

TEXTE

14/2021

Abschlussbericht

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))

von:

Helmut Lorentz, Wolfram Schmidt
Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul

Pia Hellebrandt
MUVEDA Hellebrandt & Saeid Mahmoudi GbR, Aachen

Matthias Ketzler
Aarhus Universität, Roskilde (Dänemark)

Hermann Jakobs
Rheinisches Institut für Umweltforschung an der Universität zu Köln, Köln

Ulf Janicke
Ingenieurbüro Janicke GbR, Überlingen

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 14/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 52 200 0
FB000206

Abschlussbericht

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))

von

Helmut Lorentz, Wolfram Schmidt
Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul

Pia Hellebrandt
MUVEDA Hellebrandt & Saeid Mahmoudi GbR, Aachen

Matthias Ketzler
Aarhus Universität, Roskilde (Dänemark)

Hermann Jakobs
Rheinisches Institut für Umweltforschung an der Universität zu Köln, Köln

Ulf Janicke
Ingenieurbüro Janicke GbR, Überlingen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://www.twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG
Mohrenstraße 14
01445 Radebeul

Abschlussdatum:

April 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 4.4 Experimentelle Untersuchungen zur Luftgüte
Dr. Holger Gerwig

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, März 2021; 2. Auflage März 2024

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

Kurzbeschreibung

Einträge von Luftschadstoffen stellen eine bedeutende Gefährdungsursache für die menschliche Gesundheit dar. Neben den bereits in der Luftqualitätsrichtlinie (EU-RL 2008/50/EC) geregelten Luftschadstoffen sind weitere luftgetragene Spurenstoffe in der wissenschaftlichen Diskussion, die der menschlichen Gesundheit Schäden zufügen können. In jüngeren Studien wurden Flughäfen als Quelle für erhöhte UFP-Konzentrationen in der Luft identifiziert. Es ist erforderlich, den Beitrag des Flughafens zur oberflächennahen UFP-Konzentration in der Außenluft durch Messen und Modellieren besser zu verstehen. In diesem Projekt wurde für die Region des Flughafens Frankfurt/Main die Gesamtkonzentration der UFP-Anzahl mithilfe einer Kombination aus etablierten Luftschadstoffausbreitungs-Modellen für die lokale (LASAT, LASPORT) und überregionale Ebene (EURAD, MADE) berechnet. Die Emissionen für den Flugzeugverkehr, den Straßenverkehr, den Flughafen-Bodenverkehr, sonstige Flughafeninfrastruktur und den regionalen bzw. mesoskaligen Hintergrund wurden anhand von nationalen und internationalen Emissionskatastern (HBEFA, ICAO, GRETA) und spezifischen, vom Flughafen ermittelten Daten bestimmt. Die Modellergebnisse (dreidimensionale, stündlich aufgelöste Konzentrationszeitreihen, in Summe und unterteilt nach Quellgruppen Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Kfz d. Umlands sowie Hintergrundbelastung) wurden mit Messungen in der Nähe des Flughafens verglichen.

In Bezug auf die Anzahl-Emission von UFP sind nach den Modellergebnissen die Haupttriebwerke von Flugzeugen die dominierende Emissionsquelle. Von ihnen stammen mehr als 90 % der vom Flughafen freigesetzten nichtflüchtigen UFP. Mehr als 50 % dieser Triebwerksemissionen sind auf Rollbewegungen am Boden zurückzuführen mit Partikeldurchmessern unter 20 nm.

Die Langzeitmittelwerte der UFP-Anzahlkonzentration werden durch weiter vom Flughafen entfernte Hintergrundquellen dominiert, während der Beitrag des Flughafens zu den Stundenmittelwerten ausgeprägter sein kann. Ein wichtiges Ziel des Projekts war es, Defizite im derzeitigen Stand der Technik zur Emissions- und Konzentrationsmodellierung von UFP im Kontext von Flughäfen zu ermitteln. Hier sind inkonsistente UFP-Durchmesserbereiche in den Datenbanken, Modellen und Messungen von Bedeutung, ebenso Unterschiede in den betrachteten UFP-Bestandteilen, insbesondere flüchtig gegenüber nichtflüchtig.

Die Modellergebnisse legen nahe, dass der Einfluss des Flughafens auf das Jahresmittel der Gesamt-Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln mit zunehmender Entfernung und in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtung deutlich abnimmt. Die Modellierung ergab beispielsweise, dass der durch den Flughafen im Jahresmittel verursachte Anteil nördlich des Flughafens in ca. 1 km Entfernung bei ca. 25 % der Gesamtbelastung und in 2,5 km bei unter 10 % lag.

Abstract

Air pollutant emissions represent a significant hazard to human health. In addition to the air pollutants regulated in the Air Quality Directive (EU Directive 2008/50/EC), there are other air pollutants in the scientific discussion in view of possible health effects. Here in particular ultrafine particles (UFP) have attracted considerable attention. In recent studies, airports have been identified as a source of increased atmospheric UFP number concentrations. There is a need to further understand the airport contribution to ambient near-ground UFP concentration by means of measuring and modelling. In this project, total UFP number concentration was estimated using a combination of established small-scale (LASAT, LASPORT) and large-scale modelling (EURAD, MADE). Emissions were determined for aircraft traffic, road traffic, airport ground services and regional/mesoscale background using standard national and international inventories (HBEFA, ICAO, GRETA) and specific data obtained from the airport. The dispersion results (series of 3-dimensional hourly mean concentrations, total and appor-

tioned to source groups flight operations and ground support, car traffic in the surrounding area and background load) were compared to measurements carried out in the vicinity of the airport.

In relation to the number emission of UFP, and according to the model results, the aircraft main engines are the dominant emission source. They contribute by more than 90 % to the non-volatile UFP released by the airport. More than 50 % of these engine emissions are due to ground roll with particle diameters below 20 nm.

Long-time averages of UFP number concentration are dominated by the background going further away from the airport, while the airport contribution to hourly mean concentrations can be more pronounced. An important aim of the project was to identify shortcomings of current state-of-the-art emission and concentration modelling of UFP in the context of airports. Here, inconsistent UFP diameter ranges in the applied data bases, models and measurements are of relevance, likewise differences in the considered UFP constituents, in particular volatile versus non-volatile.

The model results indicate that the influence of the airport on the annual mean of the total number concentration of ultrafine particles decreases significantly with increasing distance and depending on the main wind direction. For example, based on the modeling, the airport contribution to the annual mean in 1 km distance north of the airport is about 25 % of the total load and in 2.5 km distance less than 10 %.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	12
Abkürzungsverzeichnis	13
Infobox-Verzeichnis	15
Zusammenfassung.....	16
Summary.....	28
1 Hintergrund und Ziele.....	39
2 Literaturstudie	40
2.1 Einleitung	40
2.2 Übersichtsartikel.....	42
2.3 UFP aus Flugzeugtriebwerken	42
2.3.1 Einführung.....	42
2.3.2 Gemessene Anzahl-Emissionsindizes.....	43
2.3.3 Modellierte Anzahl-Emissionsindizes.....	44
2.3.4 Diskussion.....	45
2.4 UFP aus Hilfstriebwerken.....	46
2.5 UFP-Emissionsindizes für <i>Ground Support Equipment</i>	46
2.6 UFP durch Reifen von Kraftfahrzeugen	48
2.7 Gemessene Partikel-Anzahlkonzentrationen	48
2.8 Modellstudien.....	50
3 Modellierung der Ultrafeinpartikel im Bereich des Frankfurter Flughafens	52
3.1 Vorgehensweise.....	52
3.2 Modellgebiet und Meteorologie.....	53
3.3 Berechnung der Hintergrundbelastung.....	55
3.3.1 EURAD	55
3.3.2 EURAD: Aerosol-Modul MADE	57
3.3.3 Eingangsdaten	59
3.3.4 Emissionen	59
3.3.5 Meteorologie.....	64
3.3.6 Parameter für die Ausbreitungsrechnung.....	65
3.3.7 Konzentrationsverteilung.....	65
3.4 Kfz-bedingte Emissionsquellen im Umland	68
3.4.1 Emissionen	68
3.4.1.1 Emissionsfaktoren	68
3.4.1.2 Verkehrsstärken Kfz	71

3.4.1.3	Emissionsdichten	73
3.4.2	Parameter für die Ausbreitungsrechnung.....	73
3.4.3	Kfz-bedingte Konzentrationsverteilungen	74
3.5	Flughafenbezogene Emissionsquellen.....	76
3.5.1	Kfz-Verkehr auf dem Flughafen	79
3.5.2	Flugzeugabfertigung durch Kfz.....	82
3.5.3	Ground Power Units (GPU)	84
3.5.4	Stationäre Quellen	85
3.6	Emissionen aus Triebwerken	88
3.6.1	Haupttriebwerke	88
3.6.2	Hilfstriebwerke	91
3.7	Ausbreitungsrechnung für die Emissionen des Flughafens und des Flugverkehrs.....	91
3.7.1	LASPORT	92
3.7.2	LASAT.....	93
3.7.3	Modellierung der Flugbewegungen	94
3.7.4	Modellierung weiterer Quellen.....	98
3.7.4.1	Hilfstriebwerke	98
3.7.4.2	Bodenstromaggregate und Abfertigung	99
3.7.4.3	Kfz-Verkehr	99
3.7.4.4	Weitere Quellen	99
3.7.5	Staubkomponenten für die Ausbreitungsrechnung.....	99
3.7.6	Parameter für die Ausbreitungsrechnung.....	100
3.7.7	Flughafen- und flugbedingte Gesamtemissionen	101
3.7.8	Konzentrationen.....	104
3.7.9	Plausibilitätsbetrachtungen	111
3.8	Anteile der Quellgruppen und Gesamtbelastung	114
4	Vergleich Modellierung-Messung.....	122
4.1	Langzeitmittel in Raunheim	123
4.2	Einzelne Zeitreihe in Raunheim	125
4.3	Statistische Auswertung nach Windrichtung.....	128
4.4	Jahresgang Langen.....	131
5	Schlussfolgerung	133
6	Ausblick	135
7	Quellenverzeichnis.....	136
8	ANHANG	143

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	PNEF in 1/(g fuel) für LKW 3,5 t bis 7,5 t EURO II bis EURO VI in Abhängigkeit von der Reisegeschwindigkeit in den Verkehrssituationen (UBA, 2017).....	47
Abbildung 2:	PNEF in 1/(g PM10) für LKW 3,5 t bis 7,5 t EURO II bis EURO VI über Reisegeschwindigkeiten der Verkehrssituationen (UBA, 2017).	48
Abbildung 3:	Flughafen Amsterdam/Schiphol (Keuken et al., 2015). Mittlere Partikelgrößenverteilungen gemessen im Zeitraum März bis Mai 2014 an zwei Messstellen in der unmittelbaren bzw. näheren Umgebung des Flughafengeländes zu verschiedenen Tageszeiten und Windrichtungsverhältnissen.....	49
Abbildung 4:	Flughafen Kopenhagen (Ellermann et al., 2011). Mittlere Partikel-Größenverteilungen gemessen im Zeitraum August 2010 bis Dezember 2010 an Messpunkten auf dem Flughafengelände (Vorfeld/Gate B4 und am östlichen Rand „Øst“) sowie zum Vergleich an einer Verkehrsstation (HCAB), im städtischen Hintergrund (HCOE) und an einer ländlichen Station (Lille Valby).	50
Abbildung 5:	Übersicht über das eingesetzte Modellsystem.	52
Abbildung 6:	Inneres Modellgebiet.....	53
Abbildung 7:	Vergleich Messung WRF-Simulation an der DWD-Messstelle Frankfurt Flughafen 2015.	55
Abbildung 8:	Schematischer Überblick über das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE).	57
Abbildung 9:	Zeitprofile der anthropogenen Emissionen, gemittelt über das gesamte 3D-Modellgebiet.....	61
Abbildung 10:	Gesamtemissionen für das Jahr 2015 auf dem Gebiet Nestebene 3. Links: NO _x , rechts: NH ₃	63
Abbildung 11:	Gesamtemissionen für das Jahr 2015 auf dem Gebiet Nestebene 3. Links: PM10, rechts: PM2,5.....	63
Abbildung 12:	Gesamtemissionen für das Jahr 2015 auf dem Gebiet Nestebene 3. Links: CO, rechts: NMVOC.	64
Abbildung 13:	Meteorologie 2015. Links: Gesamtniederschlag, rechts: Jahresmittel der Temperatur...	64
Abbildung 14:	Meteorologie 2015. Links: Anzahl der Wintertage, rechts: Anzahl der Sommertage.....	65
Abbildung 15:	EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: Ozon, rechts: NMVOC.	66
Abbildung 16:	EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: NO, rechts: NO ₂	66
Abbildung 17:	EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: PM10, rechts: PM2,5.....	67
Abbildung 18:	EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: PM1,0, rechts: PM0,1.....	67
Abbildung 19:	EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: Partikelanzahl im Durchmesserbereich 3 bis 3000 nm, rechts: Partikelanzahl im Durchmesserbereich 24 bis 3000 nm.....	68
Abbildung 20:	Emissionsfaktoren für Partikelanzahl nach Fahrzeugkategorie und Antriebsart exemplarisch für zwei Verkehrssituationen.	70
Abbildung 21:	PKW-Flottenzusammensetzung 2015 im Modellgebiet.	71
Abbildung 22:	Straßennetz des öffentlichen Straßenverkehrs mit Lage der Verkehrsmessstellen.	72

