumliche Verteilung der landkreisbezogenen Emissionen auf die 500m-Gitterzellen der Modellierung erfolgte anhand des Anteils der Siedlungsflächen (Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation, HLBG, 2024) eines Kreises in einer Gitterzelle an der gesamten Siedlungsfläche eines Kreises.

6.4 Emissionen durch Hausbrand oder Kleinverbraucher

Die Emissionen der Quellengruppe „Hausbrand und Kleinverbraucher“ wurden vom HLNUG für das Bezugsjahr 2018 (AVISO, 2020) in Form von Jahressummen pro Gemeinde für insgesamt 24 Schadstoffe zur Verfügung gestellt. Die den Emissionen zu Grunde liegenden Endenergieeinsätze wurden als auf Gemeindeebene räumlich differenzierte Daten von sechs Energieträgern (Öl, Erdgas, Flüssiggas, Kohle, Stückholz, Pellets) bereitgestellt und ermöglichen eine deutlich bessere UFP-Emissionsermittlung für diese Quellengruppe als ein Verfahren, das lediglich auf den (räumlich differenzierten) Emissionen basiert.

Diese Emissionen wurden zunächst energieträgerabhängig um UFP-Emissionen ergänzt (s. Kap. 6.1). Die räumliche Verteilung der gemeindebezogenen Emissionen auf die 500m-Gitterzellen der Modellierung erfolgte anhand des Anteils des Gebäudevolumens aller Gebäude einer Gemeinde in einer Gitterzelle am gesamten Gebäudevolumen einer Gemeinde. Dazu wurde vom HLNUG ein digitaler Gebäudedatensatz des „Level-of-Detail 1“, ein sogenanntes „Klötzchenmodell“, bereitgestellt. Da die Gebäude auf dem Betriebsgelände des Flughafens Frankfurt durch Fernwärme oder durch sich auf dem Betriebsgelände befindlichen Anlagen versorgt werden, wurden die Gebäude auf dem Betriebsgelände des Flughafens Frankfurt bei der räumlichen Verteilung der Emissionen der Gemeinde Frankfurt nicht berücksichtigt.

Für die kleinen Feuerungsanlagen im Kleingewerbe und für Raumheizung wurden brennstoffabhängige UFP-Größenverteilungen bestimmt (s. Kap. 4). Der entsprechende Datensatz enthält auch die Größenverteilungen für kleine industrielle Emittenten und für den Schienenverkehr.

6.5 Emissionen des Kfz-Verkehrs

Bezüglich des Kfz-Verkehrs wurden die beim Land Hessen vorliegenden Grundlagendaten aus dem hessischen Emissionsinventar für 2019 für eine Emissionsmodellierung beschafft. Dies sind insbesondere die Straßennetzgeometrien, die Verkehrsbelastungen und -zusammensetzungen sowie weitere für die Emissionsermittlung erforderliche Attribute wie z. B. Längsneigung und Verkehrssituation. Die Emissionsmodellierung für die klassischen Luftschadstoffe auf Basis dieser Daten wurde mit dem Kfz-Emissionsmodell IMMIS^{em} auf Basis des aktuellen Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) in der Version 4.2 (INFRAS, 2022) für 2019 durchgeführt. Für die über das HBEFA hinausgehende Modellierung der UFP-Emissionen des Kfz-Verkehrs wurden von der TNO-Emissionsfaktoren für Abgas sowie Reifen- und Bremsabrieb auf Basis des EU-Projekts „RI-URBANS“, TNO, 2024) bereitgestellt und in die Systematik des HBEFA auf der detailliertesten Ebene („Fahrzeugschichten“) überführt. Um die so aufbereiteten Emissionsfaktoren nutzen zu können, wurden zudem entsprechende Anpassungen in IMMIS^{em} vorgenommen. Das umfasst die Berechnung der Gesamtzahl der UFP, die Ableitung des Anteils volatiler UFP und die Verteilung in entsprechende Größenklassen von 10 bis 325 nm, die ebenfalls aus dem RI-URBANS Projekt stammen (s. Kap. 4 und Kap. 6.1). Dabei wurde berücksichtigt, dass das HBEFA nur feste Partikel nvPN größer als 23 nm Durchmesser berücksichtigt.

Einige Straßenabschnitte auf dem Flughafengelände und in dessen direktem Umfeld, die nicht Autobahnen oder Bundesstraßen sind, werden im Rahmen der Emissionsmodellierung des Flughafens dezidiert betrachtet (s. Kap. 6.9.1). Um Doppelzählungen zu vermeiden, wurden diese Abschnitte aus der hier beschriebenen generellen Emissionsmodellierung für Hessen herausgenommen.

Um eine genauere Auflösung und damit eine bessere Vergleichbarkeit in der Nähe des Flughafens zu erlangen, erfolgte für die Hauptverkehrsachsen (Autobahnen und Bundesstraßen) im direkten Umfeld des Flughafens, für die bei der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) stündliche Zählraten für das Jahr 2019 vorliegen, eine entsprechende Modellierung der Kfz-Emissionen in stündlicher Zeitauf Auflösung. Dazu wurden die stündlichen Verkehrsdaten beschafft, im direkten Umfeld des Flughafens den hessischen Straßennetzgeometrien zugeordnet und für diese Abschnitte die Kfz-bedingten Emissionen stündlich modelliert.

6.6 Emissionen des Schienenverkehrs

Für die Quellengruppe Schienenverkehr als Teil des GNFR-Sektors I „Sonstige mobile Quellen“ wurden vom HLNUG ein Schienennetz und darauf bezogene, vom DB-Umweltzentrum ermittelte, Emissionen für das Bezugsjahr 2019 bereitgestellt. Die Emissionen der Rangierbahnhöfe in Hessen konnten nicht bereitgestellt und ihr Beitrag nicht berücksichtigt werden. Es ist aber davon auszugehen, dass sie im Bereich von ca. 10 % der Emissionen des Schienenverkehrs insgesamt liegen (LfLUG, 2012) und damit im Vergleich zu den anderen betrachteten Quellen hier von untergeordneter Relevanz sind.

6.7 Emissionen der Schifffahrt

Für das Land Hessen liegt kein differenziertes Emissionskataster der Schifffahrt vor. Daher wurde auf Basis verfügbarer Datenquellen (Bundesland Rheinland-Pfalz (LfU, 2022), GRETA-Daten des UBA, TREMOD (Transport-Emissionsmodell für den motorisierten Verkehr in Deutschland; UBA, 2024) eine Emissionsdatenbasis für den Schiffsverkehr als „statisches“ Inventar mit Jahresemissionssummen pro Schadstoff aufgebaut.

Für die Umsetzung im Projekt wurden die genannten Datensätze analysiert. Dazu wurden die im UBA GRETA-Datensatz für 2019 als 500m-Raster vorliegenden Emissionen der Binnenschifffahrt zunächst mit den in TREMOD 6.5.1 für 2019 vorliegenden Emissionen verglichen. In TREMOD liegen die Emissionen als Summenwerte für Wasserstraßenabschnitte des Statistischen Bundesamts vor. Für den Vergleich wurden die beiden Abschnitte „Rhein, Mannheim bis Bingen“ und „Main, Offenbach bis zum Rhein“ angesetzt, wobei von den Emissionen des Rhein-Abschnitts nur 76.6 % angesetzt wurden, entsprechend dem Längenanteil des Abschnitts im Gebiet, für das GRETA-Emissionen im 500m-Raster vorliegen. Dies entspricht 111 Flusskilometern. Aus den GRETA-Daten wurden die Emissionen der Binnenschifffahrt aus allen Gitterzellen innerhalb des von diesen Abschnitten aufgespannten Rechtecks summiert. Die folgende Tabelle 6.5 zeigt den Vergleich der stoffbezogenen Jahresemissionen:

Stoff	GRETA [t]	TREMOD [t]	Abweichung [%]
CO	294,4	275,0	7
NH ₃	0,295	0,301	-2
NMVOC	75,1	74,5	1
NO _x	1535,1	1463,2	5
PM _{2,5}	34,12	31,48	8
SO ₂	0,538	0,481	12

Tab. 6.5: Vergleich der GRETA und TREMOD Jahresemissionen für das Jahr 2019.
Quelle: Eigene Zusammenstellung aus GRETA/TREMOD-Daten.

Die Übereinstimmung zwischen beiden Datensätzen ist sehr hoch, was grundsätzlich nicht überraschend ist, da GRETA auf TREMOD basiert.

Für das Land Rheinland-Pfalz liegt ein detailliertes Emissionskataster auf Basis von Aktivitätsdaten (Angaben zur Anzahl der Schiffsbewegungen, differenziert nach Güterverkehr und Personenverkehr, Größenklassen, etc.) und aktuellen Emissionsfaktoren aus der Literatur für die Binnenschifffahrt für 2019/2020 vor (LfU, 2022). Aus diesem Kataster wurden die Emissionen für die 105 km Flussabschnitt, die die Landesgrenze zwischen Hessen und Rheinland-Pfalz bilden, entnommen, und mit den Emissionen aus GRETA für das Jahr 2019 für die entsprechenden Abschnitte verglichen. Die Daten aus Rheinland-Pfalz liefern dabei mit Ausnahme von SO₂ niedrigere Werte. Konkret ergeben sich die in Tabelle 6.6 aufgeführten Verhältnisse.

Stoff	Verhältnis RLP/GRETA
NO _x	0,77
CO	0,58
SO ₂	1,03
NMVOC	0,67
PM ₁₀	0,67
PM _{2,5}	0,70
NH ₃	0,77

Tab. 6.6: Verhältnis der Schiffsemissionen aus dem Emissionskataster des Landes Rheinland-Pfalz und aus GRETA.

Quelle: Eigene Zusammenstellung aus GRETA/HLNUG-Daten.

Für die Emissionen der Binnenschifffahrt in SOURCE FFR wurde vor diesem Hintergrund folgendes Vorgehen umgesetzt, das auch für die Berechnungen zur Luftreinhalteplanung im Land Hessen für das Jahr 2019 angesetzt wurde:

- Nutzung der gerasterten GRETA-Emissionen der Binnenschifffahrt mit ihrer räumlichen Differenzierung in 500 m als Grundlage
- Stoffbezogene Skalierung dieser Emissionen im gesamten Gebiet mit den oben aufgeführten Verhältnissen zwischen den Daten für den Rhein aus Rheinland-Pfalz und aus GRETA, also z. B. Multiplikation aller GRETA-NO_x-Binnenschifffahrtsemissionen mit dem Faktor 0,77 (Tab. 6.6)

In der Abbildung 6.1 sind die bodennahen SO₂-Emissionen für März 2019 wie sie in die Immissionsmodellierung eingehen für Binnenschiffe (rechts) und anderer Quellen (links) dargestellt.

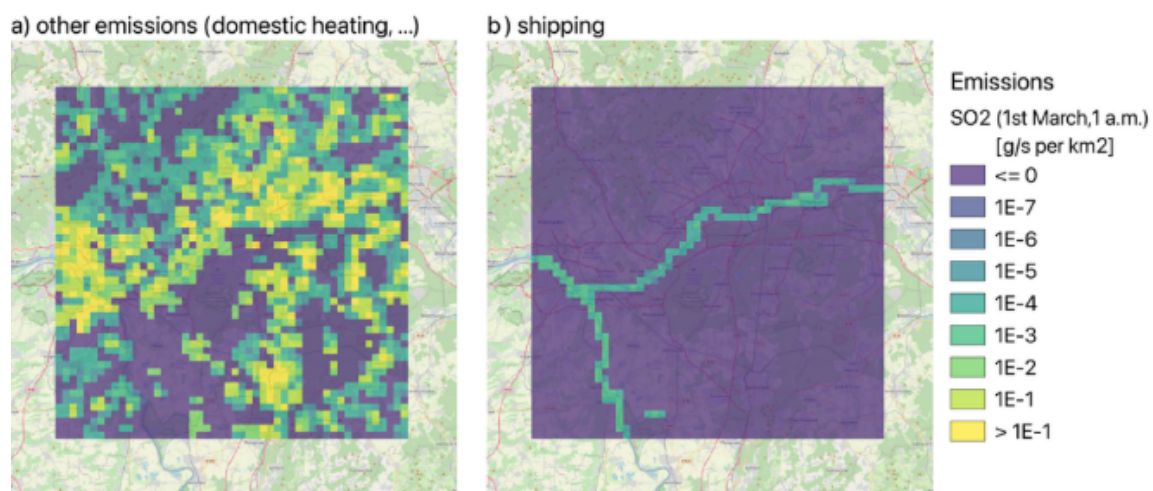


Abb. 6.1: SO₂-Emissionen aus Schiffsquellen (b) im Vergleich zu anderen SO₂-Quellen (a) im vorläufigen Modellgebiet. Der vom Rhein in Bild (b) abgekoppelte Strich kann der Marina Georg Fretter und dem Yacht-Club Erfelden zugeordnet werden.

6.8 Emissionen des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt

Die Emissionen des Flugverkehrs an einem Flughafen lassen sich in die Emissionen der Haupttriebwerke und in die Emissionen der Hilfstriebwerke (Auxiliary Power Units, APUs) unterteilen und wurden deshalb im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling auch separat betrachtet.

6.8.1 Berechnungen der nicht-flüchtigen Partikelemissionen der Haupttriebwerke

Für die Berechnung und Verteilung der nicht-flüchtigen Partikelemissionen muss die Flugzeugposition, das Triebwerk, die Betriebsphase, der entsprechende Partikelemissionsindex, sowie der Treibstoffverbrauch bekannt sein. Wie diese Faktoren in der Emissionsmodellierung berücksichtigt werden, ist als Überblick in Tabelle 6.7 für die drei geplanten Referenzmodellläufe gezeigt. Im ersten Lauf werden die Flugzeugemissionen für das Jahr 2019 vorwiegend mittels der ICAO-EEDB Werte berechnet („ICAO-2019“). Damit verglichen wird ein Lauf, indem zusätzlich die gemessenen nVEI und tEI (Kap. 5.4) Anwendung finden („Adaptiert-2019“). Dies gilt ebenso für den dritten Modelllauf, der das Jahr 2024 simuliert („Adaptiert-2024“). Die nachfolgenden Absätze erläutern die einzelnen Ansätze.

Flug-phase <i>ICAO 9889</i>	Flug-phase <i>SOURCE FFR</i>	Be-triebs-zeit	Treibstoffflussrate		Emissionsindex der nicht-flüchtigen Partikel		Emissionsindex aller Partikel	
			ICAO-2019	Adaptiert-2019/2024	ICAO-2019	Adaptiert-2019/2024	ICAO-2019	Adaptiert-2019/2024
taxi-out	taxi	Flugbe- we- gungs- daten & ADS-B Daten	ICAO- EEDB Daten	-15 % gegenüber IACO-EEDB (Fleuti and Maraini, 2017, Cao et al., 2023, Kim and Baik, 2020, Khadilkar and Balakrishnan, 2012, Nikoleris et al., 2011, and Xu et al, 2020a/b)	1. falls ver- fügbar ICAO- EEDB 2. wenn nicht, dann Zhang et al. 2019	1. falls verfügbar gemessene, triebwerksspezifische SOURCE FFR Werte, 2. wenn nicht, dann triebwerksspezifische Literaturwerte (Takegawa, 2023), 3. wenn nicht, dann triebwerksspezifische nvEI-Werte, berech- net als tEI/20 aus Literaturwerten, (Lobo et al., 2012a, Herndon et al., 2008), 4. wenn nicht, dann flugzeugtypspezifische nvEI-Werte, be- rechnet als tEI/20 aus Literaturwerten (Stacey et al., 2023, Mazaheri et al, 2008), 5. wenn nicht, dann ICAO-EEDB, 6. wenn nicht, dann Methode aus Zhang et al. 2019	Zhang et al. 2020	1. falls verfügbar gemessene, triebwerks- spezifische SOURCE FFR Werte, 2. falls nicht, dann triebwerksspezifische tEI Literaturwerte (Takegawa, 2023, Lobo et al., 2012a, Herndon et al., 2008), 3. wenn nicht dann flugzeugtypspezifische tEI Literaturwerte (Stacey et al., 2023, Mazaheri et al, 2008), 4. wenn nicht, dann Methode aus Zhang et al. 2020
queueing time	taxi							
take-off roll	take-off roll			-13 % gegenüber I-ACO-EEDB (Koudis et al, 2017)	1. falls ver- fügbar ICAO- EEDB, 100 % Schubwerte (T/O) 2. wenn nicht, dann Zhang et al. 2019	1. falls verfügbar triebwerksspezifische nvEI-Literaturwerte (Takegawa, 2023; Moore et al., 2017b), 2. wenn nicht, dann triebwerksspezifische nvEI berechnet als tEI/20 aus Literaturwerten (Lobo et al., 2012a, Herndon et al., 2008), 3. wenn nicht, dann flugzeugtypspezifische nvEIs (Stacey et al., 2023, Mazaheri et al, 2008), 4. wenn nicht, dann der 85 % (C/O) Schubwert aus der ICAO-EEDB, 5. wenn nicht, dann Methode aus Zhang et al. 2019		1. falls verfügbar triebwerksspezifische tEI Literaturwerte (Takegawa, 2023, Lobo et al., 2012a, Herndon et al., 2008), 2. wenn nicht, dann flugzeugtypspezifische tEI Literaturwerte (Stacey et al., 2023, Mazaheri et al, 2008), 3. wenn nicht, dann Methode aus Zhang et al. 2020
initial climb	take-off							

Tab. 6.7: Datengrundlage für die Emissionsmodellierung der Partikelemissionen durch Flugzeugtriebwerke für die drei Referenz-Modellläufe „ICAO-2019“, „Adaptiert-2019“ und „Adaptiert-2024“.

Quelle: Eigene Literaturrecherche.

Fortsetzung Tab. 6.7

Flug- phase <i>ICAO 9889</i>	Flug- phase <i>SOURCE FFR</i>	Be- triebs- zeit	Treibstoffflussrate		Emissionsindex der nicht-flüchtigen Partikel		Emissionsindex aller Partikel	
			ICAO- 2019	Adaptiert- 2019/2024	ICAO-2019	Adaptiert-2019/2024	ICAO- 2019	Adaptiert-2019/2024
en-route climb	climb-out	Flugbe- we- gungs- daten & ADS-B Daten	ICAO- EEDB Daten	ICAO-EEDB	1. falls ver- fügbar ICAO- EEDB 2. wenn nicht, dann Zhang et al. 2019	1. falls verfügbar ICAO-EEDB, 2. wenn nicht, dann Zhang et al. 2019	Zhang et al. 2020	Zhang et al. 2020
approach	approach							
landing roll	landing roll							
taxi-in	taxi			-15 % gegenüber ICAO-EEDB (Fleuti and Maraini, 2017, Cao et al., 2023, Kim and Baik, 2020, Khadilkar and Balakrishnan, 2012, Nikoleris et al., 2011, and Xu et al, 2020a/b))	1. falls ver- fügbar ICAO- EEDB 2. wenn nicht, dann Zhang et al. 2019	1. falls verfügbar triebwerksspezifische SOURCE FFR Messwerte, 2. wenn nicht, dann triebwerksspezifische Literaturwerte (Takegawa, 2023), 3. wenn nicht, dann triebwerksspezifische nvEI-Werte, berechnet als tEI/20 aus Literaturwerten, (Lobo et al., 2012a, Herndon et al., 2008), 4. wenn nicht, dann flugzeugtypspezifische nvEI-Werte, berechnet als tEI/20 aus Literaturwerten (Stacey et al., 2023, Mazaheri et al, 2008), 5. wenn nicht, dann ICAO-EEDB, 6. wenn nicht, dann Methode aus Zhang et al. 2019	Zhang et al. 2020	1. falls verfügbar triebwerksspezifische SOURCE FFR Messwerte, 2. falls nicht, dann triebwerksspezifische tEI Literaturwerte (Takegawa, 2023, Lobo et al., 2012a, Herndon et al., 2008), 3. wenn nicht dann flugzeugtypspezifische tEI Literaturwerte (Stacey et al., 2023, Mazaheri et al, 2008), 4. wenn nicht, dann Methode aus Zhang et al. 2020
-	transition		-	-13 % gegenüber ICAO-EEDB (Koudis et al, 2017)	-	SOURCE FFR Messwerte	-	SOURCE FFR Messwerte

Die Berechnung der Flugzeugemissionen erfolgt mit Hilfe der Flugtagebücher und damit flugzeuggenau. Die **räumliche Verteilung** der nicht-flüchtigen Partikel wurde auf der Grundlage von ADS-B-Flugbahndaten, die auf OpenSky¹⁰ frei zur Verfügung stehen, sowie der zur Verfügung gestellten Flugzeugbewegungsdateien („MoveLogs“) berechnet. Die ADS-B Daten haben eine Zeitauflösung im Sekundenbereich und eine vertikale Auflösung unter 10 m, wodurch sie für die Bestimmung des Emissionsorts für die Ausbreitungsmodellierung hinreichend genau sind. Dabei erfasst OpenSky z. B. für das Jahr 2019 ca. 89 % der Flüge am Flughafen Frankfurt, womit sich die Verteilung der Emissionen im Flug hinreichend genau abbilden lässt. Für die Rollbewegungen der Flugzeuge (Taxi-Phase) wurde dieser Ansatz modifiziert. Die Anpassungsmethode berücksichtigte Unterschiede in der Vollständigkeit und Genauigkeit der beiden Datensätze. Insbesondere wurde festgestellt, dass die ADS-B-Daten für die Rollzeit unvollständig waren (insgesamt nur 84 % der Rollzeit), weil die Bodentransponder nicht durchgängig aktiviert waren, während die MoveLogs die Rollzeit zu 100 % abdeckten und bereits Pushback-Zuschläge oder Abzüge enthielten, die in den ADS-B-Daten nicht enthalten waren. Außerdem wurde festgestellt, dass die ADS-B-Daten zwar genauere Flugzeugpositionen lieferten, die MoveLogs aber nur einzelne Punkte in Zeit und Raum aufzeichneten, insbesondere dann, wenn ein Flugzeug landete und später in ein bestimmtes Positionsgebiet hineinfährt, ohne die detaillierte Bewegung dazwischen zu erfassen.

Um die Stärken beider Datensätze zu nutzen, wurde zunächst die räumliche Verteilung der Emissionen während der Taxi-Phase anhand der Positionsdaten von ADS-B berechnet. Diese Verteilung wurde anschließend anhand der umfassenden Rollzeit, die von den MoveLogs bereitgestellt wurde, hochskaliert. Auf diese Weise kann ein umfassendes Flugzeug-Emissionsinventar erstellt werden, das den genauen Orten auf dem Flughafen zugeordnet ist, an denen die Emissionen entstehen.

Obwohl der Standard-LTO-Zyklus der ICAO häufig für die Einteilung der Betriebsphasen verwendet wird, muss gesagt werden, dass die tatsächlichen Betriebsphasen erheblich von diesem Standardmodell abweichen können. Zur Verfeinerung der Emissionsschätzungen wurden deshalb genaue Flugbahnen aus radargestützten ADS-B-Daten herangezogen. Auf diese Weise wurde die **Dauer der einzelnen Betriebsphasen** (time-in-mode, TIM) auf der Grundlage der tatsächlichen Flugdaten angepasst, was die Genauigkeit der Emissionsberechnungen erhöht.

Der **Treibstoffverbrauch** der Flugzeuge in den verschiedenen Betriebsphasen ist das Produkt aus der fuel mass flow rate (MF) und der Zeit in der jeweiligen Phase (TIM). Für beide Parameter gib es in den ICAO-Dokumenten Standardwerte, die allerdings von den realen Werten abweichen können. Deshalb wurde im Rahmen dieser Studie die reale Zeit in einer Phase, z. B. Taxi, sowohl anhand der zur Verfügung gestellten Flugzeugbewegungsdaten sowie der ADS-B Daten bestimmt. Erstere geben die genaueren Zeiten an, während letztere die genauere Position liefern, aber nicht immer verfügbar sind (s. o.). Für die MF wurde sowohl für die Taxi- als auch für die Take-off-Flugphase reale Messdaten in der Literatur gefunden. Dementsprechend wurde in das Modell zur Berechnung der Flugzeugemissionen ein Korrekturfaktor zu den entsprechenden ICAO-Werten eingebaut. In der Literatur (Tab. 6.7)

¹⁰ opensky-network.org

finden sich Werte, die einen Bereich von ca. –20 % bis 0 % Reduzierung der MF für den tatsächlichen Taxi-Betrieb im Vergleich zu den ICAO-Werten abdecken. Für die hier vorliegende Studie wurde ein Wert von –15 % gewählt, im unteren Bereich der Werte für vergleichbare Flughäfen Dallas, Incheon und Zürich, um auch die Ergebnisse der anderen Studien mit kleineren MF-Reduktionsfaktoren zu berücksichtigen. Für die Korrektur der MF in der Take-off Phase fanden sich nur zwei Literaturquellen (ADAECAM, 2007, Koudis et al., 2017). Aus Koudis et al. konnte eine MF-Reduzierung von –13 % entnommen und auf die Daten angewandt werden. Anschließend wurden Emissionsindizes für die Anzahl von nicht-flüchtigen Partikeln (nvEI) mit dem berechneten Treibstoffverbrauch für jede Flugphase multipliziert, um die Emissionen nicht-flüchtiger Partikel pro Phase zu ermitteln (s. Tab. 6.7).

Der Partikelemissionsindex für nicht-flüchtige Partikel kann für die Bestimmung der Flugzeug-Emissionen grundsätzlich aus der ICAO-EEDB entnommen werden. Dazu wurde anhand der Flugtagebücher die Triebwerks-UID bestimmt und der entsprechende verlustkorrigierte nvEI in der ICAO-EEDB gesucht. Für die Take-off Phase wurde hierbei der nvEI für 85 % Schub (C/O-Wert) genutzt, da dieser sehr gut zu dem 87 % MF-Wert passt. Sollte für eine gegebene UID kein nvEI vorliegen, wurde der nvEI aus dem Rußmasse-Emissionsindex (El_{BC}) basierend auf einer Theorie zu fraktalen Aggregaten berechnet (Zhang et al. 2019). Die Ergebnisse dieses Ansatzes wurden mit den Ergebnissen aus der von der ICAO vorgeschlagenen Methode zur Berechnung aus der smoke number verglichen. Dazu wurden von der Fraport AG auf Basis der ICAO-Berechnungsmethode bestimmte nvEIs verwendet. Der Vergleich zwischen der ICAO-Methode und der ETH-Methode zeigt eine im Rahmen der Unsicherheiten relativ gute Übereinstimmung innerhalb von $\pm 60\%$ mit im Mittel niedrigeren nvPN bei der ETH-Methode. Diese ETH-Methode, basierend auf im Betrieb gemessenen Daten, wird im Rahmen dieser Studie verwendet.

Neben den in der ICAO-EEDB vorhandenen nvEI und den aus den El_{BC} berechneten nvEI stehen auch noch die durch Messungen am Flughafen Frankfurt gewonnenen nvEI, sowie die in der Literatur dokumentierte nvEI zur Verfügung. Die Messungen an der Blastwall liefern im Bereich bis ca. 200 m Entfernung (5-8 s nach Beginn des Starts) nvEI, die charakteristisch für eine Laständerung und damit für einen „transienten“ Zustand sind. Diese gemessenen nvEI werden in den Modellläufen „Adaptiert-2019“ und „Adaptiert-2024“ verwendet und können entweder direkt in die Emissionsmodellierung Eingang finden, indem eine weitere, räumlich begrenzte, Phase am Beginn der Startbahnen eingeführt wird; oder, falls dies modelltechnisch nicht möglich sein sollte, eine weitere Punktquelle für den Startbereich direkt in das Ausbreitungsmodell eingebaut wird.

Durch die Messungen an der Station Frankfurt-Flughafen-Ost stehen weitere Daten zur Verfügung, aus denen gemessene nvEI für den Lastzustand Idle gewonnen werden können. Hier ist die Zuordnung eindeutiger (kein transienter Zustand), insbesondere, da es durch die Aufzeichnungen der Beobachter für einzelne Flugzeuge möglich war zuzuordnen, ob das Flugzeug selbst gefahren ist (Taxi) oder geschleppt wurde (Triebwerk aus). Werden dabei nvEI gefunden, die mehr als einen Faktor zwei von den ICAO-nvEI abweichen, dann werden für die niedrigen Lastzustände die gemessenen mittleren UID spezifischen nvEI verwendet (s. Tab 6.7).

Die zur Verfügung stehenden Literaturwerte (s. Tab. 6.7) werden nur genutzt, wenn ebenfalls entweder die ΔCO_2 -Methode, wie in dieser Studie, oder eine analoge ΔNO_x -Methode angewandt wurde. Dabei ergeben sich leichte Unterschiede, was die untere Nachweisgrenze bzgl. des

Partikeldurchmessers angeht. In der Literatur gibt es EI-Messungen mit unteren Nachweisgrenzen von 3-10 nm (Stacey, 2019). Für SOURCE FFR measurements · modelling werden nur Literaturwerte berücksichtigt die 5–10 nm als untere Nachweisgrenze haben. Dadurch entsteht zwar eine gewisse Unsicherheit, auch im Vergleich zu den ICAO-Werten (10 nm), diese dürfte aber unterhalb eines Faktors zwei liegen (s. Abb. 5.15), was bei den betrachteten Messgrößen, die über Größenordnungen variieren, akzeptabel ist.

Um die Vertikalverteilung der Emissionen zu bestimmen, wird die Bewegung jedes Fluges in verschiedene Phasen unterteilt, die hauptsächlich auf der barometrischen Höhe, dem Flugstatus (s. Tab 6.9), der Geschwindigkeit und der berechneten Kursrichtung basieren. Am Beispiel der Bewegung eines einzelnen Flugzeugs icao24-020135 (Flugdaten des Flughafens Zürich) gibt Tabelle 6.8 die Daten, um die vertikale Verteilung der Partikelemissionen im Raum zu bestimmen. Die Definitionen der verschiedenen Stadien sind in der Tabelle 6.9 aufgeführt.

Zeit	Breiten-grad	Längen-grad	Höhe (m)	Geschwindigkeit (m/s)	Status	PN-Emission (Anzahl > 10 nm) im Zeitintervall
'01-Feb-2019 18:40:47'	47,49847	8,513855	97,8	79,74	1	4,02E+13
'01-Feb-2019 18:40:48'	47,49765	8,514954	93,0	63,97	1	4,02E+13
...
'01-Feb-2019 18:41:36'	47,4736	8,547645	0	66,95	4	4,02E+13
'01-Feb-2019 18:41:37'	47,47304	8,54849	0	83,33	4	4,02E+13

Tab. 6.8: Emissionsdatenblatt für das Beispiel eines Flugzeugs icao24-020135.
Quelle: OpenSky¹¹

Taxi	Approach	Take-off	Take-off roll	Landing-roll	Climb-out
0	1	2	3	4	5

Tab. 6.9: Zuordnung des hier verwendeten Status eines Fluges.
Quelle: Eigene Arbeit.

¹¹ <https://opensky-network.org>

6.8.2 Berechnung der Gesamtpartikelemission der Haupttriebwerke

Die Berechnung der Gesamtpartikelemissionen erfolgt mittels einer empirischen Formel, welche auf Grundlage der Daten aus APEX, AAFEX I&II Projekten (Moore et al., 2015) und am Los Angeles International Airport (LAX) (Moore et al., 2017b) entwickelt wurde. Dabei werden vier Prädiktoren (Umgebungstemperatur, Schwefelzusammensetzung des Treibstoffs, Aromatengehalt des Treibstoffs und Triebwerksschub) verwendet, um den Gesamtpartikelzahl-Emissionsindex tEI (S, T, F, A) als Partikelanzahl/kg Treibstoff zu berechnen (Zhang et al., 2020):

$$tEI(S, T, F, A) = \frac{3.29 \times \exp(-0.0075 \times T + 0.0017 \times F + 0.017 \times A)}{(1 + \exp(-0.011 \times S + 2.54))}$$

wobei S (ppm) der Schwefelgehalt des Treibstoffs in Gewichtsprozent, T (°C) die Umgebungstemperatur, F (% max. zertifizierter Schub) der Schubpegel und A (%) der Aromatengehalt des Treibstoffs in Volumenprozent ist.

Die Gesamtpartikelanzahlemission tE der Flugzeuge, die in der Teilphase p betrieben werden (s. Tab 6.9) wird berechnet mittels:

$$tE = M_{\text{fuel}} \times tEI(S, T, F(p), A)$$

wobei M_{fuel} (kg), die Gesamtmasse des von den Flugzeugen in der Teilphase p verbrauchten Treibstoffs, durch das vorgestellte Regressionsmodell geschätzt wurde.

Die Gesamtanzahl der durch die Flugzeuge emittierten UFP kann nicht nur über den hier beschriebenen Modellansatz bestimmt werden, sondern auch mit Hilfe des am Flughafen gemessenen Verhältnisses zwischen flüchtigen zu nicht-flüchtigen Partikeln (s. o.) und der Anzahl nicht-flüchtiger Partikel.

Neben dem normalen Flugbetrieb laufen Flugzeugtriebwerke auch während Triebwerksprobeläufen oder auf Triebwerksprüfständen. Mit Hilfe der zur Verfügung gestellten Emissionsdaten und deren Position werden die damit verbundenen UFP-Emissionen berechnet, auf Stundenmittel aufgeteilt und in der Ausbreitungsmodellierung berücksichtigt.