Abbildung 23:	Datenbasis der Verkehrsdaten zur Modellierung der Emissionen des öffentlichen Straßenverkehrs.....	72
Abbildung 24:	Berechnete Emissionsdichten auf Basis der Verkehrsdaten des öffentlichen Straßenverkehrs und HBEFA 3.3.....	73
Abbildung 25:	Jahresmittel 2015 der bodennahen Konzentration von NO _x für Kfz-Verkehr im Umland des Frankfurter Flughafens.....	75
Abbildung 26:	Jahresmittel 2015 der bodennahen Konzentration von PM10 für Kfz-Verkehr im Umland des Frankfurter Flughafens.....	75
Abbildung 27:	Jahresmittel 2015 der bodennahen Konzentration von UFP für Kfz-Verkehr im Umland des Frankfurter Flughafens.....	76
Abbildung 28:	Flughafenbezogene Emissionsquellen.....	77
Abbildung 29:	Nicht triebwerksbedingte Emissionsquellen auf dem Frankfurter Flughafen.....	78
Abbildung 30:	Kraftstoffabsatz an den Vorfeldtankstellen im Jahr 2015 nach Empfängern.....	80
Abbildung 31:	Vorfeldequipment der Fraport nach Fahrzeugkategorien und Schadstoffkonzept im Jahr 2015.....	81
Abbildung 32:	Einfluss der Flottenzusammensetzung auf die PM- und PN-Emissionsfaktoren der LASPORT-Streckentypen A2 (<i>airside</i>) und L4 (<i>landside</i>) – beide HBEFA-Verkehrssituation „Agglo/Erschließung/30/gesättigt“ mit Kaltstartanteil 22 %.....	82
Abbildung 33:	Korrelation zwischen Partikelanzahl (PN) und Partikelmasse (PM) bei den schweren Nutzfahrzeugen (SNF) der Verkehrssituation Agglo/Erschließung/30/flüssig nach HBEFA 3.3.	86
Abbildung 34:	Stark vereinfachte, schematische Darstellung des Konzeptes der Lagrangeschen Ausbreitungsmodellierung. Die obere Abbildung zeigt zwei Momentaufnahmen einer Wolke aus 1000 Simulationspartikeln, die in der Höhe 100 m bei Wind von links kommend freigesetzt wurden, einmal 80 Sekunden und einmal 240 Sekunden nach der Freisetzung. Man erkennt in der späteren Wolke den Einfluss der Windscherung in Bodennähe. Die untere Abbildung veranschaulicht, wie durch Auszählen der Partikel (genauer der zeitintegrierten Masse der Partikel) in einem Auszählgitter auf die Konzentration in jeder Gitterzelle geschlossen wird.....	93
Abbildung 35:	Verteilung der Starts 2015 auf die Flugzeuggruppen und Startbahnen.....	95
Abbildung 36:	Verteilung der Landungen 2015 auf die Flugzeuggruppen und Landebahnen.	95
Abbildung 37:	Momentaufnahme der Flugbewegungen (Aufsicht, horizontaler Schnitt), wie sie in der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt wurden. Die violetten Linien kennzeichnen die Pisten, die blauen Umrisse die Positionsbereiche, die blauen Linien die Abflugrouten und die roten Linien einzelne Flugbewegungen, jeweils mit einer Information zur Flug-ID und dem Lastzustand. Die Länge einer roten Linie entspricht der Strecke, die das Flugzeug innerhalb von 15 Sekunden zurückgelegt hat (Hintergrundkarte: OpenStreetMap - © OpenStreetMap (and) contributors).	97
Abbildung 38:	Typischer prozentualer Anteil der in verschiedenen Höhen freigesetzten Emissionen eines Steigflugs am Gesamtbeitrag des Steigflugs zur bodennahen Konzentration in verschiedenen Entfernungen in Lee des Startpunktes (nach Janicke et al., 2007).	98

Abbildung 39:	Emissionen aus Haupttriebwerken für das Jahr 2015, aufgeteilt nach Flugzeuggruppen. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der Flugzeuggruppen wieder.102
Abbildung 40:	Emissionen aus den Haupttriebwerken für das Jahr 2015, aufgeteilt nach LTO-Segmenten. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der LTO-Segmente wieder.102
Abbildung 41:	Emissionen aus den Hilfstriebwerken (APU) für das Jahr 2015 aufgeteilt nach Flugzeuggruppen. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der Flugzeuggruppen wieder.103
Abbildung 42:	Gesamtemission der flughafenbezogenen Quellen und des Flugverkehrs für das Jahr 2015, aufgeteilt nach Quellgruppen. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der Quellgruppen wieder.....104
Abbildung 43:	Jahresmittel der bodennahen Konzentration von NO _x für die drei Quellgruppen AC+APU, GPU+GSE und CAR+OTHER (Ausschnitt). Das Kästchen zeigt jeweils den Maximalwert in µg/m ³105
Abbildung 44:	Jahresmittel der bodennahen Anzahl-Konzentration von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln (NVPN) für die drei Quellgruppen AC+APU, GPU+GSE und CAR+OTHER (Ausschnitt). Das Kästchen zeigt jeweils den Maximalwert in 1/cm ³106
Abbildung 45:	Verlauf des modellierten Stundenmittels der Anzahl-Konzentration von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln (NVPN) am Monitorpunkt Raunheim (siehe Inlet) für die Quellgruppe AC+APU (Triebwerke) für ein paar Tage im April 2015 (blaue Linie). Mit dargestellt ist der Verlauf der Windrichtung (grüne Linie) und der Windgeschwindigkeit am Anemometer (graue Linie). Das Maximum von 120000 1/cm ³ tritt bei Wind vom Flughafen her (grünes Band) und Windgeschwindigkeit unter 1 m/s auf. Eine nähere Analyse der Daten zeigt, dass zu dieser Zeit sehr stabile Schichtung herrschte und das Maximum auf eine Reihe von Abflügen von der Startbahn West zurückgeführt werden kann.....107
Abbildung 46:	Polardiagramm der modellierten Stundenmittel (AC+APU+GPU+GSE+CAR+OTHER) der Anzahl-Konzentration von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln am Monitorpunkt Raunheim. Jedes der 8760 Stundenmittel für das Jahr 2015 wurde dem aktuellen Windrichtungssektor (-5 bis 5 Grad, 5 bis 15 Grad, usw.) zugeordnet und für jeden Sektor der Mittelwert der zugeordneten Stundenmittel bestimmt und als Abstand vom Mittelpunkt eines Kreises aufgetragen (braune Linie). Die blaue Linie zeigt die Häufigkeit eines Windsektors (Windrose). Der Beitrag vom Flughafen ist erwartungsgemäß am größten, wenn der Wind aus Richtung des Flughafens (etwa 60 Grad) weht. Es ist zu beachten, dass nur der Flughafenbeitrag (ohne Umlandquellen und ohne Hintergrund) nichtflüchtiger Partikel (ohne flüchtige Komponenten) aufgetragen ist.108
Abbildung 47:	Lage der Vertikalschnitte109
Abbildung 48:	Vertikalschnitte der modellierten Partikelzahlen im Jahresmittel aus Triebwerken (AC+APU). Die Lage der Vertikalschnitte ist in Abbildung 47 dargestellt. Der Ursprung der Vertikalschnitte entspricht dem südwestlichen Punkt der Schnittlinien der Karte (roter Anfangspunkt).110
Abbildung 49:	Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von NO _x in µg/m ³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.115

Abbildung 50:	Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von SO ₂ in µg/m ³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.	116
Abbildung 51:	Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von PM ₁₀ in µg/m ³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.	117
Abbildung 52:	Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von PM _{2,5} in µg/m ³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.	118
Abbildung 53:	Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von Ruß in µg/m ³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.	119
Abbildung 54:	Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln (PN) in 1/cm ³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung. ...	120
Abbildung 55:	Räumliche Verteilung der Anteile der Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung und Hintergrundbelastung für die bodennah berechnete Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln.	121
Abbildung 56:	Vergleich Modellierung Messung der NO _x -Mittelwerte September, November-Dezember 2015 an der Station Raunheim.	123
Abbildung 57:	Vergleich Modellierung Messung der PM ₁₀ -Mittelwerte September, November-Dezember 2015 an der Station Raunheim.....	124
Abbildung 58:	Vergleich Modellierung Messung der UFP-Mittelwerte September, November-Dezember 2015 an der Station Raunheim.	125
Abbildung 59:	Beispielhafter Vergleich Modellierung-Messung für die NO _x -Zeitreihe an der Station Raunheim.....	126
Abbildung 60:	Beispielhafter Vergleich Modellierung-Messung für die PM ₁₀ -Zeitreihe an der Station Raunheim.....	127
Abbildung 61:	Beispielhafter Vergleich Modellierung-Messung für die UFP-Zeitreihe an der Station Raunheim.....	128
Abbildung 62:	Vergleich Modellierung-Messung für die statistische Auswertung der NO _x - und PN-Konzentrationszeitreihen (Konzentrationsrose) an der Station Raunheim.	129
Abbildung 63:	Vergleich Modellierung-Messung für die statistische Auswertung der NO _x - und PN-Konzentrationszeitreihen (Konzentrationsrose) an der Station Langen.	130
Abbildung 64:	Modellierter, monatsbezogener Jahrgang an der Messstation Langen für das Jahr 2015.	131
Abbildung 65:	Gemessener, monatsbezogener Jahrgang an der Messstation Langen in den Jahren 2015 bis 2017.....	132
Abbildung 66:	Gemessener, monatsbezogener Jahrgang an der Messstation Langen in dem Jahr 2015, nach Partikelgrößenklassen differenziert.	133

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Nestebenen für die unterschiedlichen Modellrechnungen.	54
Tabelle 2:	Aerosol-Komponenten in MADE. *	58
Tabelle 3:	Liste der SNAP-Codes.....	60
Tabelle 4:	Liste der Spurenstoffe.....	60
Tabelle 5:	Höhenprofil für anthropogene Emissionen (in %).	62
Tabelle 6:	Eckdaten zum Flughafen Frankfurt/Main.....	78
Tabelle 7:	Definition der Streckentypen am Frankfurter Flughafen und zugehörige Verkehrssituation nach HBEFA 3.3.	81
Tabelle 8:	Flugzeugbezogene Emissionen für die Flugzeugabfertigung an den Abstellpositionen am Frankfurter Flughafen im Jahr 2015, bezogen auf einen LTO-Zyklus.	83
Tabelle 9:	GPU-Inventar am Frankfurter Flughafen und Betriebsanteil im Jahr 2015.....	84
Tabelle 10:	Emissionsindizes für den GPU-Einsatz am Frankfurter Flughafen in Abhängigkeit der Flugzeuggröße.	85
Tabelle 11:	Emissionsindizes für stationäre und mobile NEA.	87
Tabelle 12:	Mittlere Lastanteile der stationären NEA nach Einsatztyp und Emissionsfaktorentyp.....	87
Tabelle 13:	Emissionsindizes für Heizöl- und Gasfeuerungsanlagen.	88
Tabelle 14:	Beispiele für das Verhältnis von Anzahl zu Masse für verschiedene Werte des geometrischen mittleren Durchmessers (GMD) der Ultrafeinpartikel (geometrische Standardabweichung GSD 1,7 und Massendichte eines Partikels 1 g/cm ³).....	90
Tabelle 15:	Beispiele für hergeleitete Massen- und Anzahlemissionsindizes von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln für häufig eingesetzte Triebwerke der EEDB.	90
Tabelle 16:	Abgeleitete Massen- und Anzahl-Emissionsindizes von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln für die APU-Kategorien nach ICAO-Dokument 9889.	91
Tabelle 17:	Flugbewegungen am Flughafen Frankfurt/Main 2015, aufgeteilt nach LASPORT- Flugzeuggruppen.	94
Tabelle 18:	Parameter zur Modellierung der APU-Emissionen.....	98
Tabelle 19:	Festlegung von Staubkomponenten für die drei wichtigsten Quellgruppen Haupttriebwerke (AC), Hilfstriebwerke (APU) und Kfz-Verkehr (CAR).....	100
Tabelle 20:	UFP-Bandbreiten der modellierten Emissionen und der gemessenen Konzentrationen.....	122
Tabelle 21:	Literaturzusammenstellung zu Immissionen von UFP	144
Tabelle 22:	Literaturzusammenstellung zu Emissionen von UFP.....	146

Abkürzungsverzeichnis

ACI	Airports Council International (der führende internationale Dachverband der Flughafenbetreiber)
ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System (Ausbreitungsmodell des UK Unternehmens CERC)
AEDT	Aviation Environmental Design Tool (GIS-gestütztes Emissions- und Ausbreitungsmodell für Flugbewegungen der US FFA)
ALAQS	Airport Local Air Quality Studies (Emissions- und Ausbreitungsmodell für Flugbewegungen der EuroControl)
APU	Auxiliary Power Unit (Hilfstriebwerk)
BC	Black Carbon (Ruß)
CAEP	Committee on Aviation Environmental Protection (Ausschuss für Umweltschutz in ICAO)
CPC	Condensation Particle Counter (Kondensationspartikelzähler)
DAC	Dual Annular Combustor (Doppelringbrennkammer)
DMA	Differential Mobility Analyzer (Differenzielle Mobilitätsanalysator, misst Partikelgröße mittels elektrischer Aufladung der Teilchen, oft in Kombination mit SMPS)
DPF	Dieselpartikelfilter
EDMS	Emission and Dispersion Modelling System (Emissions- und Ausbreitungsmodell der US FAA)
EEA	European Environmental Agency
EEM	EURAD Emissions-Modul
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EURAD	Modellsystem zur Simulation der atmosphärischen Spurenstoffe, welches die Modelle WRF, EEM und EURAD-CTM kombiniert.
EURAD-CTM	EURAD Chemie-Transport-Modell
EuroControl	European Organization for the Safety of Air Navigation (Europäische Organisation für Sicheren Flugverkehr)
FAA	US Federal Aviation Administration (US Flugverkehrsbehörde)
Fb	Flugbewegung
FB	Fuel Burn
FOA3	First Order Approximation Version 3
GIS	Geographisches Informationssystem
GMD	Geometric Mean Diameter (mittlerer geometrischer Durchmesser)
GSD	Geometric Standard Deviation (geometrische Standardabweichung)
GPU	Ground Power Unit (Bodenaggregate, die am Flughafen eingesetzt werden)
GRETA	Gridding Emission Tool für ArcGIS des Umweltbundesamtes
GSE	Ground Support Equipment (Bodenabfertigungsinfrastruktur)