6.8.3 Emissionen der Hilfstriebwerke

Hilfstriebwerke (APUs) dienen den Flugzeugen am Boden zur Erzeugung von elektrischem Strom und klimatisierte Kabinenluft, sowie zum Start der Haupttriebwerke. Über den Einsatz von APUs am Flughafen Frankfurt liegen nur wenige Zahlen vor. Bekannt ist aber, dass wenn das Flugzeug auf dem Flughafen durch einen Schlepper bewegt wird, die APU ausgeschaltet ist¹². Ebenso beim Taxi-Vorgang, wenn sich das Flugzeug aus eigener Kraft (Haupttriebwerke) bewegt. Da am Flughafen Frankfurt außer an einer Parkposition keine sogenannte „pre-conditioned air“ (PCA) für das Klimasystem des Flugzeuges durch Bodengeräte zur Verfügung gestellt wird, muss diese durch die APU erzeugt werden, sofern sie benötigt wird. Bodenstrom dagegen ist so gut wie überall verfügbar. Zum Starten

¹² Siehe Flughafenbenutzungsordnung, Dokument C2.1, Kap. 2.3.1 unter <https://www.fraport.com/de/geschaeftsfelder/service/geschaeftspartner/richtlinien-und-zahlungsbedingungen.html>

der Haupttriebwerke muss die APU in jedem Fall eingeschaltet werden. Dementsprechend laufen die APUs am Flughafen Frankfurt im Zeitfenster der on/off-block Zeiten auf der Parkposition zur Erzeugung von PCA. In dieser Studie wurde, wie in der Literatur üblich, zwischen zwei Umlaufzeitzyklen unterschieden. Für Umlaufzeiten kleiner oder gleich 40 min wurde davon ausgegangen, dass die APUs durchlaufen. Für größere Umlaufzeiten wird ein Doppelzyklus angenommen, d.h. die APUs laufen am Anfang der Standzeit, werden dann ausgeschaltet und später vor dem Start wieder angeschaltet.

In ICAO 9889 (2020) sind APU-Betriebszeiten für drei möglichen APU-Betriebszustände zu finden:

- a) APU-Start: APU-Betriebszeit für Start und Stabilisierung (SS);
- b) Normalbetrieb: APU-Betriebszeit für Strom und Umweltkontrollsystem (NB); und
- c) Start der Haupttriebwerke: APU-Betriebszeit für hohe Belastung (HB).

ICAO 9889 unterscheidet weiterhin verschiedene Flugzeuggruppen, über die dann wiederum die Betriebszeiten der APUs in den einzelnen Betriebszuständen definiert sind. Diese Flugzeuggruppen sind in Tabelle 6.10 aufgeführt.

Flugzeuggruppe	Umfasste Flugzeugtypen
Groß	Flugzeuge mit typischen MTOW > 300 t (A340, B747, DC85, ...)
Mittel	Flugzeuge mit typischen MTOW > 120 t (A310, A330, B760, ...)
Klein	Flugzeuge mit typischen MTOW > 50 t (A319, A320, B730, ...)
Regional	Flugzeuge mit typischen MTOW < 50 t (B731, DC9, E145, ...)
Business	Flugzeuge mit typischen MTOW < 34 t (C25A, E50P, GLF2, ...)
Turboprop	Turboprops (DHC8, D328, JS31, ...)
Kolbenmotoren	Kolbenmotoren (PA28, C150, ...)

Tab. 6.10: Unterschiedene Flugzeuggruppen.
Quelle: ICAO 9889, 2020.

Da Turboprops und Flugzeuge mit Kolbenmotor standardmäßig nicht mit einer Hilfsturbine ausgestattet sind, müssen sie im Folgenden nicht weiter betrachtet werden.

Die Berechnungsmethode der ICAO 9889 wird im Rahmen dieser Studie mit Hilfe der SECTOR-Software (Simple aircraft Engine emission CalculaTOR, Janicke, 2022) zur Berechnung der APU-Emissionen angewandt. Diese Berechnung erfolgte nach dem in Abbildung 6.2 dargestelltem Flussdiagramm.

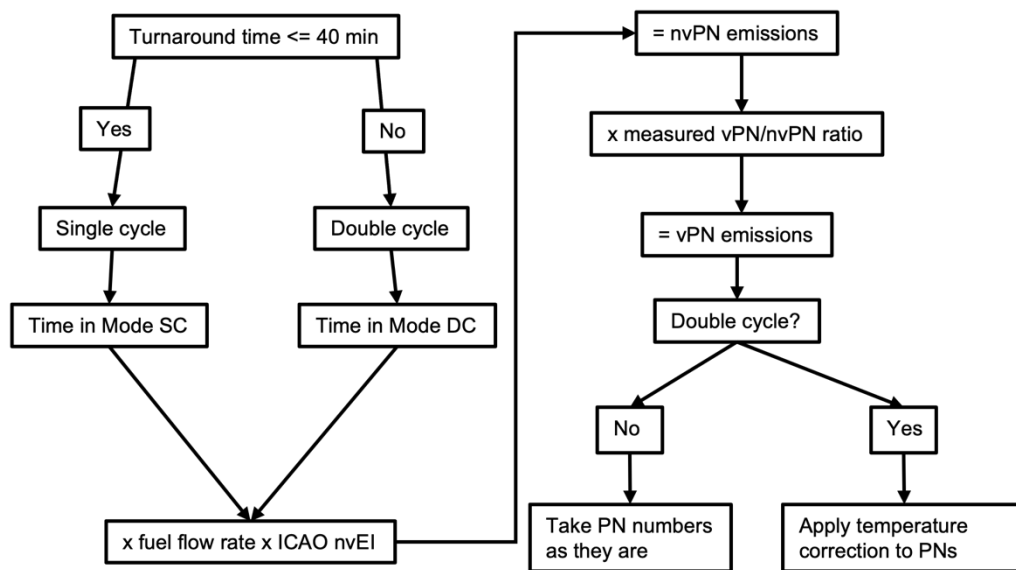


Abb. 6.2: Flussdiagramm zur Berechnung der APU-Emissionen.

Liegt ein einfacher Umlaufzyklus vor, werden die Betriebszeiten in den APU-Betriebszuständen in Einklang mit ICAO 9889 nach Tab. 6.11 angenommen. Für einen Doppelzyklus wird zwischen den Zeiten bei der Ankunft und den Zeiten vor dem Abflug unterschieden (Tab. 6.12). Bei der Ankunft fällt die HB-Phase weg, da kein Triebwerk gestartet werden muss.

Flugzeuggruppe	APU	SS (s)	HB (s)	NB (s)
Groß	A997	180	140	Umlaufzeit – SS - HB
Mittel	A995	180	35	Umlaufzeit – SS - HB
Klein	A994	180	35	Umlaufzeit – SS - HB
Regional	A992	180	35	Umlaufzeit – SS - HB
Business	A991	180	35	Umlaufzeit – SS - HB

Tab. 6.11: APU-Nummern und Betriebszeiten für einen einfachen Umlaufzyklus ($t \leq 40$ min).

Quelle: ICAO 9889, 2020.

Flugzeug- gruppe	SS (s)	Ankunft		Abflug	
		HB (s)	NB (s)	HB (s)	NB (s)
Groß	180	0	APU-Zeiten x 0,25 – SS (Padhra, 2018)	140	APU-Zeiten x 0,75 – SS (Padhra, 2018)
Mittel	180	0	300	35	960
Klein	180	0	300	35	960
Regional	180	0	300	35	960
Business	180	0	300	35	960

Tab. 6.12: Betriebszeiten für einen doppelten Umlaufzyklus ($t > 40$ min).

Quelle: ICAO 9889, 2020.

Die Partikelemissionen der nicht-flüchtigen Partikel (nvPN) ergeben sich aus dem Produkt der Betriebszeiten oben mit der Kerosinflussrate und dem nvPN-Emissionsindizes nach ICAO. Für die Kerosinflussrate (Tab. 6.13) wurden wiederum die ICAO 9889 Werte genutzt, wobei für die NB-Phase eine Reduktion des Kerosinflusses um 5 % angenommen wurde, da kein Strom erzeugt werden muss (s. Abb. 2 in Padhra, 2018). Die für die Berechnung der Emissionen nötigen ICAO-Emissionsindizes sind im SECTOR-Modell geben und in Tabelle 6.14 aufgelistet.

APU-Betriebszustand	Datengrundlage Kerosinflussraten	Anmerkungen
SS	ICAO 9889	Werte in Padhra, 2018 sind ähnlich
NB	ICAO 9889 – 5 %	Die Reduktion basierend auf Padhra, 2018, Abb. 2, um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass der elektrische Strom durch Bodenstrom bereitgestellt wird und die APU nur für die PCA läuft.
HB	ICAO 9889	Werte in Padhra, 2018 sind ähnlich

Tab. 6.13: Genutzte Kerosinflussraten.

Quelle: Eigener Ansatz.

APU-Nummer	Parameter	Einheit	SS	HB	NB
A997	nvPN	1/kg	3.97E+14	3.14E+14	8.57E+14
A995	nvPN	1/kg	2.65E+15	1.75E+15	2.13E+15
A994	nvPN	1/kg	4.74E+14	8.77E+14	8.62E+14
A992	nvPN	1/kg	1.24E+14	2.42E+15	1.98E+15
A991	nvPN	1/kg	1.24E+14	2.42E+15	1.98E+15

Tab. 6.14: APU-Gruppen Emissionsindizes für die nicht-flüchtige Partikelanzahl (nvPN) im SECTOR-Modell.
Quelle: Janicke, 2022.

Für die Berechnung der Emissionen von flüchtigen Partikeln (vPN) durch APUs finden sich keine Daten (Emissionsindizes) in der Literatur. Deshalb wurde ein Ansatz mit Hilfe der auf dem Flughafen Frankfurt gewonnen Messwerte gewählt. Mit dem Dual-CPC-System (Abb. 5.5) wurden im A-Hof des Flughafens Frankfurt bei 31.2 nm die Partikelanzahlkonzentration der nicht-flüchtigen (nvPN) und aller Partikel (tPN) parallel gemessen. Dieser Durchmesser entspricht relativ genau dem Maximum der Partikelgrößenverteilung der APU-Emissionen (Lobo et al., 2012b). Um andere Quellen wie z. B. den KFZ-Verkehr auf den umliegenden Autobahnen weiter auszuschließen, wurden nur Situationen mit sehr schwachen Windgeschwindigkeiten betrachtet, was bedeutet, dass dann die lokalen Quellen auf dem A-Hof dominierten. Anschließend wurden in den Messwerten noch die Emissionen der Haupttriebwerke von vorbeifahrenden Flugzeugen durch die Nutzung eines Baseline-Fits eliminiert (Konzentrationspeaks von kurzer Dauer verschwinden). Die so erlangten Messwerte sollten durch die APU-Emissionen, als die dann stärkste verbliebene UFP-Quelle im A-Hof, dominiert sein. Das Verhältnis der Messwerte, $(tPN - nvPN)/nvPN$, kann somit als gute Näherung für das gesuchte Verhältnis von $vPN/nvPN$ der APU-Emissionen betrachtet werden. Dieses Verhältnis liegt nach den Messungen am Flughafen Frankfurt bei 2.9, d. h. APUs emittieren dort ca. dreimal so viele flüchtige Partikel wie nicht-flüchtige.

Aus der Diskussion um die APU-Emissionen und auch aus der Literatur (Padhra, 2018) ergab sich, dass die Außentemperatur eine Rolle bei den NB-Betriebszeiten der APUs spielen. Sofern die Außentemperaturen in einem moderaten Bereich liegen, laufen die APUs nicht zur Klimatisierung, sondern nur zur Vorbereitung des Haupttriebwerksstartes. Um diesen Effekt Rechnung zu tragen, wurden die Partikelemissionen durch APUs für den Doppelbetriebszyklus wie folgt reduziert. Wenn die Außentemperaturen im Fenster von 15°C — 20°C lagen wurden die Emissionen um 80 % reduziert. Lagen die Außentemperaturen in den Fenstern 10°C — 15°C oder 20°C — 25°C wurden die Emissionen um 50 % reduziert. Die jeweiligen Temperaturgrenzen ergaben sich aus der Diskussion u.a. mit Piloten. Für den einfachen Umlaufzyklus wurden diese Korrekturen nicht angebracht, da diese Art Umlaufzyklus in Frankfurt sehr selten vorkommt (< 1 %) und der Temperatureffekt laut Padhra (2018) nur zu einer Reduzierung von ca. 15 % führt, was insgesamt eine zu vernachlässigende Reduzierung darstellt.

Die räumliche und zeitliche Zuordnung der APU-Emissionen erfolgt anhand der zur Verfügung gestellten Movelogs-Dateien.

6.8.4 Korrektur der Emissionshöhen durch Einwirkung von Wirbelschleppen

Für die UFP-Immissionsmodellierung mit numerischen Ausbreitungsmodellen, war es zunächst vorgesehen, im Modell die UFP-Emissionen während der Anflüge und Abflüge auf den Flughafen Frankfurt entlang der Flugspuren der jeweiligen Flugzeuge freizusetzen. Tatsächlich werden die Flugzeugabgase aber in die Wirbelschleppe des Flugzeuges eingebunden und sinken mit ihr bis über sechs Spannweiten unterhalb des Flugniveaus ab (Gerz und Ehret 1996, Misaka et al. 2012, Schumann und Heymsfield 2017). Für ein großes Flugzeugmuster mit einer Spannweite von etwa 60 m können die UFP-Emissionen also in Gebiete transportiert werden, die etwa 360 m unterhalb des Flugniveaus liegen. Wie die numerische Strömungssimulation in Abbildung 6.3 verdeutlicht, werden die Emissionen in einem ovalen Gebiet um die Wirbel mitgenommen, während ein Teil der Emissionen zurückbleibt und einen sogenannten sekundären Nachlauf bildet.

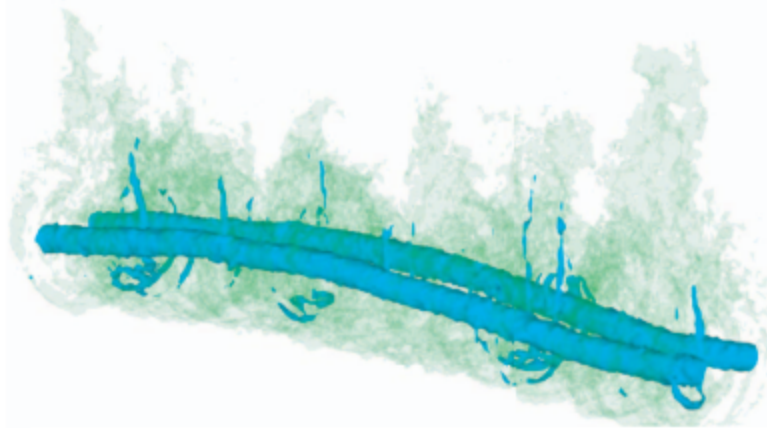


Abb. 6.3: Numerische Simulation einer Wirbelschleppe in einer Umgebung mit schwacher Turbulenz und thermischer Schichtung (Misaka et al., 2012).

Wirbelstrukturen (Vorticity) in Blau, eingebundene Flugzeugemissionen in Grün.

Die jeweilige Absinktiefe der Wirbelschleppe hängt im Wesentlichen von den Flugzeugparametern Masse, Spannweite, Fluggeschwindigkeit sowie den Atmosphärenparametern Luftdichte, Turbulenz und thermische Schichtung ab. Im Rahmen von SOURCE FFR wird eine einfache Parametrisierung dieser Abhängigkeiten verwendet, um die Absinktiefe der Wirbelschleppe abzuschätzen (Schumann et al., 2013). Für die Parameter Turbulenz und thermische Schichtung werden repräsentative Durchschnittswerte verwendet, die für den Flughafen Frankfurt ermittelt wurden (Holzäpfel, 2014; Frech et al, 2007). Die Luftdichte wird für die jeweilige Flughöhe berechnet. Das maximale Landegewicht (MLW) und die Spannweite werden für den jeweiligen Flugzeugtyp einer Datenbank entnommen, während die Fluggeschwindigkeit über die Emissionsberechnung bereitgestellt wird. Da Landemassen Rückschlüsse über die Auslastung von Airlines erlauben, werden sie meist vertraulich behandelt und sind nur sehr selten verfügbar. Daher wird das Gewicht der anfliegenden Flugzeuge auf den am Flughafen Wien ermittelten Durchschnittswert von 90 % des maximalen Landegewichts festgelegt (Holzäpfel and Rotshteyn, 2023). Messungen an den Flughäfen Memphis und Dallas/Fort Worth ergaben etwas geringere durchschnittliche Landemassen von 85 % des MLW (Delisi et al., 2013).

Gemäß den hochaufgelösten Wirbeluntersuchungen in Misaka et al. (2012), werden die Emissionen im primären Nachlauf (maximale Absinktiefe mit Wirbelschleppe) und dem sekundären Nachlauf (erstreckt sich vom Flugniveau bis zur maximalen Absinktiefe der Wirbelschleppe) im Verhältnis 40 zu 60 aufgeteilt. In Bodennähe ist der Absinkvorgang der Wirbelschleppe auf einen halben Wirbelabstand über Grund begrenzt (Holzapfel und Steen, 2007) und die Anteile im primären und sekundären Nachlauf werden entsprechend angepasst.

Das vorgeschlagene Verfahren ermöglicht eine deutlich realistischere vertikale Verteilung der initialen UFP-Emissionen hinter fliegenden Flugzeugen, bei nur unwesentlich vergrößertem Aufwand der Simulationen ihres atmosphärischen Transports.

6.8.5 Triebwerksprüfstand und -probeläufe

Die Emissionen durch den Triebwerksprüfstand und -probeläufe am Flughafen Frankfurt wurden für das Jahr 2019 berechnet. Dazu wurden die entsprechenden Aktivitäts- und Emissionsdaten aus den zur Verfügung gestellten Dateien übernommen und entsprechend der geografischen Standortdaten aufintegriert. Für die zeitliche Verteilung der Emissionen der Triebwerksprobeläufe wurden die gelieferten Zeitstempel genutzt und Stundenwerte erzeugt. Für den Triebwerksprüfstand, für dessen Emissionen keine Zeitstempel vorlagen, wurde ein Zeitfenster von 5:00 bis 23:00 Uhr verwendet und die Emission gleichmäßig darüber verteilt. Gleichzeitig wurde die geografische Verteilung aus den zur Verfügung gestellten Standortdaten abgeleitet, um sicherzustellen, dass sowohl zeitliche als auch räumliche Faktoren im finalen Emissionsinventar genau berücksichtigt sind.

6.9 Emissionen des Flughafenbetriebs am Boden

6.9.1 Emissionen des Kfz-Verkehrs auf dem Flughafen

Als Kfz-Verkehr wurden alle mobilen Quellen betrachtet, die sich auf Straßen und Routen auf dem Flughafengelände bzw. im direkten Umfeld des Flughafens befinden, sowie die Verdunstungs- und Abgasemissionen der Parkierungsanlagen um und auf dem Flughafengelände. Die Fahrzeuge, die bei der Abfertigung der Flugzeuge eingesetzt werden, werden separat betrachtet (s. 6.9.2).

Zur Emissionsmodellierung der Straßenverkehrsfahrzeuge wurde direkt auf die Emissionsfaktoren aus dem „Handbuch Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr (HBEFA)“ (INFRAS, 2022) zurückgegriffen. Dabei wird für die Straßen und Flächen des öffentlichen Bereichs des Flughafens (Zubringer, Terminalvorfahrten, Parkhauszufahrten, Parkierungsanlagen) die Flottenzusammensetzung des HBEFA für Deutschland in den Bezugsjahren herangezogen. Für die Vorfeld- und Betriebsstraßen sowie die Flugzeugabfertigung werden die HBEFA Emissionsfaktoren entsprechend der spezifischen Vorfeldflottenzusammensetzung auf dem Flughafen Frankfurt gewichtet. Die Aktivitätsdaten wurden auf Basis der Tordaten, Schrankendaten der Parkierungsanlagen sowie der Stellplatzzahlen ermittelt.

Für die Emissionsmodellierung der Flugzeugschlepper auf dem Flughafengelände liegen – sowohl für die Fraport AG als auch für DLH - fahrzeugspezifische Angaben zur Antriebsart (Diesel, Hybrid, Elektro) vor. Für die Fraport-Schlepper mit Dieselantrieb liegen darüber hinaus Angaben zur Abgasgrenzwertstufe für non-road-Fahrzeuge (RL 97/78 EG) bzw. Emissionsfaktoren vor. Unter Einbeziehung der vorliegenden Daten zur Motorleistung der einzelnen Schlepper erfolgte eine Zuordnung der

Fahrzeuge zu den Fahrzeugschichten des HBEFA, sodass die darin verfügbaren Emissionsfaktoren genutzt werden konnten. Als Aktivitätsdaten werden die vorliegenden Daten sämtlicher Einzelschleppvorgänge eines Jahres mit Angaben zu Schleppzeit, Schleplänge, Antriebsart des Schleppfahrzeugs sowie Schlepproute genutzt.

Die Emissionsfaktoren, die für die Berechnung der nicht flugzeugbedingten tPN-Emissionen auf dem Flughafen selbst (z. B. Feuerungsanlagen, Bodengeräte, Fahrzeugen der Flugzeugabfertigung und Netzersatzanlagen (NEA)) zu verwenden sind, wurden analog zu ähnlichen Fahrzeugen und Anlagen außerhalb des Flughafens bestimmt. Der Datensatz enthält auch die Emissionsfaktoren, die für den Straßenverkehr auf dem und um den Flughafen zu verwenden sind. Der flüchtige Anteil der Emissionen aus dem Straßenverkehr wurde auch als eine Schätzung auf der Grundlage begrenzter spezifischer Daten erhoben.

6.9.2 Emissionen bei der Flugzeugabfertigung

Unter Flugzeugabfertigung werden alle Quellen außerhalb des Flugzeugs betrachtet, die während der Flugzeugabfertigung innerhalb der Abfertigungspositionen Emissionen erzeugen. Darunter fallen alle Emissionen der an der Flugzeugabfertigung beteiligten Kfz und mobilen Geräte und Maschinen (Vorfeldequipment), die Emissionen der zur Stromversorgung der Flugzeuge eingesetzten Ground Power Units (GPU) sowie die Verdunstungsemissionen, die bei der Flugzeugbetankung entstehen.

Art und Umfang der pro Abfertigung eingesetzten Fahrzeuge, Geräte und GPUs sind abhängig von Flugzeugtyp (z.B. „A 320“) sowie Abfertigungsart (z.B. „Planmäßiger Passagierflug“). Für jede Kombination aus Flugzeugtyp und Abfertigungsart wird von der Fraport AG in der Bedarfsplanung die zur Abfertigung benötigte Zeit der jeweils eingesetzten Geräte bzw. GPUs (nach Leistungsklasse) kalkuliert. In den vorliegenden Flugtagebüchern liegen die jährlichen Flugbewegungen pro Abfertigungsposition u.a. nach Flugzeugtyp und Abfertigungsart vor. Auf dieser Basis wurde der anteilige geplante Zeitbedarf der verschiedenen Abfertigungsgeräte und GPUs pro Start- und Landeposition ermittelt.

Für die GPUs lagen - differenziert nach Leistungsklassen - Daten zur realen jährlichen Betriebszeit sowie einem mittleren Heizöl-Verbrauch pro Betriebsstunde vor. Der somit ermittelte Gesamtverbrauch pro GPU-Leistungsklasse wurde den einzelnen Abfertigungspositionen anteilig entsprechend des geplanten Zeitbedarfs pro Abfertigungspositionen zugeordnet. Die Emissionsberechnung erfolgt auf Basis vorliegender Emissionsfaktoren aus den Herstellerinformationen.

Für die Abfertigungsgeräte liegen Angaben zur jährlichen Betriebszeit pro Gerätetyp vor. Auf Basis der vorliegenden Nennleistung pro Gerätetyp sowie unter der Annahme einer mittleren Motorauslastung von 25 % (ICAO 9889, 2020) erfolgte eine Berechnung der jährlichen aufgebrauchten Arbeit pro Gerätetyp. Diese wurde entsprechend des anteiligen geplanten Zeitbedarfs an den Start- und Landepositionen zugeordnet. Unter Verwendung vorliegender energiespezifischer Emissionsfaktoren erfolgte die Emissionsberechnung der Abfertigungsgeräte pro Abfertigungsposition.

Für die bei der Abfertigung eingesetzten Straßenverkehrs-Kfz lagen Angaben zur Euro-Abgasnorm vor. Somit konnten für diese Fahrzeuge die Emissionsfaktoren aus HBEFA genutzt werden. Die Annahmen zur Art der eingesetzten Fahrzeuge erfolgte in Abhängigkeit von der Abfertigungsart entsprechend den Empfehlungen in (ICAO 9889, 2020). Dementsprechend wurden bei der Abfertigung

von Frachtflügen kein Einsatz von Omnibussen, Catering- oder Fäkalienfahrzeugen angenommen. An Pier-Positionen wurde weiterhin kein Omnibuseinsatz angenommen. Bei Start- und Landepositionen mit Unterflurbetankungsmöglichkeit wurden keine Tankwagen berücksichtigt. Analog den Annahmen in (MUVEDA, 2006) wurde bei der Flugzeugabfertigung eine mittlere Fahrtstrecke von 180 Metern um die Flugzeuge sowie eine von der Fahrzeuggruppe abhängige Standzeit zwischen 5 und 14 Minuten bei laufendem Motor berücksichtigt.

Für die push-back-Vorgänge wurden dieselben Fahrzeuge bzw. Emissionsfaktoren wie bei den Schleppvorgängen angenommen. An Durchrollpositionen wurden keine push-back-Vorgänge angenommen.

Für die Verdunstungsemissionen der Flugzeugbetankung lagen Angaben zum jährlichen Kerosinabsatz vor. Die tankmengenspezifischen Emissionsfaktoren wurden aus (ICAO 9889, 2020) entnommen. Die Verteilung der Flugzeugbetankungsemissionen auf die einzelnen Start- und Landepositionen wurde anhand der vorliegenden Flugbewegungen aus den Flugtagebüchern vorgenommen. Dabei wurde angenommen, dass bei jedem Startvorgang getankt wird. Analog den Annahmen in (MUVEDA, 2006) wurde für Flugzeuge der Flugzeuggröße „Large“ eine zehn Mal größere Tankinhalt und damit eine zehn Mal höhere Emission angenommen als für die anderen Flugzeuge.

6.9.3 Emissionen der stationären Quellen

Die stationären Quellen des Flughafens umfassen die Gasfeuerungsanlagen zu Heizzwecken, zwei Gasfeuerungsanlagen zur Energieerzeugung sowie Wärme- und Kälteversorgung sowie die Netzersatzanlagen, ferner die Betriebstankstellen auf dem Flughafengelände und das Tanklager der HBG. Tankstellen und Tanklager emittieren nur Kohlenwasserstoffe, sind also keine direkten Emittenten von Ultrafeinstaub, könnten aber bei der Bildung der flüchtigen Partikel der anderen Quellen eine Rolle spielen.

Die Emissionserklärungen für die Jahre 2016 und 2020 des Heiz-Kältewerks der Mainova auf dem Flughafengelände wurde vom HLNUG zur Verfügung gestellt. Für die Modellierung des Bezugsjahrs 2019 bei der Quellengruppe „Industrie“ wurden die Emissionen des Bezugsjahrs 2020 analog zur Bestimmung der Industrieemissionen verwendet.

Die Nennleistungen, das Datum der Inbetriebnahme und jährlichen Laufzeiten der Netzersatzanlagen wurden von der Fraport AG zur Verfügung gestellt. Genaue Standorte wurden aus Sicherheitsgründen nicht übermittelt, sondern die Anlagen zu Bereichen auf dem Flughafengelände zugeordnet. Die Emissionsfaktoren wurden aus Lorenz et. al. 2021, EMEP 2023, Kapitel 1.A.4 Small combustion entnommen. Die UFP wurden mit dem in der Tab. 6.4 aufgeführten Verhältnis PN/PM_{2.5} (C Kleinere Verbrennungsanlagen) berechnet.

6.9.4 Emissionen von Tankstellen und Tanklagern auf dem Flughafen

An Tankstellen und Tanklagern entstehen durch Verluste bei Lieferung, Betankung und Verschüttung VOC-Emissionen. Deshalb wurden für Tankstellen und Tanklager VOC aus den Verlusten bestimmt, die im Ganzen in die flüchtige Phase emittiert werden. Die volatilen UFP für Tankstellen und Tanklager wurden mit dem in der Tab. 6.4 aufgeführten Verhältnis PN/PM_{2.5} (D Flüchtige Emissionen)

berechnet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die emittierte VOC-Menge sich ausschließlich in volatilen Partikeln befindet.

Die Absatzzahlen der Tankstellen (Betriebstankstelle, mobile Tankwagen und Personaltankstelle) pro Monat wurden von der Fraport AG für 2019 und 2023 zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden getrennt nach Diesel, Kerosin und Ottokraftstoff geliefert. Für die Emissionsbestimmung liegen Emissionsfaktoren separat nach Lieferung, Betankung und Verschüttung vor, die von MUVEDA (2006) für das öffentliche Planfeststellungsverfahren recherchiert und abgeleitet wurden (Tab. 6.15).

NMVOC Emissionen			
Vorgang	Treibstoffart	kg/m ³	kg/m ³
		Diesel	Otto
Lieferung		0.0012	1.2400
Betankung		0.0005	0.5180
Verschüttung		0.1008	0.1008
Tankvorgang Tankstelle		0.1025	1.8588

Tab. 6.15: Emissionsfaktoren für Diesel- und Ottokraftstoff an Tankstellen.
Quelle: Planfeststellungsverfahren Flughafen Frankfurt (MUVEDA, 2006).

6.9.5 Emissionen des Flughafenbetriebs durch Enteisierung und Betriebsflächenenteisierung

In Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen werden das Flugfeld (Start-/Landebahn und Zu-/Abfahrtsbereiche) und Straßen mit Betriebsflächenenteiser besprüht, um eine Vereisung der Oberfläche zu vermeiden. Zusätzlich werden die Flugzeuge vor dem Abflug auf einer speziell dafür vorgesehenen Fläche mit Enteisungsmittel besprüht, um die Funktionstüchtigkeit der Flugzeuge bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt gewährleisten zu können.

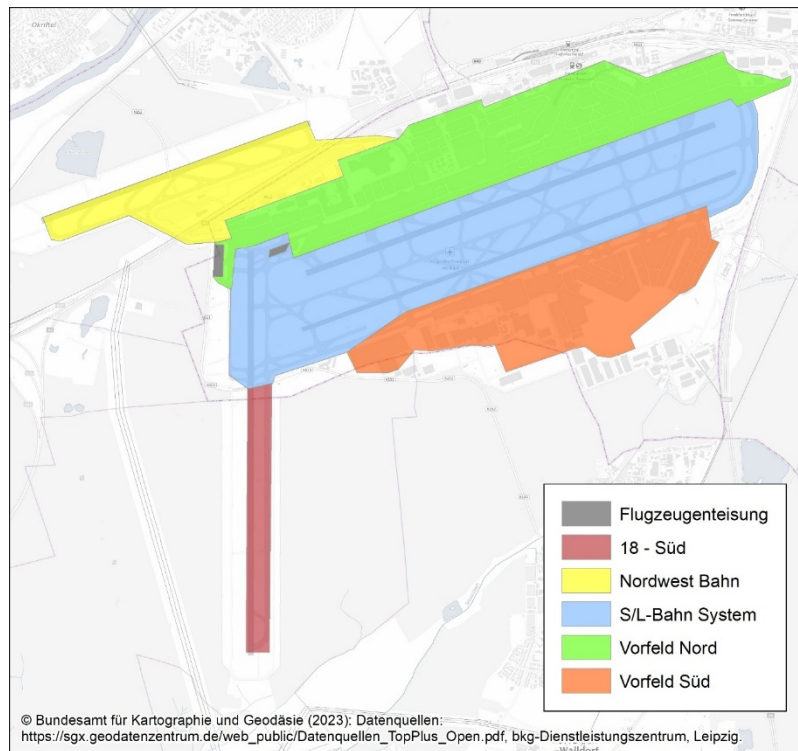


Abb. 6.4: Übersicht über die Bereiche der Mengenerfassung der Betriebsflächenenteisung und Enteisungsbereiche auf dem Flughafengelände.

Quelle: Fraport 2024 (Stand 2020).

Von der Fraport AG wurden die Ausbringungsmengen getrennt nach Betriebsflächenenteisungsmittel und Flugzeugenteisungsmittel für bestimmte Bereiche erfasst (siehe Abb. 6.4) und zur Verfügung gestellt. Die Summen der Ausbringungsmengen sind aus Tab. 6.16 zu entnehmen.

Ausbringbereich	Verbrauch in Liter	
	2019	2023
Nordwest Bahn	221.084	262.073
18 - Süd	141.515	167.752
Vorfeld Süd	323.762	383.788
Vorfeld Nord	410.932	487.119
S/L-Bahn System	414.965	491.900
Flugzeugenteisung	4.023.053	3.847.970

Tab. 6.16: Verbrauch von Enteisungsmitteln 2019 und 2023.

Quelle: Fraport AG Datenlieferung 2024.

Es wird davon ausgegangen, dass bei der Verwendung von Enteisungsmitteln insbesondere VOCs emittiert werden. Entsprechend der in ICAO 2020 Airport Air Quality Manual 9889 Kapitel „5. Aircraft deicing“ wurden VOC-Emissionen bestimmt. Die volatilen UFP wurden mit dem in der Tab. 6.4 aufgeführten Verhältnis PN/PM_{2.5} (D Flüchtige Emissionen) berechnet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die emittierte VOC-Menge ausschließlich in den volatilen Partikeln vorliegt. Die berechneten Emissionen sind in Tab. 6.17 als Jahresfracht aufgeführt.