GUAN	German Ultrafine Aerosol Network (Deutsches Netzwerk für ultrafeine Aerosole)
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz und Geologie
ICAO	International Civil Aviation Organisation (Internationale Zivilluftfahrtorganisation)
LASAT	Lagrangesches Ausbreitungsmodell (Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3, Muttermodell von AUSTAL2000)
LASPORT	LASAT für Flughäfen (Standardmodell der Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen ADV)
LH	Lufthansa
LTO	Landing Takeoff Cycle (Start-Lande-Zyklus)
MADE	Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa
NCEP-GFS	Global Forecast System (GFS) des U.S. National Centers for Environmental Prediction (NCEP)
PAX	Passagiere
PFV	Planfeststellungsverfahren (hier zum Flughafen ausbau Frankfurt/Main)
PM	Particulate Matter (Partikel)
PN	Particle Number (Anzahl der Partikel)
nvPM	Non-volatile Particulate Matter (nichtflüchtige Partikel)
PNEF	Particle Number Emission Factor (Partikel-Anzahlemissionsfaktor)
PNC	Particle Number Concentration (Partikel-Anzahlkonzentration)
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer (Partikelzählgerät mit Größenmessfunktion)
TNO-CAMS	Daten des Copernicus Atmosphere Monitoring Service, bearbeitet von Netherlands Organisation for applied scientific research TNO
UBA	Umweltbundesamt
UFP	Ultrafeinstaubpartikel (aerodynamischer Durchmesser kleiner als 100 nm)
USGS	U.S. Geological Survey
VE	Verkehrseinheit (1 VE entspricht 100 kg Fracht bzw. Post oder 1 PAX mit Gepäck)
vPM	Volatile Particulate Matter (flüchtige Partikel)
WRF	Weather Research and Forecast Model

Infobox-Verzeichnis

Aerosol-Durchmesser	40
Aerosole	39
Ausbreitungsmodelle.....	51
EEDB	45
Emissionsindex und Emissionsfaktor	41
ICAO/CAEP	44
Lognormal-Verteilung.....	41
Start-Lande-Zyklus	43
Verhältnis von Anzahl zu Masse von Ultrafeinpartikeln aus Triebwerken.....	90

Zusammenfassung

Einträge von Luftschadstoffen stellen eine bedeutende Gefährdungsursache für die menschliche Gesundheit dar. Neben den bereits in der Luftqualitätsrichtlinie (EU-RL 2008/50/EC) geregelten Luftschadstoffen sind weitere luftgetragene Spurenstoffe in der wissenschaftlichen Diskussion, die der menschlichen Gesundheit Schäden zufügen können. Zu diesen Stoffen gehört einerseits Ruß, welcher in Langzeit-Kohortenstudien (z. B. Hoek et al., 2013) einen Einfluss auf die Mortalität zeigte, andererseits Ultrafeinstaub (UFP), dem vielfältige negative Wirkungen, unter anderem auf das Gehirn, zugeschrieben werden (Rückerl et al., 2011; HEI, 2013). In neueren Studien (Westerdahl et al., 2008; Hud-da et al., 2014) wurden Flughäfen für eine signifikante Erhöhung der UFP-Konzentration in der Außenluft in einigen Kilometern Entfernung verantwortlich gemacht. In ersten, orientierenden Untersuchungen des UBA wurden in unmittelbarer Nähe des Flughafens Frankfurt/Main unterhalb der Einflugschneise bei sehr geringer Überflughöhe kurzzeitig (Mittelungszeiten unter 30 Sekunden) mehr als 1 Millionen (1000000) Partikel pro Kubikzentimeter Luft gemessen, bei Hintergrundwerten von 10000 Partikeln pro Kubikzentimeter (Gerwig et al., 2016).

Ziel des Projektes war es, am Beispiel des Flughafens Frankfurt/Main den Einfluss eines Großflughafens auf erhöhte Konzentrationen der luftgetragenen Spurenstoffe Ultrafeinstaub, Ruß, NO₂, PM10 und PM2,5 zu ermitteln. Der Schwerpunkt lag auf der Anzahlkonzentration von Ultrafeinstaub. Dazu wurde durch Modellrechnungen die zeitlich und räumlich differenzierte Exposition der Bevölkerung in der Umgebung dieses Großflughafens bis in Entfernungen von ca. 30 km ermittelt.

Als Quellen werden die Emissionen

- ▶ der Flugzeuge,
- ▶ der bodennahen Quellen des Flughafengeländes,
- ▶ des Straßenverkehrs sowie
- ▶ des Hintergrunds (Industrie und Hausbrand)

berücksichtigt.

Eine wesentliche Aufgabe des Projektes bestand darin, den aktuellen Stand der Technik in der Modellierung der Ultrafeinpartikel-Anzahlkonzentration aufzuzeigen sowie Schwächen und Probleme in den Datengrundlagen und in der Modellierung zu identifizieren. Daneben konnten durch getrennte Modellierung unterschiedlicher Quellgruppen Aussagen zum relativen Anteil des Flughafens in Bezug auf die Gesamtbelastung gewonnen werden. Zur Einordnung der Modellergebnisse wurden diese mit zum Teil langjährigen Messreihen in der Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main verglichen.

Es werden Empfehlungen für Modellierungs- und Messstrategien gegeben, um den Anteil des Flughafens und der Flugzeuge an der Luftbelastung durch UFP besser quantifizieren zu können.

Das Projekt gliedert sich in folgende Arbeitsschwerpunkte:

- ▶ Literaturstudie
- ▶ Modellierung
- ▶ Vergleich modellierten Daten mit Messdaten.

Literaturstudie

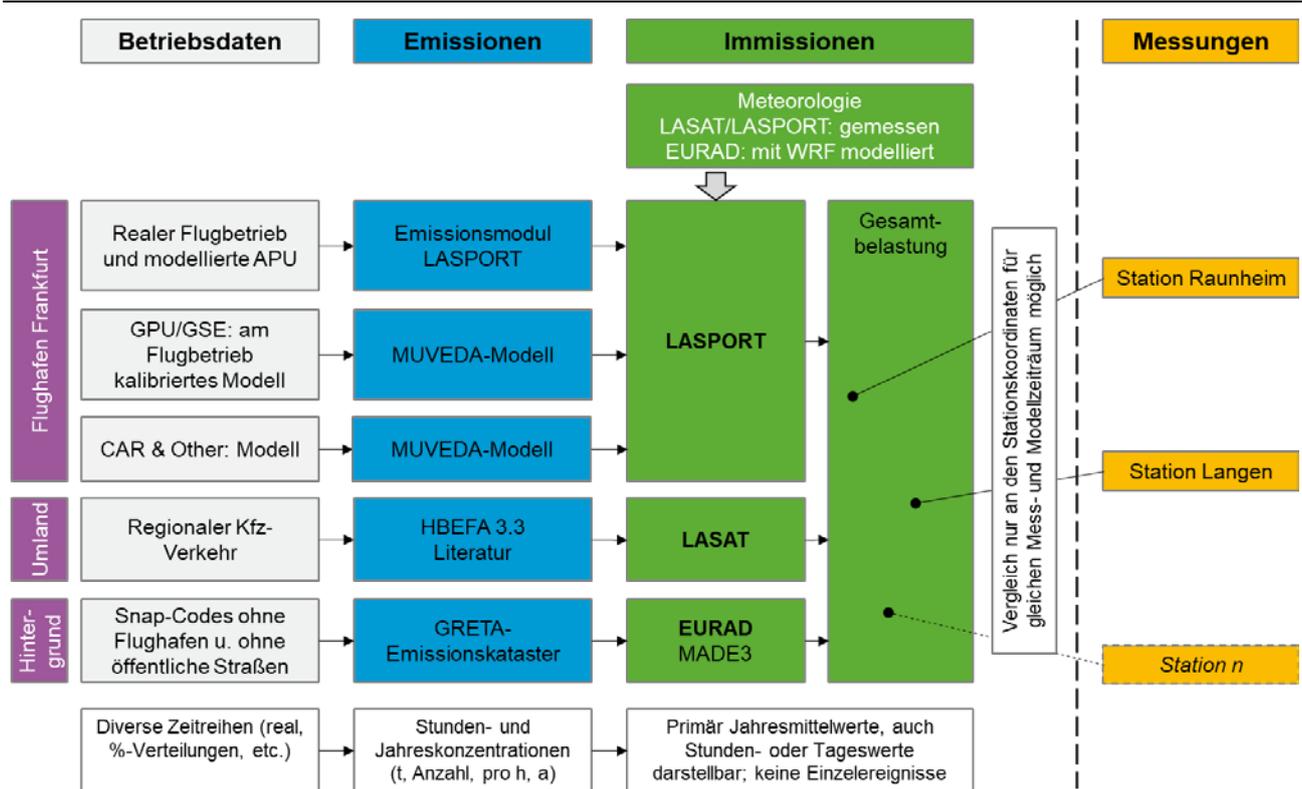
In der Literaturstudie wurden zahlreiche Studien zu UFP-Emissionen aus Haupt- und Hilfstriebwerken von Flugzeugen, Bodenabfertigungsinfrastruktur (*Ground Support Equipment, GSE*) und Kraftfahrzeugen zusammengetragen. Darüber hinaus wurden Studien zu UFP-Messkampagnen und UFP-Ausbreitungsmodellierungen betrachtet. Die Literaturstellen wurden in einer Übersichtstabelle zusammengetragen.

Modellierung

Die Berechnung der Konzentrationen von UFP im Bereich des Flughafens und dessen Umgebung erfolgte mit einem Modellsystem, das unterschiedliche Ausbreitungsmodelle mit ihren jeweils eigenen Stärken zur Anwendung bringt. Das Chemie-Transport-Modell EURAD und die Lagrange-Ausbreitungsmodelle LASAT und LASPORT werden in Deutschland standardmäßig für Gutachten in Genehmigungsverfahren, aber auch für wissenschaftliche Fragestellungen genutzt. Dies trägt dem Ziel des Projektes Rechnung, Ausbreitungsmodellierungen für Partikel mit Standardverfahren durchzuführen und mögliche Schwachstellen zu analysieren, um daraus Schlüsse zur Verbesserung der Modellsätze abzuleiten.

In folgender Abbildung-Z 1 ist das prinzipielle Zusammenspiel der eingesetzten Modelle dargestellt. Für die Berechnung der Hintergrundbelastung wurde EURAD eingesetzt, welches die Partikelbildung mit dem *Modalen Aerosol-Dynamik-Modul für Europa* (MADE) simuliert. Die Konzentrationen, die aus Emissionen des Kfz-Verkehrs außerhalb des Flughafens entstehen, wurden mit LASAT berechnet. Die Emissionen und Immissionen durch den Flughafen und die Flugbewegungen wurden mit dem Modellsystem LASPORT bestimmt. Während EURAD für überregionale Ausbreitungsberechnungen ausgelegt ist, erlauben LASAT und LASPORT sowohl regionale als auch hochaufgelöste Ausbreitungsrechnungen auf der Mikroskala.

Abbildung-Z 1: Übersicht über das eingesetzte Modellsystem.



Quelle: Lohmeyer

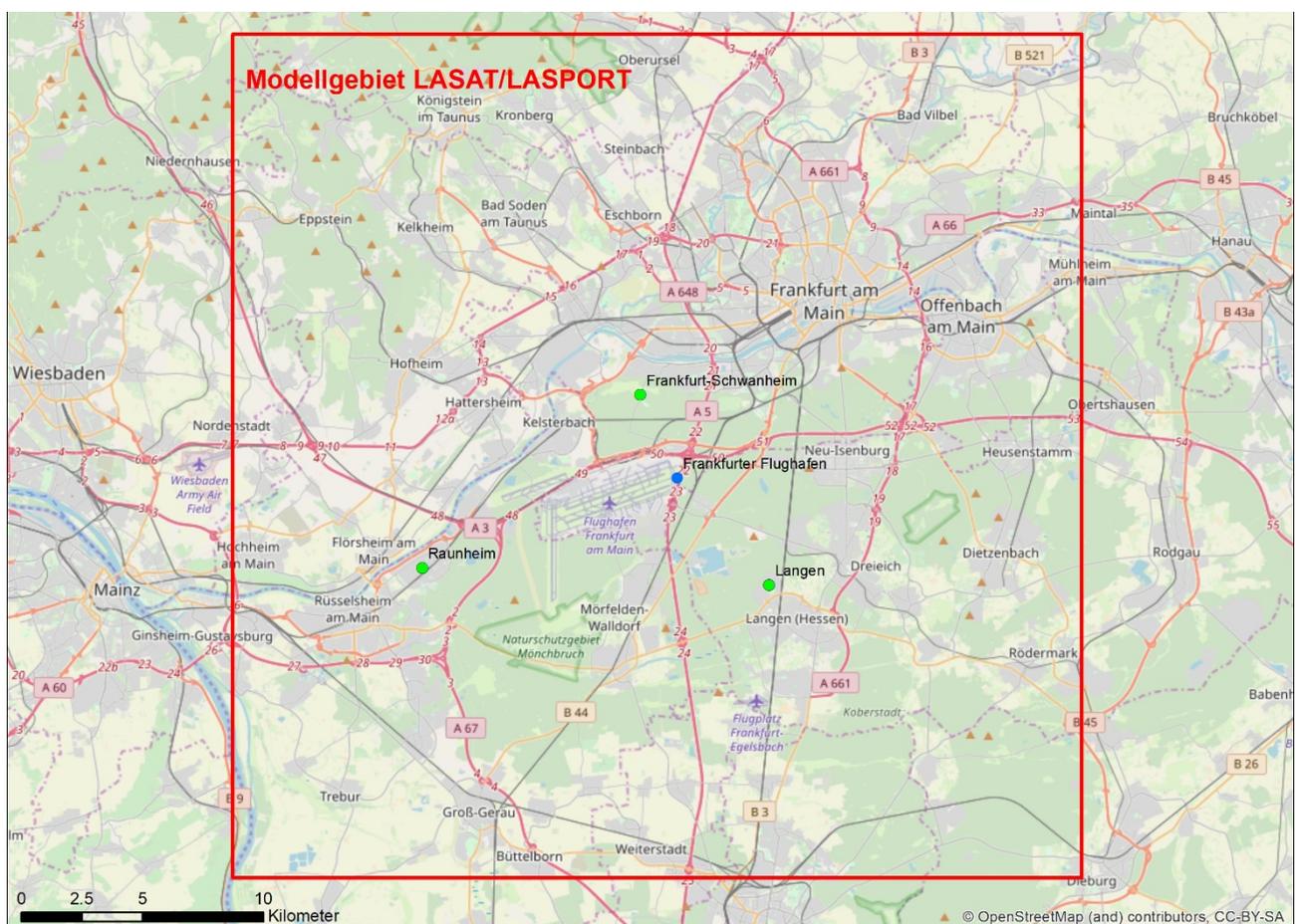
Der Flugverkehr wurde zeitlich und räumlich aufgelöst. Dynamische Eigenschaften (etwa Anflug- und Steigprofile, Austrittsdynamik und Einfluss von Wirbelschleppen) wurden als Funktion des Flugzeugtyps parametrisch erfasst. Hierbei werden mittlere Verhältnisse abgebildet, was für die Bestimmung von Stundenmitteln und daraus abgeleitete statistische Kenngrößen ausreichend ist.