Ausbringbereich	VOC in kg/a		vPN in #/a	
	2019	2023	2019	2023
Nordwest Bahn	17.546	20.799	1,22947E+20	1,45742E+20
18 - Süd	11.231	13.314	7,8698E+19	9,32886E+19
Vorfeld Süd	25.695	30.459	1,80047E+20	2,13428E+20
Vorfeld Nord	32.614	38.660	2,28524E+20	2,70892E+20
S/L-Bahn System	32.934	39.040	2,30766E+20	2,73551E+20
Flugzeugenteisung	321.148	307.257	2,23614E+21	2,13877E+21

Tab. 6.17: Berechnete Emissionen durch den Einsatz von Enteisungsmitteln 2019 und 2023.

Quelle: Berechnung durch LOH.

Für die Ausbreitungsberechnungen werden stündlich genaue Zeitreihen benötigt. Dazu wurden von der Fraport AG die Ausbringungstage mit Datum, aber undifferenziert nach Ausbringungsbereichen für den Betrachtungszeitraum zur Verfügung gestellt. Mangels genauerer Informationen wurden die Emissionen eines Tages gleichmäßig auf 24 h aufgeteilt. Aus diesen Informationen wurden stündliche Zeitreihen für 2019 und 2023 erzeugt, die für alle Betrachtungsflächen gleichzeitig gelten. Für die Ausbreitungsrechnung wurden die Emissionen als Jahresfrachten mit Faktoren für jede Stunde des Jahres zur Verfügung gestellt.

6.9.6 Emissionszeitreihen

Für die Ausbreitungsmodellierung werden Informationen der Emissionen für jede Stunde des Jahres benötigt. Diese Jahreszeitreihen wurden für die Bodenemissionen auf dem Flughafen Frankfurt aus den vorliegenden Aktivitätsdaten abgeleitet. In Tab. 6.18 sind die den Emissionsquellen zugeordneten Zeitreihen aufgeführt.

Kategorie	Zeitreihe
GPU	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Flugzeugabfertigung (Catering, Gangway)	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Flugzeugabfertigung (Kfz)	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Flugzeugabfertigung (Flugzeugbetankung)	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Schleppvorgänge u. Pushbacks	gewichtet nach Schleppvorgängen u. Pushbacks pro Stunde (2019 und 2023)
Kfz öffentliche, Vorfeld- und Betriebsstraßen (anhand von Tordaten)	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Stellplätze, Parkflächen	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Enteisung	Abgeleitet aus Dokumentation über Enteisungsvorgänge 2019 und 2023
Tankvorgänge (Tankstellen und Tanklager)	gewichtet nach Flugbewegungen pro Stunde (Flugtagebuch 2019 und 2023)
Netzersatzanlagen (NEA)	Vorgänge Zeitreihe NEA 2019 2023.xlsx
Heizölfeuerungsanlagen	SNAP2 Commercial / institutional: Stationary; GNFR Sector: C Small combustion
Gasfeuerungsanlagen	SNAP2 Commercial / institutional: Stationary; GNFR Sector: C Small combustion

Tab. 6.18: Emissionszeitreihen für Emissionsquellen auf dem Flughafen Frankfurt.
Quelle: Eigene Arbeiten.

6.10 Emissionen von Kleinflugplätzen

Im Untersuchungsgebiet befinden sich eine Reihe von Kleinflugplätzen. Für die Emissionen von sechs Kleinflugplätzen (Oberems, Frankfurt-Main Nordwest-Krankenhaus, BG Unfallklinik Frankfurt Main, Reinheim/ Odenwald in Hessen sowie Oppenheim/Guntersblum und Mainz in Rheinland-Pfalz) mit geringem Flugverkehr wurden die GRETA Daten genutzt. Der Flugplatz Egelsbach, im Süden von Frankfurt, wurde auf Grund seiner höheren Anzahl an Flugbewegungen im Rahmen der Studie detaillierter betrachtet, ebenso wie der militärisch genutzte Flugplatz Erbenheim bei Wiesbaden.

6.10.1 Emissionen des Flugplatzes Frankfurt-Egelsbach

Dieser Flugplatz gehört zu den verkehrsreichsten Flugplätzen in Deutschland und wird überwiegend von Kleinflugzeugen bis zu einem maximalen Startgewicht von 2 t und Hubschraubern (Polizei) genutzt. Daher können die bodengebundenen Emissionsquellen des Flugplatzes vernachlässigt werden. Für das Jahr 2019 konnten Flugbewegungen als Anzahl Starts entsprechend der Darstellung in Tabelle 6.19 aus den Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes (Statistisches Bundesamt, 2019) entnommen werden.

Starts in Egelsbach (2019)							
Kategorie	< 2 t	2 – 5,7 t	5,7 – 14 t	Hub-schrauber	Motor-segler	Ultra-leicht	Gesamt
Gewerblich	13.736	150	142	3957	-	-	17.985
Nicht-Gewerblich	17.672	467	51	981	92	99	19.362
Gesamt	31.408	617	193	4938	92	99	37.347

Tab. 6.19: Anzahl Starts in Egelsbach nach maximalem Startgewicht (MTOW) und gewerblichem und nichtgewerblichem Flugverkehr im Jahr 2019.
Quelle: Statistisches Bundesamt, Fachserie 8, Reihe 6.2, 2019.

Nach dem Jahr 2023 stellt das Statistische Bundesamt keine Aufteilung der Starts nach Startgewichtsklassen für die Verkehrslandeplätze mehr zur Verfügung, die Fachserie 8, Reihe 6.2 wurde eingestellt. Flugbewegungen (Starts und Landungen) für Egelsbach werden auf der Internetseite der Bürgerinitiative „Flug Lärm Abwehr Gemeinschaft Egelsbach“ (FLAG-E)¹³ veröffentlicht. Die dort für das Jahr 2023 bereitgestellten Daten wurden mit der „airport-software“¹⁴ ausgewertet und sind in Tabelle 6.20 zusammengefasst. Dieser Datensatz lieferte neben Flugbewegungen nach Startgewichtsklassen auch Flugbewegungen nach Antriebskonzepten, was für eine Emissionsberechnung erforderlich ist. Eine Plausibilitätsprüfung wurde anhand eines Vergleichs der von FLAG E für 2019 veröffentlichten Flugbewegungen (74.703) mit den Starts (37.347) des Statistischen Landesamtes durchgeführt, wobei näherungsweise davon ausgegangen wurde, dass sich die Flugbewegungen zu gleichen Teilen aus Starts und Landungen zusammensetzen. Die geringe Differenz von 9-10 Starts (0,025 %) resultiert daraus, dass diese Annahme im Betrachtungszeitraum eines Jahres nicht ganz stimmt.

¹³ www.flag-egelsbach.de

¹⁴ www.airport-software.com

Flugbewegungen in Egelsbach (2023)								
Kategorie/ Antriebsart	< 2 t	2 – 5,7 t	5,7 – 14 t	14 – 20 t	Hub- schrauber	Motor- segler	Ultra- leicht	Gesamt
Kolbenmotor	53.678	-	-	-	10.138	42	62	63.920
Turbopropeller	-	2.090	-	-	1.949	-	-	4.039
Strahltriebwerk	-	48	406	6	-	-	-	460
Elektrisch	-	-	-	-	-	-	26	26
Gesamt	53.678	2.138	406	6	12.087	42	88	68.445

Tab. 6.20: Anzahl Flugbewegungen in Egelsbach nach maximalem Startgewicht (MTOW) und Antriebsart im Jahr 2023.
Quelle: Summen www.flag-egelsbach.de; Verteilung eigene Arbeiten.

Eine Hochrechnung der Flugbewegungen für das Bezugsjahr 2024 erfolgte ebenfalls auf Basis der Veröffentlichungen der Flugbewegungen von 2010 bis 2023 auf der FLAG-E Internetseite 6, www.flag-egelsbach.de. Diese wurden mit dem EXCEL-Prognosetool entsprechend Abbildung 6.5 fortgeschrieben. Für das Bezugsjahr 2024 werden Flugbewegungen zwischen 70.187 und 80.673 erwartet. Angesetzt wurde das Mittel von 75.430 Flugbewegungen in Egelsbach im Jahr 2024.

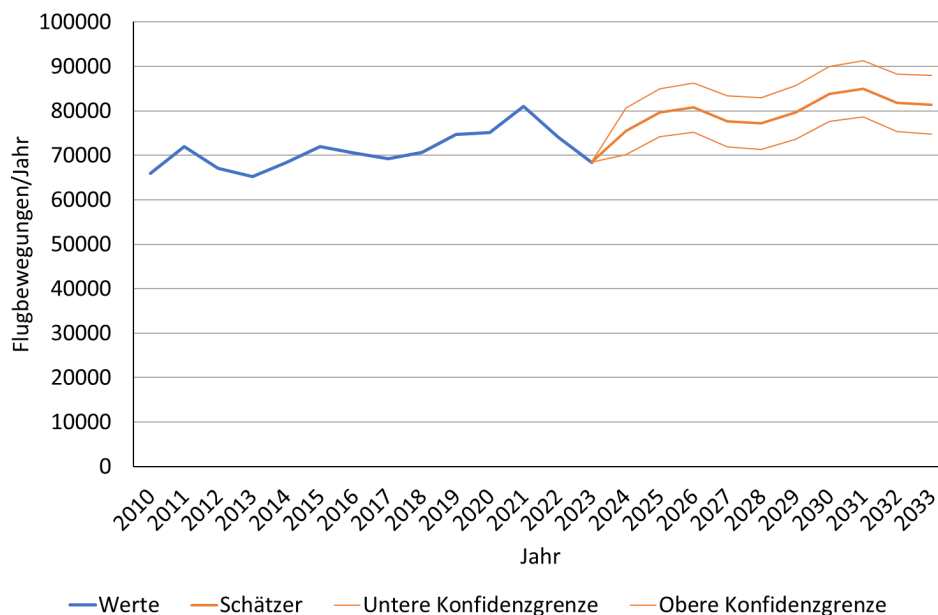


Abb. 6.5: Prognose der Flugbewegungen für Egelsbach.
Quelle: www.flag-egelsbach.de; Prognose eigene Arbeiten.

Zur Emissionsberechnung wurde das Emissionsberechnungstool SECTOR (Simple aircraft Engine emission CalculaTOR) eingesetzt, das vom Ingenieurbüro Janicke im Rahmen des EU-Projektes

RAPTOR entwickelt wurde und auf deren Internetseite¹⁵ kostenlos zur Verfügung gestellt wird. Das Programm ermöglicht die Berechnung von Flugzeug-Emissionen für einen kompletten Flugbewegungszyklus von der Landung bis zum Start (LTO), darunter auch die nicht-flüchtigen Anzählkonzentrationen, für sieben Flugzeugklassen (Piston, Turboprop, Business, Regional, Small, Medium, Large) und zwei Hubschrauberklassen (HeliSmall, HeliLarge). Ab der Flugzeugklasse Business werden in SECTOR auch APU-Emissionen ausgewiesen.

Die prozentuale Aufteilung nach Antriebsarten aus Tabelle 6.20 für das Jahr 2023 wurde auch für die Bezugsjahre 2019 und 2024 angesetzt, wobei für 2019 noch keine Elektroflugzeuge berücksichtigt wurden. Erst seit 2022 wird ein Elektro-Leichtflugzeug in Egelsbach für die Pilotenausbildung genutzt¹⁶. Aus den Starts von 2019 (s. Tab. 6.19) sowie den prognostizierten Flugbewegungen dividiert durch zwei für 2024 resultierten so die in Tabelle 6.21 dargestellten Starts nach SECTOR-Flugzeugklassen, die als Eingangsdaten für die Emissionsberechnung des kompletten LTO-Zyklus (Landung bis Start) dienen.

Flugzeugklasse	Starts in Egelsbach	
	2019	2024
Piston	31.599	29.635
Turboprop	603	1.152
Business	207	253
Heli Small	4.938	6.661
Elektrisch	-	14
Summe	37.347	37.715

Tab. 6.21: Aufteilung der Starts in Egelsbach in den Bezugsjahren 2019 und 2024 auf die in SECTOR unterschiedenen Flugzeug- und Hubschrauberklassen.

Quelle: Eigene Arbeiten auf Basis von Statistisches Bundesamt, Fachserie 8, Reihe 6.2, 2019 und www.flag-egelsbach.de.

Die Tabellen 6.22 und 6.23 enthalten die für die Jahre 2019 und 2024 mit SECTOR berechneten Flugzeugemissionen des Flugplatzes Egelsbach, sowie die aus dem Verhältnis vPN/nvPN abgeschätzten vPN- und tPN-Emissionen. Der verbrauchte Treibstoff ist unter Fuel Burning (FB) angezeigt.

Die Bestimmung des flüchtigen Anteils an den PN ist Gegenstand dieses Projektes (s. Kap. 4). Abweichend von dem in Kap. 4 beschriebenen Vorgehen, die tPN in einem ersten Schritt aus den PM_{2,5}

¹⁵ www.janicke.de/en/download-programs.html

¹⁶ www.op-online.de/region/egelsbach/die-zukunft-ist-bereits-gelandet-elektroflugzeuge-egelsbach-flugplatz-91793401.html

abzuleiten, wurde hier sofort das geschätzte Verhältnis $vPN/nvPN$ auf die mit SECTOR bestimmten $nvPN$ angesetzt. Für die Flugzeuge mit Kolbenmotor, die der Flugzeuggruppe Piston angehören, wurde angenommen, dass der volatile Anteil dreimal höher ist als der nicht-volatile Anteil an der gesamten Partikelanzahl. Dieses Verhältnis wurde von TNO unter Berücksichtigung der Antriebsart und der Treibstoffart abgeleitet¹⁷. Flugzeuge mit Turbopropeller-Antrieb und Hubschrauber, die auch zum Teil mit Turbopropeller angetrieben werden, wurden hinsichtlich des $vPN/nvPN$ -Verhältnisses wie Flugzeuge mit Strahltriebwerken (Business) behandelt, da beide Antriebsarten Kerosin als Treibstoff einsetzen. Wie von der ETH für den Flughafen Zürich ermittelt (Zhang et al., 2020), wurde als Näherung ein $vPN/nvPN$ -Verhältnis von 40 angesetzt.

Emissionen in Egelsbach 2019							
Stoff-klasse	Einheit	Piston	Turboprop	Business	HeliSmall	APU	Gesamt
FB	kg/a	195.358	179.066	33.549	126.073	15.567	549.613
NO_x	kg/a	837	1.730	171	535	104	3.376
CO	kg/a	174.529	2.705	1.849	17.952	155	197.190
HC	kg/a	5.250	1.046	702	4.685	25	11.708
CO₂	kg/a	616.353	564.952	105.847	397.761	49.114	1.734.027
SO_x	kg/a	156	143	27	101	12	440
PM₁₀	kg/a	20	28	10	63	6	127
PM_{2,5}	kg/a	20	28	10	63	6	127
nvPM	kg/a	20	8	2	5	6	42
nvPN	1/a	5,36E+19	2,71E+20	8,47E+19	2,37E+20	2,83E+19	6,74E+20
vPN	1/a	1,61E+20	1,08E+22	3,39E+21	9,48E+21	1,13E+21	2,50E+22
tPN	1/a	2,14E+20	1,11E+22	3,47E+21	9,72E+21	1,16E+21	2,57E+22

Tab. 6.22: Jahresemissionen der LTO-Zyklen (bis 914 m) des Flugplatzes Egelsbach für das Jahr 2019.
Quelle: Eigene Arbeiten.

¹⁷ Expertenurteil auf der Grundlage des allgemeinen Emissionsfaktors für einen Benzin-Kolbenmotor mit verbleitem Kraftstoff und ohne Katalysator aus dem EU-Projekt RI-URBANS

Emissionen in Egelsbach 2024							
Stoffklasse	Einheit	Piston	Turboprop	Business	HeliSmall	APU	Gesamt
FB	kg/a	166.251	310.321	37.277	154.311	17.297	685.456
NO _x	kg/a	713	2.998	190	654	115	4.670
CO	kg/a	148.526	4.687	2.054	21.973	173	177.413
HC	kg/a	4.467	1.813	780	5.734	28	12.822
CO ₂	kg/a	524.522	979.063	117.608	486.850	54.571	2.162.614
SO _x	kg/a	133	248	30	123	14	548
PM ₁₀	kg/a	17	49	11	77	7	161
PM _{2,5}	kg/a	17	49	11	77	7	161
nvPM	kg/a	17	14	3	7	7	47
nvPN	1/a	4,56E+19	4,69E+20	9,41E+19	2,90E+20	3,15E+19	9,30E+20
vPN	1/a	1,51E+20	2,07E+22	4,14E+21	1,28E+22	1,38E+21	2,50E+22
tPN	1/a	2,01E+20	2,12E+22	4,25E+21	1,31E+22	1,42E+21	4,02E+22

Tab. 6.23: Jahresemissionen der LTO-Zyklen (bis 914 m) des Flugplatzes Egelsbach für das Jahr 2024.
Quelle: Eigene Arbeiten.

Das Hessische Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen hat für neun Monate im Jahr 2019 monatliche Bewegungsdaten zur Verfügung gestellt, aus denen in Ergänzung mit den Daten des Statistischen Bundesamtes und der Bürgerinitiative FLAG-Egelsbach die in Abbildung 6.6 dargestellte Jahresganglinie für den Flugverkehr in Egelsbach abgeleitet werden konnte. Diese Jahresganglinie wird zur Verteilung der Jahresemissionen des Flugplatzes Egelsbach in beiden Bezugsjahren 2019 und 2024 verwendet.

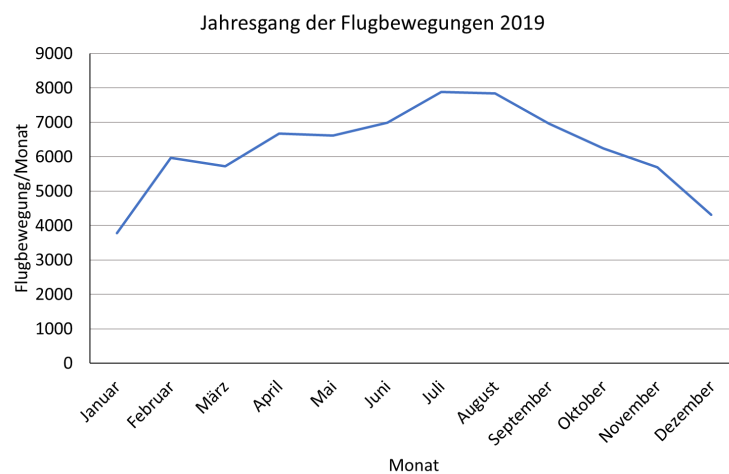


Abb. 6.6: Jahresganglinie der Flugbewegungen für den Kleinflughafen Egelsbach.

Quelle: Eigene Arbeiten auf Basis von Daten des Hessische Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen.

Um eine erste Einschätzung der potenziellen Stärke des Flugplatzes Egelsbach als UFP-Quelle zu bekommen, wurde für das Jahr 2019 die am UBA-Standort in Langen gemessenen UFP-Konzentrationen im Größenbereich 10-100 nm analysiert. Dafür wurden windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilungen der entsprechenden Anzahlkonzentration, N_{10-100} , getrennt nach Tag (6 – 22 Uhr) und Nacht (22 – 6 Uhr) erstellt (Abb. 6.7). Während der Flughafen Frankfurt in ca. 7 km Entfernung tagsüber anhand der höheren Wahrscheinlichkeit für hohe Konzentrationen deutlich in den Windsektoren W–NW zu sehen ist (a), ist der Flugplatz Egelsbach in ca. 5 km Entfernung in den Windsektoren S–SW nicht sichtbar (c), und stellt damit eine eher kleinere UFP-Quelle dar.

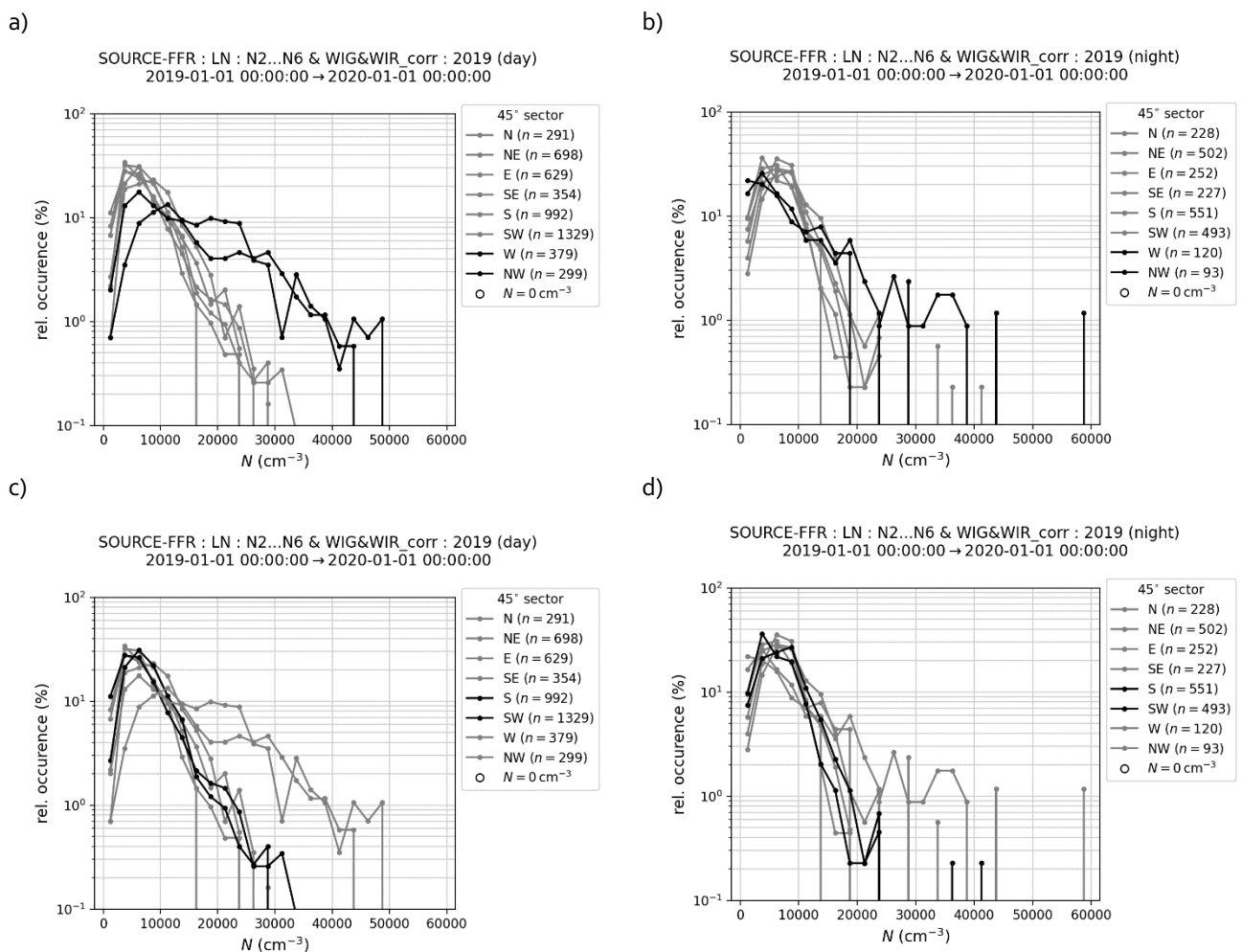


Abb. 6.7: Wahrscheinlichkeitsverteilungen von ultrafeinen Partikeln, N_{10-100} , gemessen in 2019 am UBA-Standort in Langen am Tag (a, c), und in der Nacht (b, d), oben Windsektoren vom Flughafen Frankfurt schwarz hervorgehoben (a, b), unten Windsektoren vom Flugplatz Egelsbach schwarz hervorgehoben (c, d).

6.10.2 Emissionen des Militärflugplatzes Wiesbaden-Erbenheim

Der Flugplatz Wiesbaden-Erbenheim ist ein Militärflugplatz der US-Armee, der anderen rechtlichen Rahmenbedingungen unterliegt als zivile Flugplätze, weshalb wenig öffentlich zugängliche Informationen über den dortigen Flugbetrieb verfügbar sind. Die Bewegungszahlen schwanken wahrscheinlich

je nach Lage, sind aber insgesamt vergleichsweise gering, sodass voraussichtlich nur ein kleiner Beitrag zur UFP-Partikelkonzentration im Untersuchungsgebiet zu erwarten ist. Dadurch führen die vergleichsweise großen Unsicherheiten in der hier beschriebenen Abschätzung letztendlich auch nur zu kleinen Unsicherheiten in den Gesamt-UFP-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet. Dennoch wurde eine bestmögliche Abschätzung der Flugplatzemissionen, genauer gesagt der durch die dortigen Luftfahrzeuge hervorgerufenen Emissionen, durchgeführt.

Laut der frei verfügbaren OpenSky Flugbewegungsdaten für 2019 gab es am Flugplatz Erbenheim rund 3200 Flugbewegungen. Da OpenSky nicht alle Flugbewegungen erfasst, wurde eine konservative Schätzung von ca. 6000 Flugbewegungen pro Jahr gewählt (s. u.). Es ist bekannt (s. z. B. kleine Anfrage an den hessischen Landtag, 2021), dass in Erbenheim überwiegend UH60 Blackhawk Hubschrauber und Kleinflugzeuge vom Typ Cessna UC-35 (= Cessna Citation) sowie Beechcraft C-12 (= Beechcraft Super King Air) stationiert sind. Darüber hinaus kann von ein paar wenigen Starts und Landungen pro Jahr von Transportflugzeugen wie z. B. einer Boeing C-17 oder einer Lockheed C-130 ausgegangen werden (Schätzung hier: 2 Flugzeuge/Monat). Auch ist davon auszugehen, dass die Hubschrauberbewegungen vielleicht die Hälfte aller Flugbewegungen umfassen.

Für die Starts und Landungen der Luftfahrzeuge kann in erster Näherung die Annahme getroffen werden, dass diese in Verlängerung der Start- und Landebahn erfolgen und dass die Anzahl der Starts und Landungen gleich ist. Eventuell können auch die Bodenbewegungen und genaueren Flugrouten mit Hilfe der Bewegungsdaten auf flightradar24 abgeschätzt werden. Des Weiteren ist bekannt, dass die in Erbenheim stationierten Hubschrauber Testflüge um die Gemeinde Mechtildshausen fliegen. Dafür wurde ein Flugmuster in Form eines Rechtecks mit abgerundeten Ecken angenommen, welches aufgrund der dortigen Wohnbebauung realistisch sein dürfte. Außerdem wird davon ausgegangen, dass aufgrund der vorherrschenden Windrichtungen und einer Ausrichtung der Start- und Landebahn in etwa Ost-West-Richtung (07/25), in Anlehnung an die Bedingungen am Flughafen Frankfurt, ca. 70 % der Starts gen Westen und 30 % der Starts gen Osten erfolgen.

Für die Verteilung der Flugbewegungen auf die verschiedenen Luftfahrzeuge werden aufgrund der oben genannten Informationen im Rahmen von SOURCE FFR measurements · modelling folgende mittlere Flugbewegungen/Jahr abgeschätzt (Starts und Landungen jeweils einzeln gezählt):

Luftfahrzeugtyp	Starts und Landungen		Testflüge	
	tags	nachts	tags	nachts
Beechcrafts	2200	0	0	0
Cessnas	900	0	0	0
Sikorsky	1000	300	1200	400
Boeing/Lockheed	48	0	0	0

Tab. 6.24: Schätzung der Flugbewegungen am Flugplatz Wiesbaden-Erbenheim.
Quelle: Eigene Arbeiten.

Die angegebenen Werte stehen für die Bewegungen (Start oder Landung) am Tag (6 - 22 Uhr) und in der Nacht (nur für Hubschrauber relevant). Die Verteilung der Hubschrauberflüge wird mit ca. 75 % tagsüber und ca. 25 % für nachts abgeschätzt. Für die Berechnungen wird eine gleichmäßige Verteilung der Flugbewegungen über das Jahr und den Tag angenommen, wobei die Nachtflüge der Hubschrauber auf die Zeit von Mai bis August, Montag bis Donnerstag, in der Zeit zwischen ca. 23 Uhr und 2 Uhr morgens beschränkt sind (s. kleine Anfrage an den hessischen Landtag, 2021).

Das Hessische Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr, Wohnen und ländlichen Raum ist aktuell mit der Ausarbeitung einer Siedlungsbeschränkungszone für den Flughafen Erbenheim befasst. Daher hat das SOURCE FFR measurements · modelling Konsortium um eine Prüfung gebeten, ob die oben abgeschätzten gemittelten Jahreswerte für die Anzahl der Flugbewegungen eine adäquate Annahme für den gegenwärtigen Betrieb darstellen. Dies wurde für die Bewegungszahlen bestätigt, wobei die Annahmen wohl eher zu hoch als zu niedrig anzusehen sind.

Basierend auf den oben genannten Schätzungen zur Anzahl der Flugbewegungen und deren räumlicher Verteilung werden die daraus resultierenden Partikelemissionen berechnet. Entsprechende Emissionsindizes und Treibstoffverbräuche werden entweder der ICAO-EEDB oder aus dem SECTOR Modell entnommen. Somit kann trotz der schlechten Datenlage eine relativ gute Schätzung der UFP-Emissionen des Flugbetriebs am Flugplatz Erbenheim erfolgen.

6.11 Emission von sonstigen mobilen Quellen

Für die sonstigen mobilen Quellen (Geräte, Maschinen und Motorsport) wurde vom UBA ergänzend eine Sonderauswertung von GRETA für den GNFR-Sektor I ohne den Schienenverkehr bereitgestellt, so dass für Hessen die Emissionen des GNFR-Sektor I „Sonstige mobile Quellen“ aus GRETA ohne den Schienenverkehr in die Modellierung übernommen werden konnten.

6.12 Emissionen der Landwirtschaft

Vom HLNUG wurden Emissionen der Landwirtschaft aus dem Ackerbau für NMVOC und NH₃ sowie aus der Nutztierhaltung für NO, PM₁₀ und PM_{2,5} für das Bezugsjahr 2018 bereitgestellt. Die räumliche Verteilung der landkreisbezogenen Emissionen auf die 500m-Gitterzellen der Modellierung erfolgte anhand des Anteils der Acker- und Grünlandflächen (Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation, HLBG, 2024) eines Kreises in einer Gitterzelle an der jeweiligen Gesamtfläche von Acker und Grünland eines Kreises.

6.13 Emissionen der Bäume und Wälder

Emissionen biogener flüchtiger organischer Kohlenwasserstoffe (BVOC) von Bäumen und deren Oxidation kann zur Bildung sekundärer organischer Aerosole durch die Gas-zu-Partikelkonversion von mittel- und schwerflüchtigen organischen Gasen führen. In einem komplexen Ausbreitungsmodell können die BVOC-Emissionen daher zur Bildung und zum Wachstum von Partikeln beitragen. Aufgrund der dafür nötigen Neuentwicklungen im Modell und dem daraus resultierenden erhöhten Rechenaufwand pro Modelllauf wurde die Simulation der Partikelneubildung im Modellgebiet von Anfang an nicht vorgesehen. Dies ist insofern vertretbar, da die großräumige Partikelneubildung über

die Randbedingungen Eingang findet. Für die vorgeschlagene Immissionsmodellierung werden BVOC-Emissionen aber zur photochemischen Bildung von Ozon im Modell benötigt und auch berücksichtigt. Dies ist bereits implementiert und damit weniger aufwendig und erlaubt dann Ozon als einen Parameter der Modellvalidierung zu nutzen.

Die Emissionen von BVOC in der Rhein-Main Region wurden separat berechnet (HEREON), da die vom HLNUG bereitgestellten hessischen BVOC-Emissionen für 2018 aufgrund der Landesgrenzen, nicht das gesamte Untersuchungsgebiet abdecken. Das BVOC-Inventar „Baum-Emissionen Hessen 2018“ des HLNUG berücksichtigt nur hessische Waldflächen. Zudem ist davon auszugehen, dass Temperatur- und Lichtbedingungen im Jahr 2018 erheblich von denen des Referenzjahres 2019 abweichen. Das genannte BVOC-Inventar von Hessen wurde einmalig für das Jahr 2018 berechnet und enthält monatliche (aber keine stündlichen) Daten. Im Hessischen Emissionsinventar werden BVOC-Emissionen der Bäume als konstant über die Jahre angenommen, siehe die entsprechende Beschreibung auf der Internetseite des HLNUG¹⁸.

Die am HEREON durchgeführte Berechnung der BVOC-Emissionen für das gesamte Untersuchungsgebiet berücksichtigt baumspezifische BVOC-Emissionen auf der Grundlage eines europäischen Datensatzes mit einer Gitterauflösung von 100 m × 100 m (Ramacher et al., 2021), welches auf Baumbedeckungsdaten aus der Copernicus Land Monitoring Service (CLMS) - Tree Cover Density Map (TCD) (CLMS, 2018) basiert. Die TCD-Karte wurde mit Wahrscheinlichkeitskarten der 39 häufigsten Baumarten in Europa kombiniert (Houston Durrant et al., 2016). Die zusätzlichen Unterstützungsebenen des CLMS Forest Type wurden verwendet, um Bäume in einem städtischen Kontext auf einer Karte mit einer Auflösung von 100 m × 100 m zu identifizieren, zusammen mit der stadt-spezifischen Zusammensetzung von Baumarten für verschiedene bioklimatische Zonen. Darüber hinaus wurde in Gebieten, in denen keine Informationen über Baumbewuchs vorliegen, der Copernicus CORINE Landnutzungsdatensatz eingesetzt, um u. a. landwirtschaftliche Flächen, Obst- oder Weinanbaugebiete zu berücksichtigen. Diese Karten wurden dann mit pflanzenspezifischer Blattbiomassedichte und standardisierten Emissionspotenzialen für Isopren, Monoterpene, Sesquiterpene und sauerstoffhaltige VOCs (Karl et al., 2009) kombiniert. Basierend darauf werden in den Simulationen stündliche Emissionen von Isopren und Monoterpenen für das Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit von Temperatur und Sonneneinstrahlung berechnet (Guenther et al., 2012).