Die Modellierung wurde für das Jahr 2015 durchgeführt. Entsprechende meteorologische und emissionsseitige Eingangsdaten wurden für das Modellsystem aufbereitet. Die Gesamtbelastung wurde

durch Summation der einzelnen Teilergebnisse bestimmt, welche dann mit Ergebnissen von Messungen verglichen wurde.

Als Modellgebiet wurde die Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main betrachtet. Dazu wurde ein 35 km mal 35 km großes Gebiet (siehe folgende Abbildung) definiert, für das die Konzentration der Ultrafeinpartikel berechnet wurde. Dieses Gebiet beinhaltet den Flughafen und das Stadtgebiet Frankfurt, es reicht bis nach Groß-Gerau im Süden und Hochheim am Main im Westen. Im Modellgebiet befinden sich die UFP-Messtellen Langen (Betreiber UBA), Raunheim (Betreiber UBA an der Station des Hessischen Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, HLNUG) und die seit Ende 2017 eingerichtete Station Frankfurt-Schwanheim (HLNUG). Für die Modellierung der Hintergrundbelastung mit EURAD wurde ein erheblich größeres Modellgebiet gewählt, das ganz Europa abdeckt (siehe nachstehende Tabelle), um den Einfluss des grenzüberschreitenden Ferntransportes zu berücksichtigen. Die Ausbreitung der lokalen Emissionen des Kfz-Verkehrs, der bodengebundenen Flughafenaktivitäten und der Flugbewegungen wurden mit LASAT und LASPORT auf dem Modellgebiet berechnet, das in folgender Abbildung-Z 2 als rotes Rechteck dargestellt ist.

Abbildung-Z 2: Inneres Modellgebiet.



Quelle: Lohmeyer

Für die Modellierung mit EURAD wurde eine Modellkonfiguration gewählt, bei der die Verbindung der verschiedenen Skalen durch ein sogenanntes Nesting-Verfahren erfolgt. Vertikal erstreckt sich das Rechenetz vom Erdboden bis ca. 16 km Höhe (100 hPa). Die vertikale Auflösung umfasst 23 Schichten, davon 15 Schichten unterhalb von 3000 m. Die unterste Schicht umfasst 0 bis 36 m.

Die Berechnungen mit LASPORT und LASAT im Nahbereich des Flughafens erfolgten mit einer erheblich höheren horizontalen und vertikalen Auflösung, das Rechenetz erstreckt sich bis in eine Höhe von 2000 m, die unterste Schicht umfasst 0 bis 3 m.

Die Rechenetze¹ und die verwendeten horizontalen Auflösungen sind in folgender Tabelle-Z 1 dargestellt.

Tabelle-Z 1: Nestebenen für die unterschiedlichen Modellrechnungen.

	Modell	Gebiet	Fläche (km)	horizontale Auflösung	vertikale Auflösung
Nestebene 0	EURAD	Europa	6250 x 5500	62,5 km	0–16 km (100 hPa),
Nestebene 1	EURAD	Mitteleuropa	3325 x 2575	12,5 km	23 Schichten, 15
Nestebene 2	EURAD	Deutschland	765 x 965	2,5 km	kleiner 3 km unterste Schicht 0–
Nestebene 3	EURAD	Frankfurt Flughafen	50 x 50	500 m	36 m
Nestebene 4	LASPORT	Frankfurt Flughafen	35 x 35	200 m	0–2 km, 19 Schichten, unterste
	LASAT (Kfz)	Frankfurt Flughafen	35 x 35	100 m	Schicht 0–3 m

Für eine Ausbreitungsberechnung werden meteorologische Eingangsdaten benötigt. Für das Modell EURAD wurden Simulationsergebnisse des meteorologischen Modells WRF verwendet. Für die Ausbreitungsrechnungen mit LASAT bzw. LASPORT wurden die vom Deutschen Wetterdienst am östlichen Rand des Flughafens Frankfurt/Main in Bodennähe (10 m über Grund) gemessenen Zeitreihen (Stundenmittel) von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Bedeckungsgrad verwendet und als repräsentativ für das Modellgebiet beurteilt. Aus dem gemessenen Wolkenbedeckungsgrad wurden die Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier gemäß Richtlinie VDI 3782 Blatt 6 (2017) abgeleitet. Die meteorologischen Vertikalprofile wurden hieraus gemäß Richtlinie VDI 3783 Blatt 8 (2017) bestimmt.

Innerhalb der Nestebene 4 wurde geprüft, in wieweit am Messstandort des DWD die meteorologischen Kenngrößen nach WRF mit den Messdaten des DWD übereinstimmen. Dazu wurden beide Zeitreihen ausgewertet und die Windrose, die Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen, die mittlere Windgeschwindigkeit und die Häufigkeit von Windgeschwindigkeitsklassen gegenübergestellt. Insgesamt geben die WRF-Ergebnisse und die DWD-Messungen ein konsistentes Bild, so dass es gerechtfertigt ist, die auf diesen Grundlagen modellierten Konzentrationsbeiträge zusammenzufassen.

Berechnung der Hintergrundbelastung

Die für die Ausbreitungsrechnungen mit EURAD erforderlichen meteorologischen Eingangsdaten wurden von dem mesoskaligen meteorologischen Modell WRF erzeugt, das durch NCEP-GFS-Daten (*Global Forecast System* (GFS) des *U.S. National Centers for Environmental Prediction* (NCEP)) getrieben wird. Die NCEP-GFS Daten stehen seit dem Jahr 2000 zur Verfügung und werden täglich aktualisiert. Neben meteorologischen Daten werden die Topographie und die Landnutzung in einer modelladäquaten Form benötigt. Die verfügbaren Daten für Landnutzung und Topographie wurden im Rahmen eines Updates des meteorologischen Modells durch die *U.S. Geological Survey* (USGS) verbessert [WRF-USGS-Daten: horizontale Auflösung der Topographie: 30 Bogensekunden (entspricht in der Mitte Deutschlands 585 m); 24 Klassen bei der Landnutzung bei einer Auflösung von ebenfalls 30 Bogensekunden].

¹ In Folgendem wird der vom Nestingverfahren abgeleitete Begriff Nestebene verwendet, der das Gebiet des Rechenetzes und dessen horizontale Auflösung umfasst.

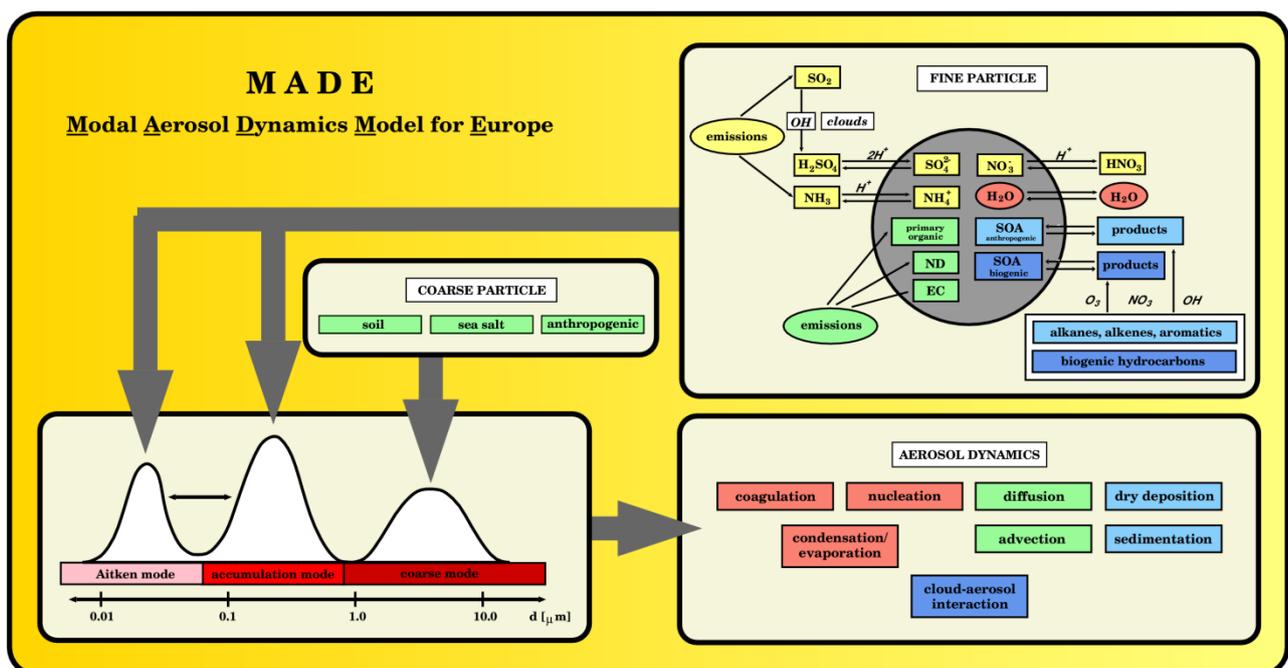
Die Emissionen für die Nestebenen 0 und 1 wurden aus der Emissionsdatenbank TNO-CAMS [*Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS)*, bearbeitet von der *Netherlands Organisation for applied scientific research TNO*] berechnet. Für die Nestebenen 2 und 3 wurden Emissionen für das Jahr 2015 aus der GRETA-Datenbank (*Gridding Emission Tool* für ArcGIS) des UBA zur Verfügung gestellt, in der die Emissionen entsprechend standardisierten SNAP-Codes [*Selected Nomenclature for Air Pollution*, entwickelt von Europäischen Umweltagentur im *European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)*] kategorisiert abgelegt sind (*Air Pollutant Emission Inventory Guidebook*). Da die GRETA-Daten nur auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland vorliegen, wurden für alle Gitterzellen außerhalb, die Werte aus dem Emissionsdatensatz TNO-CAMS verwendet.

Für die Berechnung der Hintergrundbelastung in Nestebene 4, die das Modellgebiet für LASAT und LASPORT beinhaltet, wurden die Emissionen aus dem Straßenverkehr, von dem Flughafen Frankfurt/Main und aus dem Luftverkehr ausgeklammert (d. h. der komplett SNAP-Sektor 7 und die Flugzeug-Emissionen im SNAP-Sektor 8), da diese Quellen in den jeweiligen Modellrechnungen mit kleinerer Skala berücksichtigt wurden.

Bei der Gestaltung der Aerosolkomponente im Modell EURAD wurden folgende Annahmen getroffen: Jede Darstellung von Partikeln muss konsistent sein mit Beobachtungen von Partikeln, und die mathematische Darstellung muss numerisch effizient sein, um die Rechenzeit zu minimieren. Diese Annahmen führten zu einem Ansatz nach Whitby (1978), der die Partikel als Überlagerung lognormaler Unterverteilungen (sogenannte Moden) modelliert. Wird die Standardabweichung der Moden konstant gehalten, wie dies in EURAD der Fall ist, müssen nur zwei integrale Eigenschaften, nämlich die Partikel-Anzahlkonzentration und die Massenkonzentration der einzelnen chemischen Komponenten, in jeder Mode vorhergesagt werden.

Für die Modellierung der UFP ist das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE) in EURAD implementiert (Ackermann, 1997; Ackermann et al., 1998). MADE wurde aus dem *Regional Particulate Model (RPM)*, Binkowski und Shankar, 1995) entwickelt. Die Partikel sind in die zwei Gruppen fein (*fine particle*) und grob (*coarse particle*) aufgeteilt (siehe Abbildung-Z 3)

Abbildung-Z 3: Schematischer Überblick über das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE).



Quelle: RIU

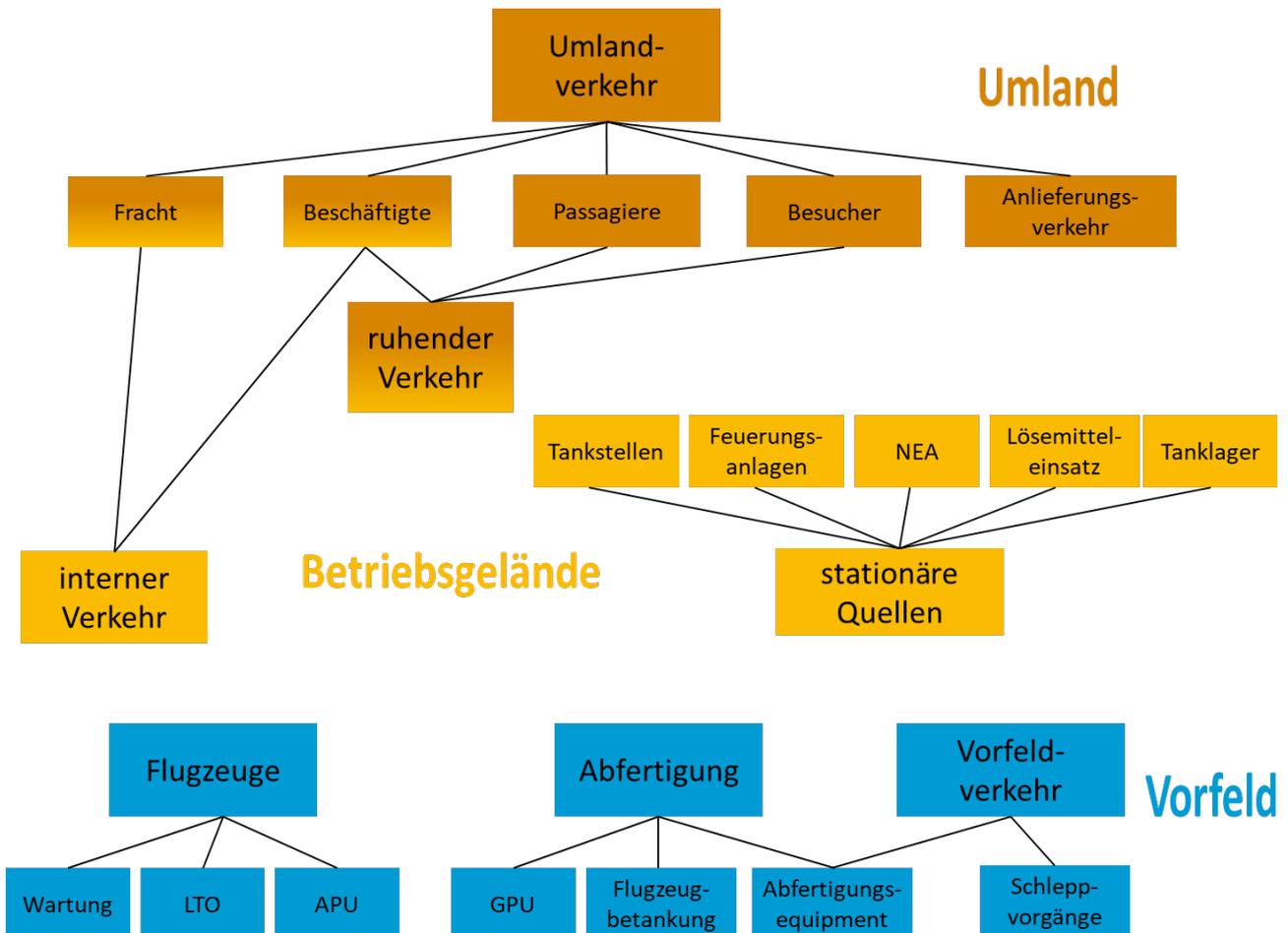
Emissionen aus Kraftfahrzeugen im Umland

Die Berechnung der Emissionen des öffentlichen Straßenverkehrs erfolgte auf Basis streckenspezifischer Verkehrsmengen, die vom Land Hessen zur Verfügung gestellt und mit Zählraten des Bundesamts für Straßenwesen (BASt) abgeglichen wurden, und unter Verwendung der Emissionsfaktoren aus der Datenbank Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.3 (UBA, 2017) für Partikelanzahlen sowie der weiteren betrachteten Schadstoffkomponenten. Die Zeitgänge wurden je nach Datenlage auf Basis streckenspezifischer oder standardisierter Tagesganglinien bzw. stundenfeiner Zählraten bestimmt.

Bodennahe Emissionen Flughafen

Die Emissionsquellen eines Flughafens sind vielfältig und nicht auf Flugzeugtriebwerke beschränkt. Nachstehende Abbildung-Z 4 zeigt die wichtigsten Emittenten eines Flughafens, der durch die Zugangsbeschränkungen in die drei Bereiche Umland (öffentlich zugänglich), Betriebsgelände (Zugang mit Berechtigung allgemein möglich) und Vorfeld (Zugang streng reglementiert) unterteilt werden kann. Nicht relevant für die unmittelbare Ultrafeinstaubbelastung und daher nicht Gegenstand dieser Untersuchung sind Tankstellen, Lösemittelsatz, Tanklager und Flugzeugbetankung, da durch sie Kohlenwasserstoffe freigesetzt werden und keine Partikel.

Abbildung-Z 4: Flughafenbezogene Emissionsquellen.



Quelle: MUVEDA

Als flughafenbezogene Umlandquellen wurden neben den unmittelbar am bzw. auf dem Flughafengelände liegenden Parkhäusern und Parkplätzen auch die Zufahrten zum Flughafen, die Terminalzufahrten und die Zufahrten zu den Parkieranlagen betrachtet. Als Abgrenzung zu den

Kfz-bedingten Umlandquellen wurden die Ost-West verlaufende Autobahn A3 und die Nord-Süd verlaufende Autobahn A5 (Siehe Abbildung-Z 2) verwendet.

Die Emissionsquellen gliedern sich in Linienquellen (öffentliche Straßen, Betriebs- und Vorfeldstraßen, Schlepprouten), Flächenquellen (Parkplätze, Positionsbereiche), Volumenquellen (Parkhäuser und Tiefgaragen) und Punktquellen (Notstromersatzanlagen, Gas- und Heizölfeuerung).

Für den Kfz-Verkehr auf Linienquellen erfolgte die Emissionsberechnung über die Streckengeometrie, streckenbezogene Aktivitätsdaten und streckenbezogene Emissionsfaktoren (Basis HBEFA 3.3). Über die Positionsbereiche wurden die Emissionen der Flugzeugabfertigung verteilt. Die Positionsbereiche wurden aus Informationen der Flugbewegungen aus dem Flugtagebuch mit LASPORT ermittelt. Die Emissionen der *Ground Power Units* (GPU), die bei fehlendem Bodenstrom die Stromversorgung der Flugzeuge während ihres Aufenthalts an der Abstellposition sichern, wurden dabei gesondert betrachtet.

Aus der Flugverkehrsdatenbank wurden die Aktivitätsdaten zu den Flugzeugschleppvorgängen entnommen.

Für alle weiteren Emissionsquellen wurden keine Aktivitätsdaten, sondern bereits ermittelte Emissionen an LASPORT übergeben. Die nicht aus dem Flugtagebuch ableitbaren Aktivitätsdaten der nicht triebwerksbedingten Emissionsquellen auf dem Flughafen Frankfurt/Main entstammten dem Emissionsinventar des Flughafens.

Emissionen aus Triebwerken

Flugzeuge setzen Schadstoffe aus ihren Haupttriebwerken und Hilfstriebwerken frei. Während die Hilfstriebwerke (*Auxiliary Power Units*, APU) meist nur nach der Landung und vor dem Start zur Energieversorgung im Flugzeug und für den Start der Haupttriebwerke benötigt werden, sind die Haupttriebwerke während des gesamten Start-Lande-Zyklus (*Landing Take-Off cycle*, LTO) in unterschiedlichen Laststufen in Betrieb.

Für Haupttriebwerke von Strahlflugzeugen mit einer Schubkraft von mehr als 26,7 kN liegen Treibstoffverbrauch und Emissionsindizes (*Emission Indices*, EI), d. h. Menge eines Schadstoffs pro Menge verbrannten Treibstoffs, in einer Datenbank vor, der *ICAO Engine Emission Databank* (EEDB). Die Datenbank wird im Auftrag der *International Civil Aviation Organization* (ICAO) von der *European Aviation Safety Agency* (EASA) gewartet und ist öffentlich zugänglich. Für dieses Projekt wurde die aktuelle Version (*Issue*) 24 eingesetzt.

Für APU gibt das ICAO-Dokument 9889 Treibstoffverbräuche und Emissionsraten von NO_x, HC und CO für 6 APU-Kategorien und unterschiedliche Lastzustände an: *Start-up and Stabilization*, *High Load*, *Normal Running*.

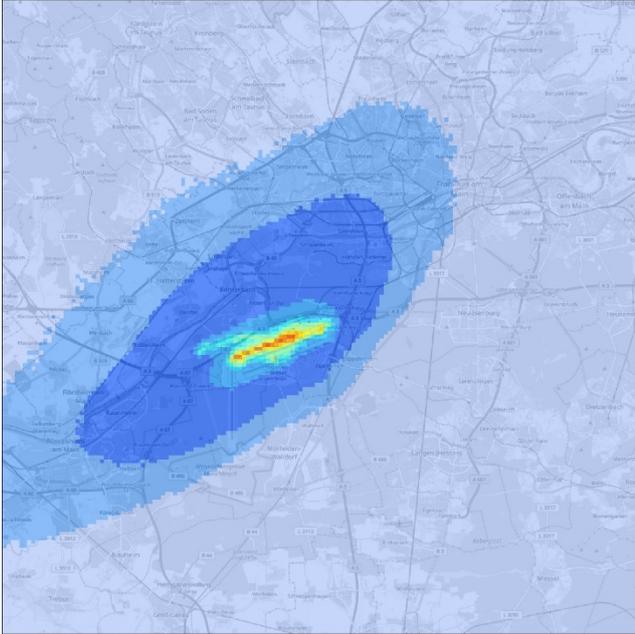
Für Flugzeuge und Hubschrauber mit Turboprop- oder Kolbenmotoren wurden im Rahmen dieses Projektes vereinfachende Annahmen getroffen, ihr Beitrag zur Gesamtemission aus dem Flugverkehr am Flughafen Frankfurt/Main ist deutlich kleiner als 1 %.

Anteile der Quellgruppen und Gesamtbelastung

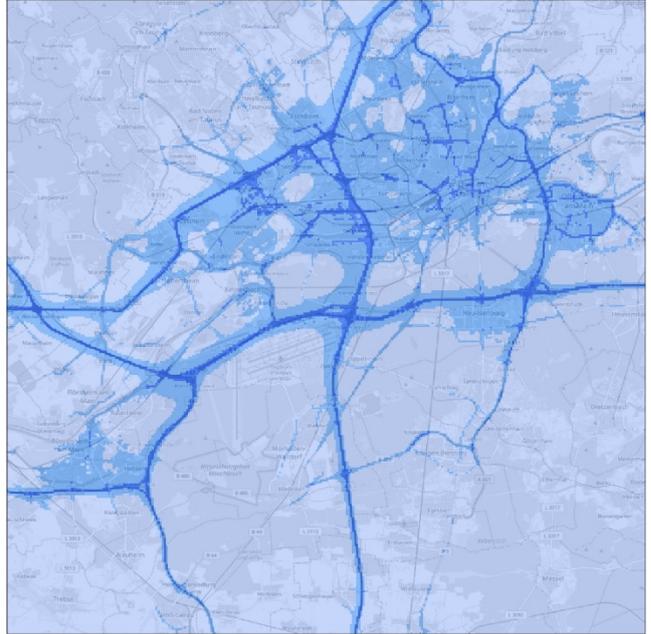
Um die Gesamtbelastung zu erhalten, die mit Messergebnissen verglichen werden können, wurden die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für die Emissionsgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb inklusive Bodenabfertigung und Hintergrundbelastung aufsummiert. In Abbildung-Z 5 sind die modellierten, bodennahen Jahresmittel der UFP-Konzentrationen dieser Emissionsquellen getrennt und als summierte Gesamtbelastung dargestellt.

Abbildung-Z 5: Jahresmittel 2015 der berechneten bodennahen Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln (UFP) in $1/\text{cm}^3$ für die drei Quellgruppen Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Kfz-Verkehr des Umlandes, Hintergrundbelastung sowie für die daraus folgende Gesamtbelastung.

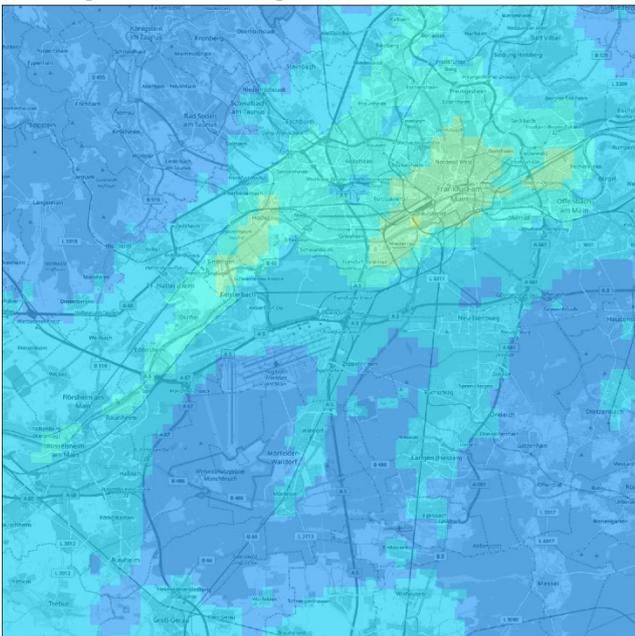
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