6.14 Fortschreibung der Emissionen

In der Planung von SOURCE FFR measurements · modelling war vorgesehen das Jahr 2019, als Referenzjahr vor Corona, sowie eines der beiden Jahre 2023 oder 2024 oder eine Kombination aus diesen beiden Jahren (mit insgesamt 12 Monaten) für die UFP-Modellläufe zu verwenden. Bezüglich des zweiten Referenzjahres hat sich das wissenschaftliche Konsortium in Absprache mit der WQS und dem AK UFP letztendlich dafür entschieden das komplette Jahr 2024 zu modellieren. Dafür gab es zwei Hauptgründe. Zum einen sind in den Daten der Referenzmessstation, die den regionalen

¹⁸ www.hlnug.de/themen/luft/emissionen/emissionskataster/biogene-und-nicht-gefasste-quellen

Hintergrund für die Ausbreitungsmodellierung liefert, in 2023 große Datenlücken vorhanden, wodurch sehr ungenaue Annahmen über den regionalen Hintergrund hätten gemacht werden müssen. Lücken in dieser Zeitreihe hätten folglich starke negative Folgen für die Güte der Modellrechnungen. Zum anderen fanden die vom wissenschaftlichen Konsortium durchgeführten Immissionsmessungen im Raum Frankfurt (AP2) im Jahr 2024 statt. Diese dienen aber dem Vergleich und der Validierung der Ausbreitungsmodellierung.

Für das Jahr 2024 werden extrapolierte Hintergrundemissionen verwendet, da die entsprechenden 2024er Daten erst so spät zur Verfügung stünden, dass der Projektzeitraum deutlich überschritten würde. Eine Fortschreibung der Emissionen ist auf Grund der Datenlage für alle Quellgruppen außer dem Flughafen unabhängig von der Wahl des Jahres 2023 oder 2024 nötig. Für diese Quellgruppen (Hintergrundemissionen) werden Faktoren abgeschätzt, mit denen sich die jeweiligen Emissionen auf das entsprechende Jahr fortschreiben lassen. Dies erfolgt auf Basis der nationalen Emissionsprognosen, die vom UBA im Rahmen des „Nationalen Luftreinhalteprogramms der Bundesrepublik Deutschland“ differenziert nach Quellgruppen und Schadstoffen erstellt werden. Falls vorhanden, könnten für Hessen spezifische Entwicklungen einzelner Quellgruppen auf dieser Zeitachse Berücksichtigung finden. Dieses Vorgehen ist üblich für die Art von Studien, wie diese hier. Die Erhebung der Emissionen des Flughafens für 2024 werden in den weiteren Ausführungen gesondert behandelt.

Wenn Emissionsdaten von einem Jahr, in dem diese vorliegen, auf ein anderes Jahr fortgeschrieben werden sollen, muss beachtet werden, dass sich dabei prinzipiell die Aktivitätsdaten ändern könnten (z. B. gefahrene Kilometer), als auch die Emissionsfaktoren (z. B. andere Flottenzusammensetzung). Dies muss für jede Quelle in Form von Faktoren oder größeren Unsicherheiten berücksichtigt werden.

In Bezug auf die Hintergrundemissionen ergeben sich keine bedeutenden Nachteile bei der Verwendung von 2024 als Referenzjahr. Weder für 2023 noch für 2024 liegen zum aktuellen Zeitpunkt Emissionsdaten für diese Quellgruppen vor. Für Hessen wurden vom HLNUG Emissionen der Industrie und anderen Quellgruppen für die Jahre 2016 und 2020 zur Verfügung gestellt. Die HLNUG Emissionen von 2020 werden für die Modellierung des Referenzjahres 2019 verwendet und sind die Basis für die Modellierung des zweiten Jahres (2023 oder 2024). Die Kfz-Emissionen werden für das zweite Simulationsjahr auf der Basis der Aktivitätsdaten des Jahres 2019 berechnet und auf Basis von Jahresmittelwerten zur durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke skaliert, sofern zum benötigten Zeitpunkt solche Werte in belastbarer Form vorliegen. Der Fortschritt in der Kfz-Abgasreinigungstechnologie bzw. neue Erkenntnisse dazu werden dadurch berücksichtigt, dass für die Berechnung, die zu diesem Zeitpunkt verfügbaren HBEFA für das Bezugsjahr hinterlegten Kfz-Flottenzusammensetzungen verwendet werden.

Die Emissionen der Flugzeuge sind, aller Voraussicht nach, die größte Quelle für UFP im Lee der Hauptwindrichtung Richtung. Dies haben auch frühere Berechnung mit dem LASPORT Ausbreitungsmodell für das Jahresmittel von 2016 gezeigt (Lorentz et al., 2021). Um die Unsicherheiten der Modellergebnisse klein zu halten, ist es deshalb nötig die Flugzeugemissionen explizit zu berechnen und nicht aus einem anderen Jahr fortzuschreiben.

Die Partikelemissionen durch Flugzeuge können anhand der Flugzeugpositionen (ADB-S Daten auf OpenSky und Daten der Fraport AG), der gemessenen und der ICAO-Emissionsindizes (ICAO-EEDB) sowie des Treibstoffverbrauchs (unter Nutzung der ICAO-EEDB Daten und der UIDs) für das Jahr 2024 genau berechnet werden (s. 6.8). Die Flugbewegungsdaten bzw. Flugtagebücher wurden von der Fraport AG für 2019, 2023 und 2024 zur Verfügung gestellt. Damit kann die die Partikelemissionsmodellierung für den Modelllauf „Adaptiert-2024“ im Sommer 2025 rechtzeitig erfolgen.

Die Aktivitätsdaten der Bodenoperationen am Flughafen Frankfurt wurden von der Fraport AG für das Jahr 2023 erhoben und dem Projekt zur Verfügung gestellt. Die Bodenaktivitäten auf dem Flughafen Frankfurt richten sich nach dem Flugaufkommen. Daher ist eine Skalierung der Bodenemissionen anhand des Flugaufkommens gerechtfertigt. Die für das Jahr 2023 mittels der vorliegenden Aktivitätsdaten berechneten Partikelemissionen werden anhand der Anzahl der Flugaktivitäten in 2024 auf das Jahr 2024 skaliert und fortgeschrieben (s. Tab. 6.25). Dazu wurde für jede Partikelquelle am Flughafen untersucht, auf welcher Vergleichsgröße und welchem Datensatz die Fortschreibung erfolgen könnte und welcher Einfluss auf die UFP-Gesamtemissionen besteht. Es wurde festgelegt, dass die Emissionen, exklusive der Quellen Enteisung, NEA und Gasfeuerungsanlage zur Energieerzeugung sowie Wärme- und Kälteversorgung, anhand der Flugaktivitäten in 2024 skaliert werden. Die Enteisungsemissionen werden anhand der realen Daten für 2024 berechnet, sofern sie bis Sommer 2025 vorliegen. Die Emissionen der NEA und der Gasfeuerungsanlage der Firma MAINOVA werden aus den Bezugsjahr 2023 übernommen. Die Unsicherheiten durch die Skalierung der Bodenaktivitäten spielen insgesamt im Vergleich zu den Gesamtunsicherheiten eine untergeordnete Rolle (vgl. Lorentz et al., 2021).

Quelle	Eingangsgrößen zur Emissionsberechnung		Anteil am Gesamtbeitrag der UFP-Bodenemissionen		Vorgehensvorschlag zur Fortschreibung 2024 entsprechend der verfügbaren Datenbasis		
	Aktivitätsdaten	Emissionsfaktoren	PN (nicht-flüchtig)	PN (gesamt)	Basisvariante	Vorgehen unter Einbeziehung zusätzlicher Daten	Datenanforderung Fraport
Schlepper	bezugsjahresabhängig / Schleppvorgänge	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	gering	gering	Skalierung der Emissionen 2023 auf Basis der flight-radar-Aktivitätsdaten 2024 getrennt nach Terminal 1, 2 und 3		
Abfertigung GPU	bezugsjahresabhängig / Betriebsstunden pro Leistungsklasse, POS und Jahr	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	mittel	mittel			
Abfertigung / Kfz	bezugsjahresabhängig / Fahrzeugeinsatz pro Jahr und POS	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	gering	gering			
Abfertigung / Betankung	bezugsjahresabhängig / Kerosinabsatz Tanklager	bezugsjahresunabhängig / g/kg	0%	gering			
Abfertigung / Geräte	bezugsjahresabhängig / Geräteeinsatz pro Jahr und POS	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	mittel	gering			
Straßenverkehr / Vorfeld und Betriebsstraßen	bezugsjahresabhängig / Tor- und Schrankendaten	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	hoch	mittel			
Betriebs- und Vorfeldtankstellen	bezugsjahresabhängig / Kraftstoffabsatz pro Produkt und Jahr	bezugsjahresunabhängig / g/kg	0%	gering	Skalierung der Aktivitätsdaten auf Basis der flight-radar-Aktivitätsdaten 2024		
Tanklager	bezugsjahresabhängig / Kerosinabsatz Tanklager	bezugsjahresabhängig / Betreibangaben ("Verdunstungs- und Betriebsverluste")	0%	gering			
Straßenverkehr / öffentliche Straßen	bezugsjahresabhängig / Tor- und Schrankendaten, HLNUG	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	hoch	mittel	Skalierung der Aktivitätsdaten auf Basis der flight-radar-Aktivitätsdaten 2024 / Aktualisierung der Emissionsfaktoren auf Basis der HBEFA-Flotte Deutschland 2024		
Parkflächen	bezugsjahresabhängig / Schrankendaten	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	gering	gering			
Enteisung	bezugsjahresabhängig (Witterung) / Enteisungsmiteinsatz pro Jahr	bezugsjahresunabhängig / g/kg	0%	hoch	Übernahme der Emissionen 2023 auf 2024	Neuberechnung auf Basis aktueller Aktivitätsdaten	Daten zu eingesetzten Mengen an Enteisungsmittel im Jahre 2024
NEA	bezugsjahresabhängig / Gerätespezifische Betriebszeiten	bezugsjahresabhängig / "Flottenzusammensetzung"	gering	gering	Übernahme der Emissionen 2023 auf 2024		
Gasfeuerung	bezugsjahresabhängig / Verbrauch	bezugsjahresunabhängig / g/kg	gering	gering			
MAINOVA	bezugsjahresabhängig / Emissionserklärung	nicht relevant	gering	gering			

Tab. 6.25: Fortschreibung der Bodenemissionen auf Basis der Daten von 2023 nach 2024.

Rote Zellen zeigen Abhängigkeiten vom Bezugsjahr oder starke Auswirkungen auf die UFP-Emissionen an, gelbe Zellen mittlere Auswirkungen und grüne Zellen keine Abhängigkeiten vom Bezugsjahr oder geringe Auswirkungen. Quelle: Eigene Arbeit.

Literaturverzeichnis

- ADAECAM, Validation of ADAECAM (Advanced Aircraft Emission Calculation Method, Report on fuel calculation, <https://www.bazl.admin.ch/bazl/de/home/themen/umwelt/schadstoffe/berechnungsmodelle.html>, zu letzt besucht am 10.03.25, 2007.
- AVIATOR, Deliverable 5.3, <https://aviatorproject.eu/deliverables/>, zuletzt besucht am 24.09.24, 2023.
- AVISO: Fortschreibung Emissionskataster Hessen Emittentengruppe „nicht genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen (Gebäudeheizung)“. Datengrundlage / Bezugsjahr 2018. Schlussbericht, 2020.
- Badeke, R., Matthias, V., Karl, M., and Grawe, D.: Effects of vertical ship exhaust plume distributions on urban pollutant concentration – a sensitivity study with MITRAS v2.0 and EPISODE-CityChem v1.4, *Geoscientific Model Development*, 15, 4077–4103, <https://doi.org/10.5194/gmd-15-4077-2022>, 2022.
- Bieser, J., Aulinger, A., Matthias, V., Quante, M., and Builtjes, P.: SMOKE for Europe – adaptation, modification and evaluation of a comprehensive emission model for Europe, *Geoscientific Model Development*, 4, 47–68, doi:10.5194/gmd-4-47-2011, 2011.
- BlmSchV 2017: Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionserklärungen - 11. BlmSchV). In der Fassung vom 09.01.2017. BGBl. I S. 1643, 2017.
- Cao, F., Tang, T. Q., Gao, Y., You, F., and Zhang, J.: Calculation and analysis of new taxiing methods on aircraft fuel consumption and pollutant emissions, *Energy*, Volume 277, 127618, ISSN 0360-5442, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.127618>, 2023.
- CLMS. Copernicus Land Monitoring Service's Tree Cover Density, Online verfügbar: <https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-tree-cover-density> (abgerufen am 11. Mai 2023), 2018.
- Delisi, D. P., Pruis, M. J., Wang, F. Y., and Lai, D. Y., "Estimates of the Initial Vortex Separation Distance, b_0 , of Commercial Aircraft from Pulsed Lidar Data," 51st AIAA Aerospace Sciences Meeting including the New Horizons Forum and Aerospace Exposition, AIAA Paper 2013-0365, <https://doi.org/10.2514/6.2013-365>, 2013.
- Denier van der Gon, H. A. C., Visschedijk, A. J. H., Johansson, C., Hedberg Larsson, E., Harrison, R., and Beddows, D.: Size-resolved pan European anthropogenic particle number inventory. EUCAARI Deliverable report D, 141, 2009.
- Denier van der Gon, H., Visschedijk, A., Johansson, C., Ntziachristos, L. and Harrison, R. M.: Size-resolved pan-European anthropogenic particle number inventory, paper presented at International Aerosol conference (oral), 29/8-3/9 2010, Helsinki, 2010.
- Ehrlich, C., Noll, G., Kalkoff, W. D., Baumbach, G., and Dreiseidler, A.: PM₁₀, PM_{2.5} and PM_{1.0} emissions from industrial plants results from measurements programmes in Germany. *Atmospheric Environment*, 41(29), 6236-6254, 2007.