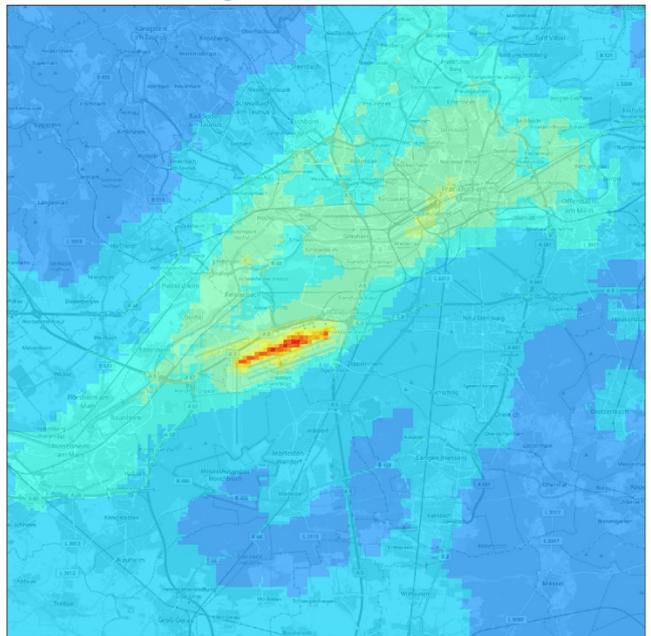
Kraftfahrzeuge Umland



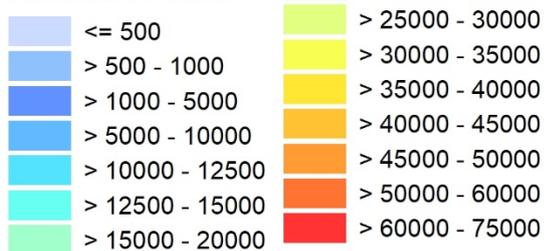
Hintergrundbelastung



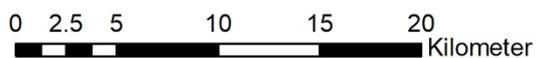
Gesamtbelastung



Partikel in $1/\text{cm}^3$



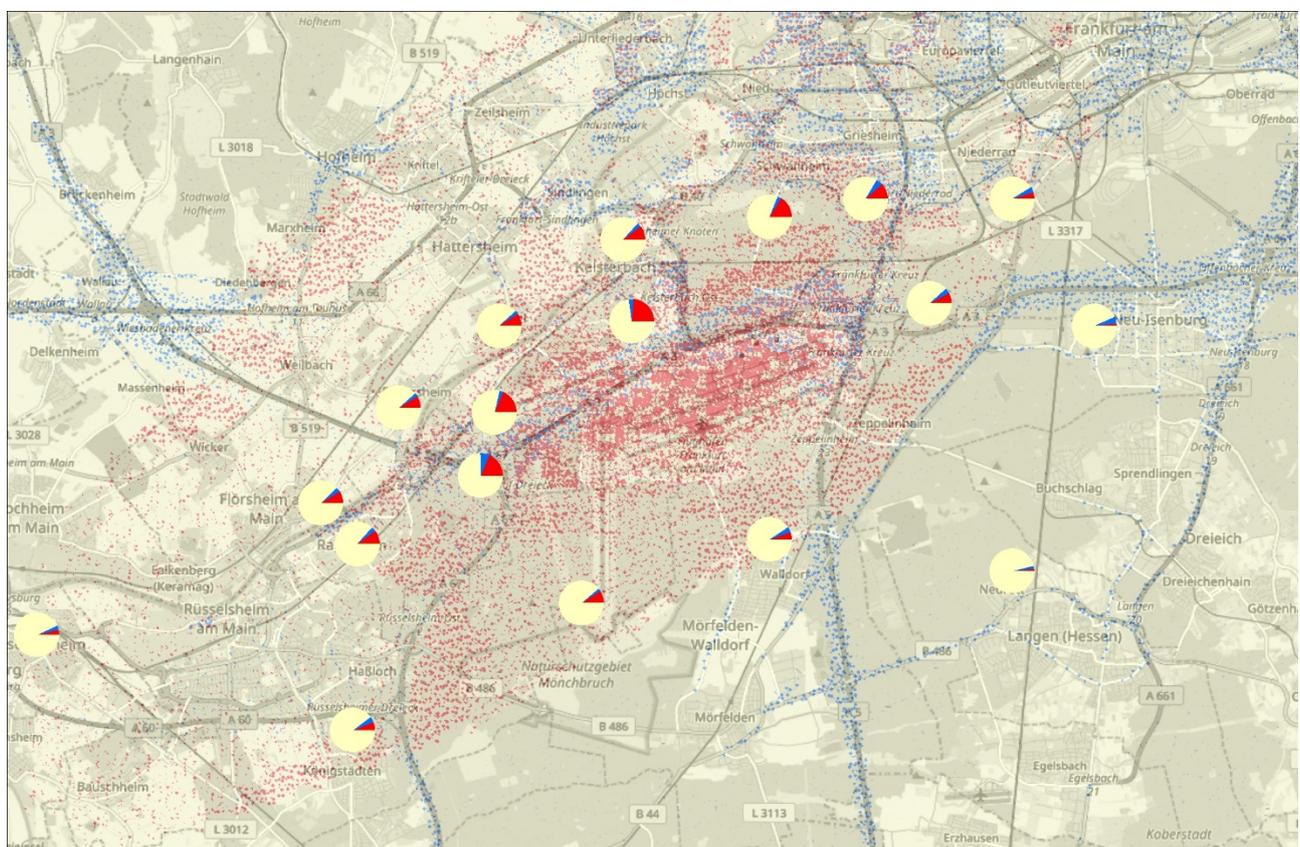
© Lohmeyer
Hintergrundkarte:
© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA



Nach den Modellergebnissen stammen die Emissionen (Anzahl) von nichtflüchtigen Partikeln des Flughafens zu mehr als 90 % von den Haupttriebwerken. Die Durchmesser dieser freigesetzten Partikel liegen unter 50 nm. Mehr als 50 % der Triebwerksemissionen sind auf die Rollbewegungen am Boden zurückzuführen mit Partikeldurchmessern unter 20 nm. Die Rollbewegungen leisten nach diesen Ergebnissen einen wesentlichen Beitrag zur Langzeitbelastung durch nichtflüchtige ultrafeine Partikel auf dem Flughafen und in seiner unmittelbaren Umgebung.

Die Modellergebnisse deuten darauf hin, dass der Einfluss des Flughafens auf das Jahresmittel der Gesamt-Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln mit zunehmender Entfernung und in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtungen deutlich abnimmt. So liegt beispielsweise der durch den Flughafen verursachte Anteil nördlich des Flughafens in ca. 1 km Entfernung bei ca. 25 % der Gesamtbelastung und in 2,5 km nur noch bei unter 10 %. Vergleiche dazu auch Abbildung-Z 6.

Abbildung-Z 6: Räumliche Verteilung der Anteile der Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung und Hintergrundbelastung für die bodennah berechnete Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln.



Anteile der Quellgruppen

-  Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung
-  Kraftfahrzeuge Umland
-  Hintergrundbelastung

Punkt = 1000 Partikel /cm³
 Punkte sind entsprechend Quellgruppe eingefärbt.

© Lohmeyer
 Hintergrundkarte: © OpenStreetMap
 (and) contributors, CC-BY-SA



Schlussfolgerung

Ein Hauptziel des Projektes war die Prüfung, in wieweit die Gesamtkonzentration von Ultrafeinpartikeln in der Umgebung eines Großflughafens mit Hilfe von derzeit standardmäßig verfügbaren Emissionsdatenbanken und Ausbreitungsmodellen bestimmt werden kann, welche technischen und grundsätzlichen Probleme dabei auftreten und wie sich die modellierten Ergebnisse im Vergleich zu Messungen darstellen.

Die Aufteilung der Modellrechnungen in unterschiedliche räumliche Skalen erwies sich als sinnvoll und grundsätzlich praktikabel, um einerseits die großräumige Hintergrundbelastung zu erfassen und andererseits die Immissionssituation im Flughafenbereich möglichst detailliert abzubilden. Mit der Aufteilung in räumliche Skalen und Quellgruppen war es zudem möglich, vorhandene Emissionsdatenbanken ohne größere Anpassungen oder Abschätzungen in die Modellierung einzubinden. Auf der Basis von Stundenmitteln ließen sich die Ergebnisse der unterschiedlichen Teilrechnungen einheitlich zu einer Zeitreihe der Gesamtbelastung zusammenfassen. Gleichzeitig standen mit diesem Vorgehen auch die detaillierten Einzelergebnisse zur Verfügung, was Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Quellgruppen ermöglichte.

Im Laufe der Projektbearbeitung stellte sich heraus, dass die Datenbanken und Modelle verschiedene Definitionen von Staubkomponenten verwenden, so dass sich die Teilergebnisse nur näherungsweise konsistent zusammenfassen ließen. Zum anderen konnten mit den lokalen Standardmodellen Entstehung und Umsetzung der flüchtigen Bestandteile nicht behandelt werden, da keine dafür notwendigen Eingangsparameter (beispielsweise empirische Umsetzungsraten) zur Verfügung stehen. Eine solche Betrachtung war nur mit dem großräumigen Modell EURAD/MADE möglich, das wiederum nicht das Ziel hat auf einer kleinen räumlichen Skala geeignete Ergebnisse zu liefern. Diese Modellergebnisse wären aber notwendig, um einen Vergleich mit Messungen in der Umgebung des Flughafens durchführen zu können.

Grundsätzliche Probleme traten beim Vergleich der Modelldaten mit Messungen auf. Den Messungen lagen teilweise andere Definitionen der Staubkomponenten zugrunde, insbesondere in Bezug auf den betrachteten Durchmesserbereich. Zudem wurde die Summe aus flüchtigen und nichtflüchtigen Bestandteilen gemessen, während die Modellierung (bis auf den Hintergrund) nur die nichtflüchtige Komponente betrachtete. Auf technischer Seite wurden die Vergleiche dadurch erschwert, dass die Modellierung für das Bezugsjahr 2015 erfolgte, Messungen ultrafeiner Partikel für das gesamte Jahr 2015 im Untersuchungsgebiet aber nur für die Messstation Langen vorlagen.

Der Modell-Messvergleich für Raunheim zeigt für PM₁₀ und NO_x eine zufriedenstellende Übereinstimmung. Bei dem Langzeitmittel der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln (mehrere Wochen in Raunheim und Jahresmittelwert in Langen) liegen die Modellergebnisse mit einer maximalen Abweichung von 45 % in der gleichen Größenordnung wie die Messwerte, was angesichts der aufgeführten Unsicherheiten in den Emissionsdaten ebenfalls zufriedenstellend ist. Die statistische Korrelation zwischen Windrichtung und dem Stundenmittel der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln aus den Flughafenbeiträgen an der Station Raunheim ist konsistent mit den Messungen. In den Messungen und den Modellergebnissen ist der Flughafen Frankfurt/Main als Emissionsquelle bei entsprechender Windrichtung deutlich erkennbar.

Der Jahresgang der modellierten Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln wird von der mit EURAD/MADE berechneten Hintergrundbelastung dominiert und weist die höchsten Werte in den Wintermonaten und die geringsten Werte in den Sommermonaten auf. Der Jahresgang der gemessenen Konzentration zeigt tendenziell ein entgegengesetztes Verhalten. Die Ausprägung des Jahresganges mit den höchsten Werten im Sommer tritt in den Messungen insbesondere bei kleineren Partikelgrößen unter 50 nm auf. Die Gründe für diesen Unterschied zwischen Messung und Modellierung sind unklar.

Die Modellrechnungen weisen als kleinstes Zeitintervall Stundenmittel aus. Aussagen für kleinere Zeiträume, beispielsweise in Bezug auf einzelne Flugbewegungen, können aus den Modellergebnissen nicht abgeleitet werden. Die Konzentrationsmodellierung für Zeiträume im Bereich von einzelnen Minuten oder darunter würde eine erheblich genauere Festlegung der lokalen meteorologischen Verhältnisse und der aktuellen und lokal relevanten Verkehrs- und Emissionsmengen erfordern. Diese Daten sind im Allgemeinen nicht verfügbar. Selbst bei der Betrachtung von Stundenmitteln sind die Eingangsdaten teilweise mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, daher ist für Mittelungszeiträume wie einzelne Stunden oder Tage in erster Linie ein statistischer Vergleich mit entsprechenden Messauswertungen aussagekräftig und nicht ein direkter Vergleich der gemessenen und modellierten Konzentrationszeitreihen.

Nach den Modellergebnissen stammt die Emission von nichtflüchtigen Partikeln des Flughafens zu mehr als 90 % von den Haupttriebwerken der Flugzeuge. Die Durchmesser der dabei freigesetzten Partikel liegen unter 50 nm. Mehr als 50 % der Triebwerksemissionen sind auf Rollbewegungen am Boden zurückzuführen mit Partikeldurchmessern unter 20 nm. Die Rollbewegungen leisten nach diesen Modellrechnungen einen wesentlichen Beitrag zur Langzeitbelastung durch nichtflüchtige ultrafeine Partikel auf dem Flughafen und in seiner unmittelbaren Umgebung.

In der großflächigen Betrachtung der modellierten Beiträge aus Hintergrundbelastung, Umlandverkehr und Flughafen an dem Jahresmittel der Gesamtkonzentration sticht der Flughafenbereich mit hohen Konzentrationswerten insbesondere für SO_2 und die Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel hervor. Für die anderen betrachteten Stoffe treten vergleichbar hohe Gesamtkonzentrationen auch in anderen Bereichen, etwa im Umfeld von Autobahndreiecken und dem Gebiet der Stadt Frankfurt auf. Das gilt insbesondere für die Stoffe $\text{PM}_{2,5}$ und Ruß. In ein paar Kilometern Entfernung vom Flughafen fallen die modellierten Jahresmittel der Gesamtkonzentration auf Werte ab, wie sie auch für andere Bereiche des Betrachtungsgebietes typisch sind.

Ausblick

Während des Projektzeitraums wurde die kontinuierliche Ultrafeinpartikel-Messstation Frankfurt Schwanheim vom HLNUG neu eingerichtet. Dies könnte der Anfang für ein umfangreiches Messprogramm im Umfeld des Flughafens Frankfurt/Main sein, um den Einfluss des Flughafens auf seine Umgebung differenzierter analysieren zu können. Bei einem weiter entwickelten Messkonzept sollten Anforderungen der UFP-Ausbreitungsmodellierung berücksichtigt werden:

- ▶ Punktbezogene Messungen, die als Ergänzung bzw. Evaluierungsgrundlage zur Abschätzung bzw. Modellierung der UFP-Anzahlkonzentration als Mittel über größere Flächen dienen;
- ▶ Messstationen in Luv und Lee der Hauptwindrichtung des Flughafens;
- ▶ Messstationen differenziert nach Betriebsrichtung (Start-/Landebahnen);
- ▶ Messungen getrennt nach flüchtigen und nichtflüchtigen Partikeln.

Um modellseitig den Jahresverlauf der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln besser zu verstehen, müssen flüchtige und nichtflüchtige Partikel differenziert betrachtet und analysiert werden. Dazu wäre es hilfreich, in der EURAD-Modellierung eine weitere Differenzierung der Durchmesserklassen und der Quellzuordnung vorzunehmen.

Für die Modellierung der Partikelbildungsprozesse wurde das in EURAD integrierte Modell MADE eingesetzt, wobei in den durchgeführten Rechnungen die Dynamik der Partikelbildungsprozesse (z. B. jahreszeitliche Varianz) unter Umständen nicht ausreichend berücksichtigt wurde. Bei den Modellierungen mit LASAT und LASPORT wurde entsprechend des Standardvorgehens kein Modell zur Abbildung der Partikelbildungsprozesse zur Anwendung gebracht. Forschungsbedarf besteht zum einen in der Optimierung von Partikelbildungsmodellen wie MADE und zum anderen deren Integration in kleinskalige Modelle wie LASAT.

Generell ist in Bezug auf die Modellierung zu erwarten, dass die Aktivitäten im neuen Zyklus des *Committee on Aviation Environmental Protection CAEP/12* von ICAO und internationale Projekte zu einer raschen Weiterentwicklung von Emissionsdaten und der Modellierung insbesondere flüchtiger Partikelkomponenten führen. Beispielsweise befasst sich das 2019 gestartete Horizon2020-Projekt AVIATOR (*assessing aviation emission impact on local air quality at airports: towards regulation*) in den kommenden drei Jahren mit der Messung von Ultrafeinpartikeln aus Flugzeugtriebwerken und der Modellierung der physikalisch-chemischen Umsetzungsprozesse in der Triebwerksabluft mit dem Ziel, Techniken der Modellierung und Emissionsdatenbanken, wie sie in dem vorliegenden Projekt zum Einsatz kamen, weiterzuentwickeln und zu standardisieren.

Summary

Deposits from air pollutants pose a significant risk to human health. In addition to the air pollutants already regulated by the Air Quality Directive (EU Directive 2008/50/EC), other airborne trace substances which could be harmful to human health are the focus of scientific discussion. These substances include black carbon, for which long-term cohort studies (e.g. Hoek et al., 2013) have shown to have an impact on mortality, and ultrafine particles (UFP), which are associated with a range of negative effects, including on the brain (Rückerl et al.; 2011; HEI, 2013). More recent studies (Westerdahl et al., 2008; Hudda et al., 2014), have held airports responsible for a significant increase in the UFP concentration in ambient air in some kilometers distance. In initial preliminary studies by the UBA, over 1 million (1000000) particles per cubic centimeter of air were recorded for a short period of time (averaging time less than 30 seconds) at very low flight altitudes below the approach path in the immediate vicinity of Frankfurt Airport, with background levels of 10000 particles per cubic centimeter (Gerwig et al., 2016).

Using Frankfurt Airport as an example, the aim of the project was to determine the impact a major airport has on increased concentrations of the following airborne trace substances: ultrafine particles, black carbon, NO₂, PM10 and PM2.5. The project focused on the number concentration of ultrafine particles. To this end, model calculations were used to calculate temporally and spatially differentiated concentrations in the area surrounding this major airport up to distances of approximately 30 km.

Emissions from

- ▶ aircraft,
- ▶ ground-level sources at the airport site,
- ▶ road traffic and
- ▶ the background area (industry and domestic heating)

were considered as sources.

A key objective of the study was to highlight the current state of technology in modeling the number concentration of ultrafine particles and to identify weaknesses and problems in the data sources and modeling. In addition, modeling different source groups separately made it possible to draw conclusions about the airport's relative share in relation to the total load.

Looking ahead, recommendations are made for future modelling and measurement strategies in order to better quantify the impact of airports and aircraft on ambient UFP load.

The project content is structured according to the following areas of activity:

- ▶ literature study
- ▶ modeling
- ▶ comparison of the modeled data with measurement results

Literature study

Relevant studies of UFP emissions from the main engines and auxiliary power units of airplanes, from the *ground support equipment* (GSE) and from vehicles have been compiled in the literature study. Studies on UFP measurement campaigns and UFP dispersion modeling were also investigated. The references have been categorized and compiled in a summary table.

Modeling

The concentration of ultrafine particles across the area of the airport and its vicinity was calculated using a modeling system which draws on different dispersion models, each with their own strengths. The Chemistry Transport Model EURAD and the Lagrangian dispersion models LASAT and LASPORT

are standard procedure in Germany for advice and licensing procedures, as well as for tackling scientific questions.

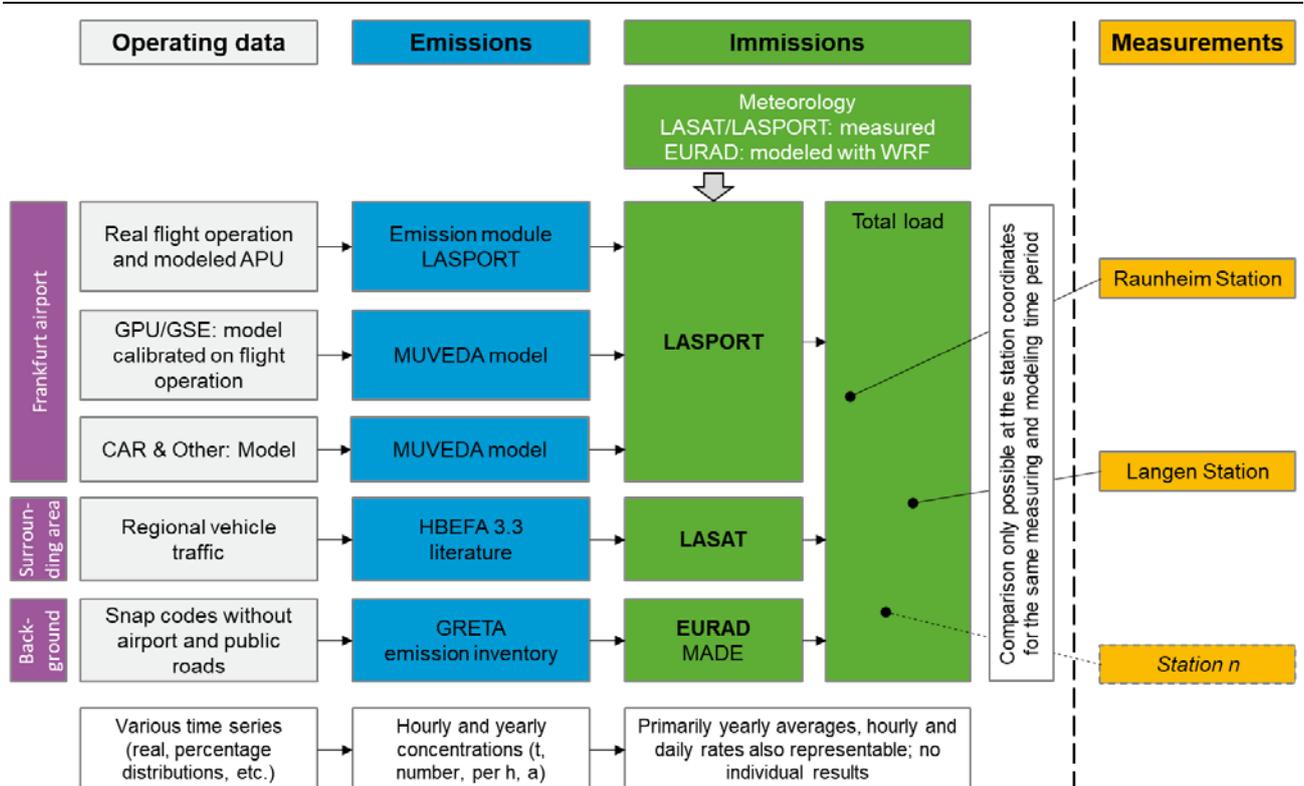
The principal combination of the models employed used is depicted in Figure-Z 1. EURAD, which simulates the particle formation with the *Modal Aerosol Dynamics model for Europe* (MADE), was used to calculate the background load. The concentrations originating from car traffic emissions outside the airport were calculated with LASAT. The modeling system LASPORT was used to determine the emissions and concentrations from the airport and aircraft movements. While EURAD is designed for transregional dispersion calculations, LASAT and LASPORT can be used for both regional and high-resolution dispersion calculations on a microscale.

Aircraft traffic was resolved spatially and temporally. Dynamic properties (like approach and departure profiles, exhaust properties and influence of wing-tip vortices) were parametrically accounted for as a function of aircraft type. This reflects average conditions appropriate for the derivation of hourly mean quantities and subsequently derived statistical quantities. The modeling was performed for the year 2015. Relevant meteorological and emission-related input data were processed and fed into the modeling system.

The total load was determined using the sum of the individual partial results, generating a value which were compared with the results of the measurements.

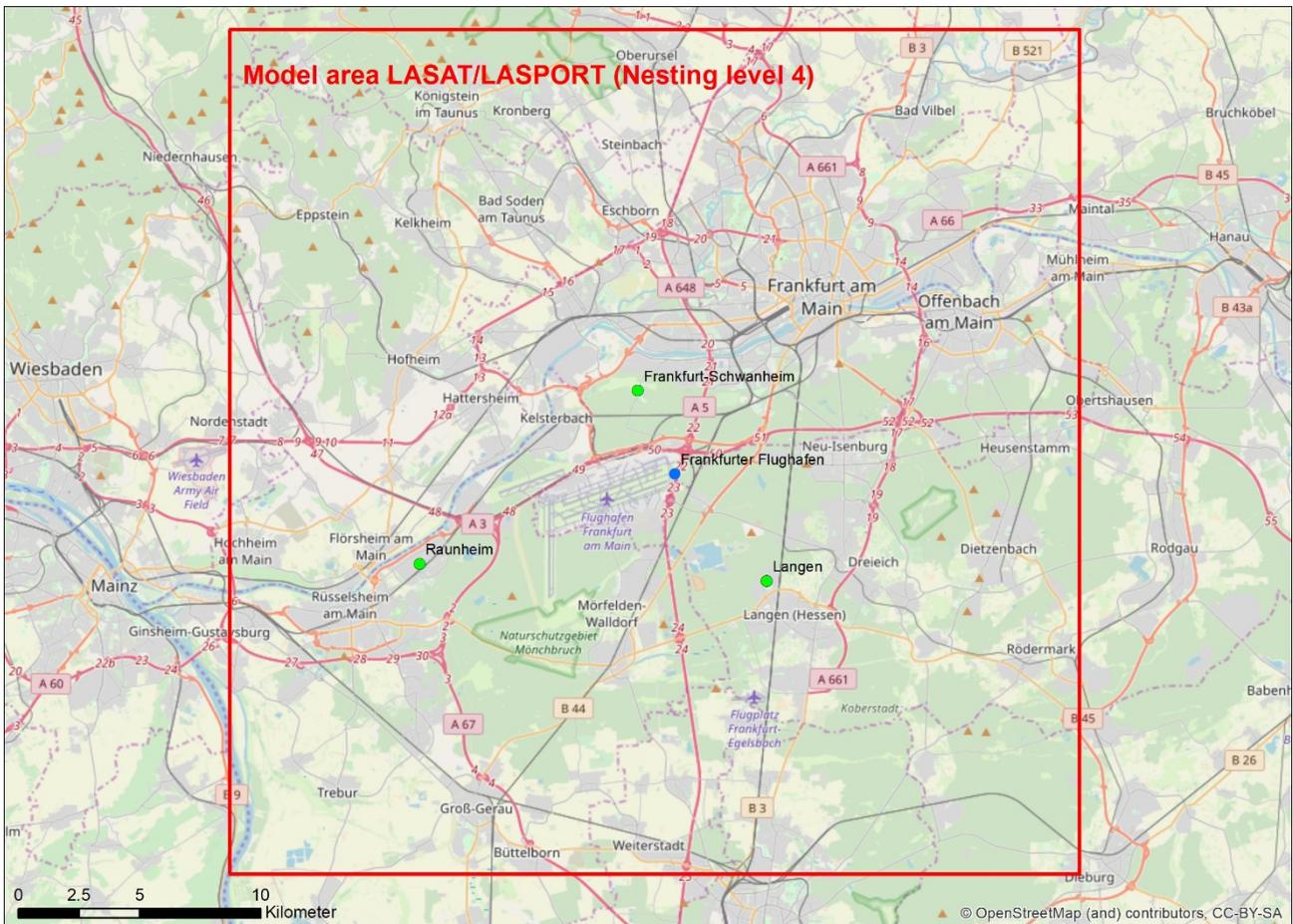
The area around Frankfurt Airport was defined as the model area, covering 35 km by 35 km (see Figure-Z 2), in which the number concentrations of UFP were calculated. Located within the model area are the airport and the city of Frankfurt, Groß-Gerau in the south and Hochheim am Main in the Westen. In the model area are located as well the UFP measurement sites of Langen (operated by the UBA), Raunheim (operated by the UBA at the station of the Hessian Agency for Nature Conservation, Environment and Geology, HLNUG) and the station at Frankfurt-Schwanheim (HLNUG), which was set up at the end of 2017.

Figure-Z 1: Overview of the model system used



Source: Lohmeyer

Figure-Z 2: Inner model area



Source: Lohmeyer

In order to incorporate the impact of international long-distance transportation in the background load modeling with EURAD, a significantly larger model area covering the whole of Europe was selected (see Table 1). The dispersion of local emissions from motor vehicle traffic, ground-level airport activities and flight movements were calculated using LASAT and LASPORT in the model area, which is shown in Figure-Z 2 as a red rectangle.

Table-Z 1: Nesting levels for the different model calculations

	Model	Region	Area (km)	horizontal resolution	vertical resolution
Nesting level 0	EURAD	Europe	6250 x 5500	62.5 km	0–16 km (100 hPa),
Nesting level 1	EURAD	Central Europe	3325 x 2575	12.5 km	23 layers, 15 less than 3 km, lowest layer 0–36 m
Nesting level 2	EURAD	Germany	765 x 965	2.5 km	
Nesting level 3	EURAD	Frankfurt Airport	50 x 50	500 m	
Nesting level 4	LASPORT	Frankfurt Airport	35 x 35	200 m	0–2 km, 19 layers, lowest layer 0–3 m
	LASAT (vehicles)	Frankfurt Airport	35 x 35	100 m	

For EURAD a modeling configuration was chosen which combines the models' varying scales using a nesting approach. Vertically, the model mesh extends from the ground to about 16 km altitude (100 hPa). The vertical resolution comprises 23 layers, 15 of which are below 3000 m. The lowest layer covers 0 to 36 m.

The calculations with LASPORT and LASAT in the vicinity of the airport were carried out with a significantly higher horizontal and vertical resolution, the calculation mesh extends to a height of 2000 m, the lowest layer covers 0 to 3 m.

The computational meshes and the horizontal resolutions used are depicted in Table-Z 1.

For a dispersion calculation meteorological input data are needed. For the model EURAD simulation results of the meteorological model WRF were used. The time series (hourly average) for wind direction, wind velocity and cloud coverage measured by the German Weather Service on the eastern edge of Frankfurt Airport at ground-level (10 m above the ground) were used for the dispersion calculations with LASAT and LASPORT and were judged as representative for the model area. From the measured cloud cover the dispersion classes according to Klug/Manier were derived according to the standard VDI 3782 Part 6 (2017). The meteorological vertical profiles were determined from this in accordance with the standard VDI 3783 Part 8 (2017).

Within nest level 4, it was examined to what extent the meteorological parameters according to WRF agree with the measured data of the DWD at the measuring location of the DWD. For this purpose, both time series were evaluated and the wind rose, the frequency distribution of the dispersion classes, the average wind speed and the frequency of wind speed classes were compared.

Overall, the WRF results and the DWD measurements give a consistent picture, so that it is justified to summarize the concentration contributions modeled on these bases.