- 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 ($D_{p < 800 \text{ nm}}$) at a rural site in Germany and relation to air mass origin Atmos. Chem. Phys., 7 (22), pp. 5785-5802, 2007.
- EMEP / EEA air pollutant emission inventory guidebook, EEA Report o6/2023, European Environment Agency, 02. Oct. 2023. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/emep-eea-guidebook-2023>, 2023.
- Fleuti, E. and Maraini, S.: Taxi-Emissions at Zurich Airport, Report, https://www.flughafen-zuerich.ch/-/jssmedia/airport/portal/dokumente/das-unternehmen/politics-and-responsibility/environmental-protection/technische-berichte/2017_taxi_study_zurichairport.pdf?vs=1, zuletzt besucht am 27.09.2024, 2017.
- Flug-Lärm-Abwehr-Gemeinschaft-Egelsbach e.V., Entwicklung der Flugbewegungen am Flugplatz Egelsbach, Flugbewegungen-2010-2020_FLAGE.pdf, <https://www.flag-egelsbach.de/> (zuletzt besucht am 18.09.24).
- Flug-Lärm-Abwehr-Gemeinschaft-Egelsbach e.V., Standard Statistik für den Flugplatz Frankfurt Egelsbach, 2023-12-EDFE-Flugbewegungen.pdf, <https://www.flag-egelsbach.de/> (zuletzt besucht am 18.09.24).
- Frech M., Holzäpfel F., Tafferner A., Gerz T.: High-Resolution Weather Data Base for the Terminal Area of Frankfurt Airport, Journal of Applied Meteorology and Climatology, Vol. 46, No. 11, pp. 1913-1932, <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1513.1>, 2007.
- Gerz, T. and T. Ehret: Wake dynamics and exhaust distribution behind cruising aircraft. AGARD Fluid Dynamics Panel Meeting and Symp. on the Characterization and Modification of Wakes from Lifting Vehicles in Fluids, Trondheim, Norway, AGARD CP 584, 35.31–35.38, 1996.
- Guenther, A. B., Jiang, X., Heald, C. L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T., Emmons, L. K., and Wang, X.: The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions, Geoscientific Model Development, 5, 1471–1492, <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012>, 2012.
- Guevara, M., Jorba, O., Tena, C., Denier van der Gon, H., Kuenen, J., Elguindi, N., Darras, S., Granier, C., and Pérez García-Pando, C.: Copernicus Atmosphere Monitoring Service TEMPORal profiles (CAMS-TEMPO): global and European emission temporal profile maps for atmospheric chemistry modelling, Earth System Science Data, 13, 367–404, doi:10.5194/essd-13-367-2021, 2021.
- Harm-Altstädter, B., Voß, A., Aust, S., Bärffuss, 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.
- Hamer, P. D., Walker, S.-E., Sousa-Santos, G., Vogt, M., Vo-Thanh, D., Lopez-Aparicio, S., Schneider, P., Ramacher, M. O. P., and Karl, M.: The urban dispersion model

- EPISODE v10.0 – Part 1: An Eulerian and sub-grid-scale air quality model and its application in Nordic winter conditions, *Geo-scientific Model Development*, 13, 4323–4353, <https://doi.org/10.5194/gmd-13-4323-2020>, 2020.
- Hellack, B., Birmili, W., Elsasser, M., Gerwig, H., Juhrich, K., Langner, M., Liesegang, Ch., Nordmann, S., Rüdiger, J., Straff, W., Tobollik, M., Vitzthum von Eckstädt, Ch., and Wichmann-Fiebig, M.: Ultrafeine Partikel Verursacher, Messung und Wirkungsbewertung, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ultrafeine-partikel>, 2022.
- Herndon, S. C., Jayne, J. T., Lobo, P., Onasch, T. B., Fleming, G., Hagen, D. E., Whitefield, P. D., and Miake-Lye, R.C.: Commercial aircraft engine emissions characterization of in-use aircraft at Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport, *Environ. Sci. Technol.* 42, 1877e1883, 2008.
- HLBG: ATKIS Basis DLM Hessen (Shape), Download von <https://gds.hessen.de>, zuletzt besucht am 16.09.24, 2024.
- Holzäpfel F., Steen M.: Aircraft Wake-Vortex Evolution in Ground Proximity: Analysis and Parameterization, *AIAA Journal*, Vol. 45, No. 1, pp. 218-227, <https://doi.org/10.2514/1.23917>, 2007.
- Holzäpfel, F.: Effects of Environmental and Aircraft Parameters on Wake Vortex Behavior, *Journal of Aircraft*, Vol. 51, pp. 1490-1500, <https://dx.doi.org/10.2514/1.Co32366>, 2014.
- Holzäpfel, F., Rotshteyn, G.: Estimating Aircraft Landing Weights from Mode S Data, *Journal of Aircraft*, Vol. 60, No. 2, pp. 589-593, <https://doi.org/10.2514/1.Co36689>, 2023.
- Houston Durrant, T., De Rigo, D., Mauri, A., Caudullo, G., and San-Miguel-Ayanz, J.: European Atlas of Forest Tree Species, European Commission, Joint Research Centre Publications Office: Luxembourg, doi:10.2760/776635, S. 34–35, 2016.
- ICAO 9889: Airport Air Quality Manual, Doc 9889, Second Edition, INTERNATIONAL CIVIL AVIATION ORGANIZATION, 2020.
- INFRAS: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.2. Hrsg.: INFRAS Bern im Auftrag von Umweltbundesamt (Deutschland), BAFU (Schweiz), Umweltbundesamt (Österreich), ADEME (Frankreich), Trafikverket (Schweden) und Miljødirektoratet (Norwegen). 2022.
- Janicke, Ulf, SECTOR Simple aircraft Emission CalculaTOR, Version 1.1, Programm Manual, 03.09.2022, <https://www.janicke.de/de/download-programs.html>, 2022.
- Johnson, G. R., Mazaheri, M., Ristovski, Z. D., Morawska, L.: A plume capture technique for the remote characterization of aircraft engine emissions. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 4850, 2008.
- Karl, M., Guenther, A., Köble, R., Leip, A., and Seufert, G.: A new European plant-specific emission inventory of biogenic volatile organic compounds for use in atmospheric transport models, *Biogeosciences*, 6, 1059–1087, <https://doi.org/10.5194/bg-6-1059-2009>, 2009.

- Karl, M., Ramacher, M. O. P., Oppo, S., Lanzi, L., Majamäki, E., Jalkanen, J.-P., Lanza fame, G. M., Temime-Roussel, B., Le Berre, L., and D'Anna, B. Measurements and Modeling of Ship-Related Ultrafine Particles and Secondary Organic Aerosols in a Mediterranean Port City, *Toxics*, 11, 771, <https://doi.org/10.3390/toxics11090771>, 2023.
- Khadilkar, H. and H. Balakrishnan: Estimation of Aircraft Taxi-Out Fuel Burn using Flight Data Recorder Archives. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol. 17, No. 7, pp. 532–537, 2012.
- Kleine Anfrage an den hessischen Landtag:
<https://starweb.hessen.de/cache/DRS/20/2/05132.pdf> (zuletzt besucht am 26.06.24), 2021.
- Klimont, Z., Cofala, J., Bertok, I., Amann, M., Heyes, C., and Gyarfas, F.: Modelling particulate emissions in Europe. International Institute for Applied Systems Analysis: Laxenburg, Austria, 2002.
- Kim, H.-J. and Baik, H.: Empirical Method for Estimating Aircraft Fuel Consumption in Ground Operations. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*. 2674. 036119812096103. 10.1177/0361198120961033, 2020.
- Koudis, G., Hu, S., Majumdar, A., Jones, R., and Stettler, M.: Airport emissions reductions from reduced thrust takeoff operations. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. 52. 15-28. 10.1016/j.trd.2017.02.004, 2017.
- Kuenen, J., A. Visschedijk and D. Heslinga: RI-URBANS Milestone Report M13 (M3.2), First emission inventory. Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas RI-URBANS (Grant no. 101036245), <https://riurbans.eu/>, 2022.
- Kupiainen, K. and Klimont, Z.: Primäremissionen von Submikron- und kohlenstoffhaltigen Partikeln in Europa und das Potenzial für ihre Kontrolle. IIASA IR 04-079, IIASA, Laxenburg, Österreich, 2004.
- Kumar, P., Pirjola, L., Ketzel, M., and Harrison, R. M.: Nanoparticle emissions from 11 non-vehicle exhaust sources – A review, *Atmospheric Environment*, Volume 67, pages 252-277, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.011>, 2013.
- Lauenburg, M., Karl, M., Matthias, V., Quante, M., and Ramacher, M. O. P.: City Scale Modeling of Ultrafine Particles in Urban Areas with Special Focus on Passenger Ferryboat Emission Impact. *Toxics*, 10, 3, 1–30, <https://doi.org/10.3390/toxics10010003>, 2022.
- LfLUG, Emissionen des Schienenverkehrs in Sachsen, Schriftenreihe, Heft 2/2012, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12901>, zuletzt besucht am 24.09.2024, 2012.
- LfU, Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz: Emissionskataster Rheinland-Pfalz 2020. Kapitel 4 Schiffsverkehr.
<https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Service/Publikationen/Umweltschutz/Luft/04-Schiffsverkehr.pdf>, 2022.

- Lobo, P., Hagen, D. E., and Whitefield, P. D.: Measurements and analysis of aircraft engine PM emissions downwind of an active runway at the Oakland International Airport. *Atmos. Environ.* 61, 114e123, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.028>, 2012a.
- Lobo, P., Rye, L., Williams, P., Christie, S., Uryga-Bugajska, I. & Wilson, Ch., Hagen, D. Whitefield, P., Blakey, S., Coe, H., Raper, D. and Pourkashanian, M.: Impact of Alternative Fuels on Emissions Characteristics of a Gas Turbine Engine - Part 1: Gaseous and Particulate Matter Emissions. *Environmental science & technology*. 46. 10805-11. 10.1021/es301898u, 2012b.
- Lorentz, H., Schmidt, W., Hellebrandt, P., Ketzler, M., Jakobs, H., Janicke, U.: Einfluss eines Großflughafens auf zeitliche und räumliche Verteilungen der Außenluftkonzentrationen von Ultrafeinstaub < 100 nm, um die potentielle Belastung in der Nähe zu beschreiben - unter Einbeziehung weiterer Luftschadstoffe (Ruß, Stickoxide und Feinstaub (PM_{2,5} und PM₁₀)), im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungskennzahl 3716 52 200 0, Texte 14/2021, ISSN 1862-4804, Dessau-Roßlau, März 2021 https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/14_2021_texte_grossflughafen_.pdf, 2021.
- Mazaheri, M., Johnson, G.R., and Morawska, L.: Particle and gaseous emissions from commercial aircraft at each stage of the landing and takeoff cycle. *Environ. Sci. Technol.* 43, 441e446, 2009.
- Misaka, T., Holzäpfel, F., Gerz, T., Manhart, M., Schwertfirm, F.: Vortex bursting, tracer transport, and decay mechanisms of a counter-rotating vortex pair, *Physics of Fluids*, Vol.24, No. 2, pp. 25104-1 - 25104-21, <https://doi.org/10.1063/1.3684990>, 2012.
- Moore, R. H., Shook, M., Beyersdorf, A., Corr, C., Herndon, S., Knighton, W. B., Miakelyle, R., Thornhill, L. Winstead, E. Yu, Z., Ziemba, L. and Anderson, B.: Influence of jet fuel composition on aircraft engine emissions: A synthesis of aerosol emissions data from the NASA APEX, AAFEX, and ACCESS missions. *Energy & Fuels*. 29. 2591-2600. 10.1021/ef502618w, 2015.
- Moore, R., Thornhill, K., Weinzierl, B., Sauer, D., D'Ascoli, E., Kim, J., Lichtenstern, M., Scheibe, M., Beaton, B., Beyersdorf, A. J., Barrick, J., Bulzan, D., Corr, C. A., Crosbie, E., Jurkat, T., Martin, R., Riddick, D., Shook, M., Slover, G., Voigt, Ch., White, R., Winstead, E., Yasky, R., Ziemba, L. D., Brown, A., Schlager, H., and Anderson, B. E.: Biofuel blending reduces particle emissions from air-craft engines at cruise conditions. *Nature* 543, 411–415, <https://doi.org/10.1038/nature21420>, 2017a.

- Moore, R. H., Shook, M. A., Ziemba, L. D., DiGangi, J. P., Winstead, E. L., Rauch, B., Jurkat, T., Thornhill, K. L., Crosbie, E. C., Robinson, C., Shingler, T. J., and Anderson, B. E.: Take-off engine particle emission indices for in-service aircraft at Los Angeles International Airport. *Sci. Data*. 4:170198, doi: 10.1038/sdata.2017.198, 2017b.
- MUVEDA: Ausbau Flughafen Frankfurt Main - Unterlagen zum Planfeststellungsverfahren, Band C / G13.2 Luftschadstoffgutachten – Kfz-Verkehr und stationäre Quellen auf dem Flughafengelände, MUVEDA - Hellebrandt & Saeid Mahmoudi GbR, Aachen, Oktober 2006.
- Nikoleris, T., Gupta, G., and Kistler, M.: Detailed Estimation of Fuel Consumption and Emissions during Aircraft Taxi Operations at Dallas Fort/Worth International Airport. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol. 16, No. 4, pp. 302–308, 2011.
- 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.
- op-online.de, Nicht nur in Egelsbach: Elektroflugzeuge auf dem Vormarsch, Stand: 17.09.2022, Nicht nur in Egelsbach: E-Flugzeuge auf dem Vormarsch (op-online.de)
- Owen, B., Anet, J.G., Bertier, N., Christie, S., Cremaschi, M., Dellaert, S., Edebeli, J., Janicke, U., Kuenen, J., Lim, L., and Terrenoire, E.: Review: Particulate Matter Emissions from Aircraft. *Atmosphere*, 13, 1230, <https://doi.org/10.3390/atmos13081230>, 2022.
- Padhra, A.: Emissions from auxiliary power units and ground power units during intraday aircraft turnarounds at European airports. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 63, 433-444, 2018.
- Paasonen, P., Kupiainen, K., Klimont, Z., Visschedijk, A., Denier van der Gon, H. A., and Amann, M: Continental anthropogenic primary particle number emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(11), 6823-6840, 2016.
- Ramacher, M. O. P., Karl, M., Bieser, J., and Feldner, J.: The Impact of BVOC Emissions from Urban Trees on O₃ Production in Urban Areas Under Heat-Period Conditions. In *Air Pollution Modeling and Its Application XXVII*, ITM 2019, Mensink, C., Matthias, V., Eds., Springer: Berlin/Heidelberg, S. 241–248, 2021.
- 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.
- Schumann, U. and Heymsfield, A.: On the lifecycle of individual contrails and contrail cirrus. *AMS Meteorological Monographs*, 58 (3), Seiten 1-24. doi: 10.1175/AMSMONOGRAPHIS-D-16-0005.1, 2017.
- Schumann, U., Jeßberger, P., and Voigt, C.: Contrail ice particles in aircraft wakes and their climatic importance, *Geophys. Res. Lett.*, VOL. 40, pp. 1–6, doi:10.1002/grl.50539, 2013.
- Simpson, D., Kuenen, J., Fagerli, H., Heinesen, D., Benedictow, A., Denier van der Gon, H., Paunu, V.-V.: Revising PM_{2.5} emissions from residential combustion, 2005–

- 2019 : Implications for air quality concentrations and trends.
<https://doi.org/10.6027/temanord2022-540>, 2022.
- Stacey, B.: Measurements of ultrafine particles at airports: A review. *Atmospheric Environment*, 198, 463-477, 2019.
- Stacey, B., Harrison, R. M., and Pope, F. D.: Emissions of ultrafine particles from civil aircraft: dependence upon aircraft type and passenger load. *npj Climate and Atmospheric Science*, 6, 1-9, 2023.
- Statistisches Bundesamt, Fachserie 8 Reihe 6.2,
https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Transport-Verkehr/Personenverkehr/Publikationen/_publikationen-innen-luftverkehr.html,
 (zuletzt besucht am 18.09.24), 2019.
- Takegawa, N.: Field observations of aerosol particles in aircraft takeoff and taxiing plumes: A case study at Kobe Airport, Japan, *Aerosol Science and Technology*, 57:11, 1087-1097, DOI: 10.1080/02786826.2023.2249069, 2023.
- TNO: High resolution annual sectoral emissions for main pollutants, nanoparticles and non-exhaust contributors. Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas RI URBANS, Deliverable Report D18 (D3.3), 2024.
- UBA: Aktualisierung TREMOD/TREMOD-MM und Ermittlung der Emissionsdaten des Verkehrs nach KSG im Jahr 2023. UBA-Texte 126/2024. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). 2024.
- US-EPA AP 42a, Appendix B-1: U.S. Environmental Protection Agency, Compilation of air pollutant emission factors, AP-42 (5th ed.). Appendix B-1: Particle Size Distribution Data and Sized Emission Factors for Selected Sources. Retrieved from <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors-stationary-sources>, 1995.
- US-EPA AP-42b, Appendix B.2: Compilation of air pollutant emission factors, AP-42 (5th ed.). Generalized Particle Size Distributions. Retrieved from <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors-stationary-sources>, 1995.
- Visschedijk, A. J. H., Pacyna, J., Pulles, T., Zandveld, P., and Denier van der Gon, H.: Coordinated European particulate matter emission inventory program (CEPMEIP). In *Proceedings of the PM emission inventories scientific workshop*, Lago Maggiore, Italien (Bd. 18, S. 163-174), 2004.
- Visschedijk, A., Denier van der Gon, H., Droge, R., and van der Brugh, H.: A European high resolution and size-differentiated emission inventory for elemental and organic carbon for the year 2005, TNO-034-UT-2009-00688_RPT-ML, TNO, Utrecht, 2009.
- Xu, H. Fu, Q., Yu, Y., Liu, Q., Pan, J., Cheng, J., Wang, Z., and Liu, L.: Quantifying aircraft emissions of Shanghai Pudong International Airport with aircraft ground operational data, *Environ. Pollut.*, 261 Article 114115, 10.1016/j.envpol.2020.114115, 2020a.
- Xu, H., Xiao, K., Cheng, J., Yu, A., Liu, Q., Pan, J., Chen, J., Chen, F., and Fu, Q.: Characterizing aircraft engine fuel and emission parameters of taxi phase for

- Shanghai Hongqiao International Airport with aircraft operational data Sci. Total Environ., 720, Article 137431, 10.1016/j.scitotenv.2020.137431, 2020b.
- Zhang, X., Chen, X., and Wang, J.: A number-based inventory of size-resolved black carbon particle emissions by global civil aviation. Nature Communications, 10(1), 534, 2019.
- Zhang, X., Karl, M., Zhang, L. and Wang, J.: Influence of Aviation Emission on the Particle Number Concentration near Zurich Airport, Environment Science and Technology, 54, 14161–14171, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02249>, 2020.
- Zhong, J., Harrison, R. M., Bloss, W. J., Visschedijk, A., and van der Gon H. D.: Modelling the dispersion of particle number concentrations in the West Midlands, UK using the ADMS-Urban model, Environment International, Volume 181, 108273, ISSN 0160-4120, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108273>, 2023