Calculation of the background load

The meteorological input data required for the dispersion calculations with EURAD were generated by the mesoscale WRF meteorological model, which is determined by NCEP-GFS-Data (*Global Forecast System (GFS) des U.S. National Centers for Environmental Prediction (NCEP)*). The NCEP-JRC data has been available since 2000 and is updated daily. In addition to meteorological data topography and land use are needed in a model-adequate form. The data available for land use and topography were improved as part of an update of the meteorological model by the U.S. Geological Survey (USGS).

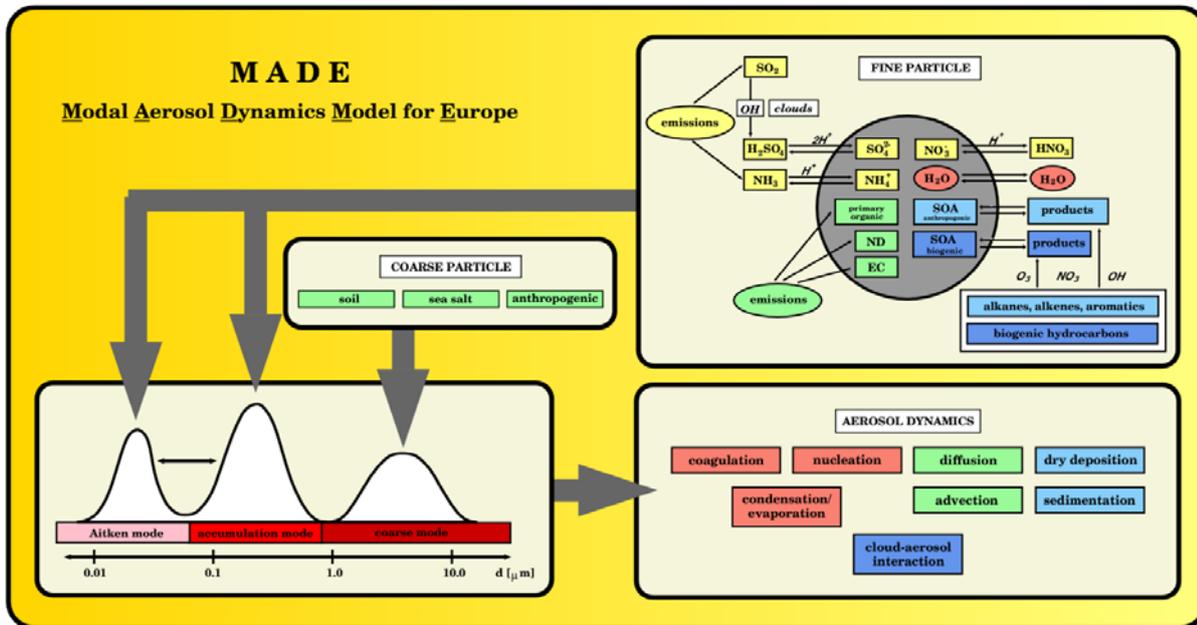
The emissions for nesting levels 0 and 1 were calculated from the data in the emissions database TNO-CAMS [*Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAM5)*], maintained by the *Netherlands Organisation for Applied Scientific Research TNO*. The FEA provided the 2015 emissions data for the nesting levels 2 and 3 from the GRETA database (*Gridding Emission Tool for ArcGIS*). As the GRETA data is only available for the Federal Republic of Germany, values from the TNO-CAMS emission data set were used for all the grid cells outside of Germany.

Emissions from road traffic, from the Frankfurt Airport and from air traffic (i.e. the complete SNAP sector 7 and the aircraft emissions in the SNAP sector 8) were not included in the calculation of the background load in nesting level 4, which encloses the model area for LASAT and LASPORT, as these sources were already part of model calculations on smaller scales.

The configuration of the aerosol components in the EURAD model took place under the premise that each representation of particles must be consistent both with observations of particles and with a numerical efficiency of the mathematical representation in the software program. As a result, an approach was taken in accordance with Whitby (1978), modeling the particles as the overlaying of lognormal sub-distributions known as modes. If the standard deviation of the modes is kept constant, as is the case in EURAD, only two integral properties have to be predicted in each mode, namely the particle number concentration and the mass concentration of the individual chemical components.

To model the UFP, the Modal Aerosol Dynamics model for Europe (MADE) was integrated in the EUR-AD model (Ackermann, 1997; Ackermann et al., 1998). MADE was developed from the *Regional Particulate Model* (RPM, Binkowski und Shankar, 1995). The particles were divided into two groups: fine particles and coarse particles (see Figure-Z 3).

Figure-Z 3: Schematic overview of the Modal Aerosol Dynamics model for Europe (MADE)



Source: RIU

Motor vehicle emissions in the surrounding area

The emissions from public road traffic were calculated based on route-specific traffic volumes, which were provided by the State of Hesse and checked against count data from the German Federal Road Research Institute (BAST). The emission factors for particle numbers as well as the other pollutant components observed were obtained from the Handbook Emission Factors for Road Transport HBEFA 3.3 (UBA, 2017). Depending on the data situation, the temporal patterns were determined on the basis of route-specific or standardized daily cycles or hourly count data.

Ground-level emissions at the airport

The emission sources of an airport are diverse and not limited to aircraft engines. Figure-Z 4 depicts the most significant emission sources of an airport, which itself can be divided into three areas based on access restrictions: the surrounding area (publicly accessible), the airport site (access generally permitted with authorization) and the airport apron (access strictly regulated).

Filling stations, solvent applications, tank farms and aircraft fueling are not considered relevant for direct ultrafine particle pollution, as they emit hydrocarbons but no particles, and are therefore not the subject of this study.

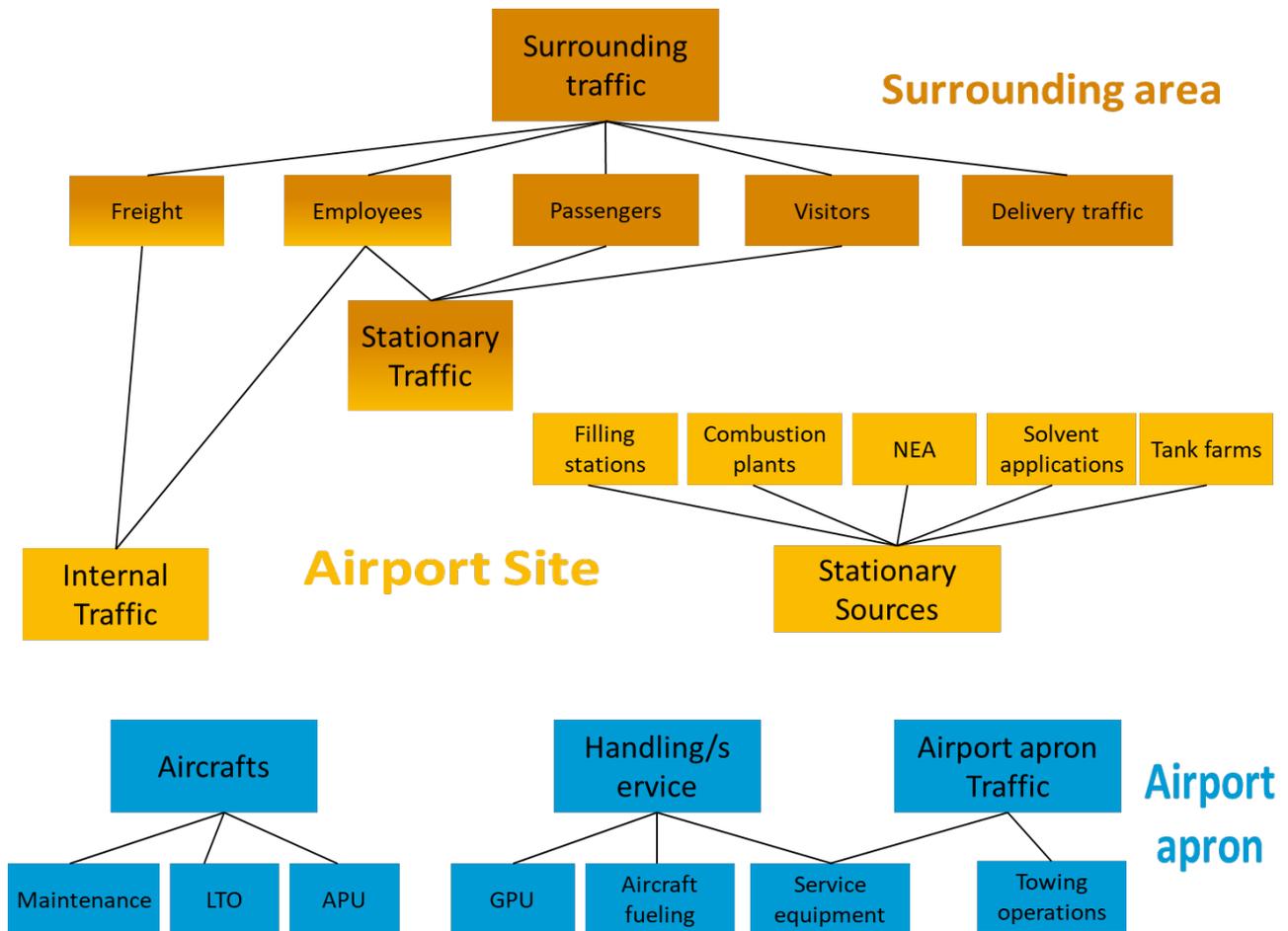
The emission sources are broken down into line sources (public streets, service roads, airport aprons, towing routes), plane sources (parking lots, position areas), volume sources (multi-story above and below ground parking garages) and point sources (emergency power systems, gas and oil heating).

The emissions from car traffic as part of a line source were calculated based on the road geometry, route-related activity data and route-related emission factors (based on HBEFA 3.3). The emissions

from aircraft ground handling were distributed across the position areas. They were calculated directly in the LASPORT database using the aircraft movements listed in the flight log. Emissions from the *ground power units* (GPU), which supply power to parked aircraft when there is no other ground power available, have been handled separately.

The activity data on aircraft towing operations was derived from the air traffic database.

Figure-Z 4 Airport-related emission sources



Source: MUVEDA

For all other emission sources, previously measured emissions were fed into LASPORT instead of activity data. In the case of emission sources at Frankfurt Airport which did not stem from engines, the activity data could not be derived from the flight log and were therefore obtained from the airport's emissions inventory.

Aircraft engine emissions

Aircraft emit pollutants from their main engines and auxiliary power units. While the *auxiliary power units* (APU) are generally only required after landing and prior to startup for supplying energy inside the airplane and for starting the main engine, the main engines are in operation in different load stages during the entire *landing and take-off cycle* (LTO).

For the main engines of jet planes with a static thrust greater than 26.7 kN, the fuel consumption and *emission indices* (EI) — i.e. the pollutant amount released per unit of fuel burned — are found in the *ICAO Engine Emission Databank* (EEDB). The databank is hosted by the European Aviation Safety

Agency (EASA) on behalf of the International Civil Aviation Organisation (CAO). The current version, Issue 24, was used in this project.

For APUs, ICAO Document 9889 lists the fuel consumption and emission rates of NO_x, HC and CO for 6 APU categories and different load conditions: *start-up and stabilization, high load, normal running*.

In this project, simplifying assumptions were made for aircraft and helicopters with turboprop or piston engines as their contribution to the total emissions from air traffic at Frankfurt Airport is significantly less than 1 %.

Shares of the source groups and total load

To obtain a total load value which could be compared with the measurement results, the results of the dispersion calculations of all emission groups were added. In Figure-Z 5 the ground-level annual averages of the UFP concentrations of the modeled emission sources are represented separately and as an accumulated total load.

According to the model results, the emissions (number) of non-volatile particles of the airport are more than 90 % of the main engines. The diameters of these released particles are below 50 nm. More than 50 % of the engine emissions are attributable to taxiing with particle diameters below 20 nm. According to this finding, taxiing yields a major contribution to the long-term concentration of non-volatile ultrafine particles at the airport and in its immediate vicinity.

The results of the modeling indicate that the airport's impact on the annual average of the total number concentration of ultrafine particles decreases considerably as the distance from the airport increases and is subject to the main wind direction. Around 1 km north of the airport, approximately 25 % of the total load stems from the airport. This figure drops to less than 10 % at a distance of 2.5 km from the airport (see Figure-Z 6).

Conclusion

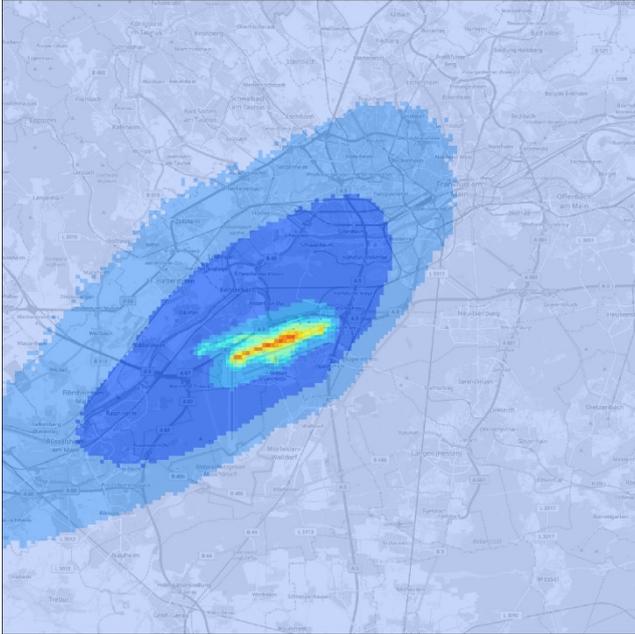
One of the project's main objectives was to investigate the extent to which the total concentration of ultrafine particles in the area surrounding a major airport can be calculated using routinely available emissions databases and dispersion models, indicate emergent technical and fundamental problems and illustrate how the modeled results compare to measurements.

Separating the model calculations into different spatial scales proved to be a sensible and practical approach for recording the background load on a large scale as well as presenting the immission condition at the airport in the greatest possible detail. The division into spatial scales and source groups also made it possible to incorporate existing emissions databases into the modeling without having to make significant compromises. On the basis of hourly averages, the results of the different partial calculations could be uniformly grouped into one time series of the total load. At the same time, detailed results from each individual setting emerged from this approach, making it possible to investigate the impact of different source groups.

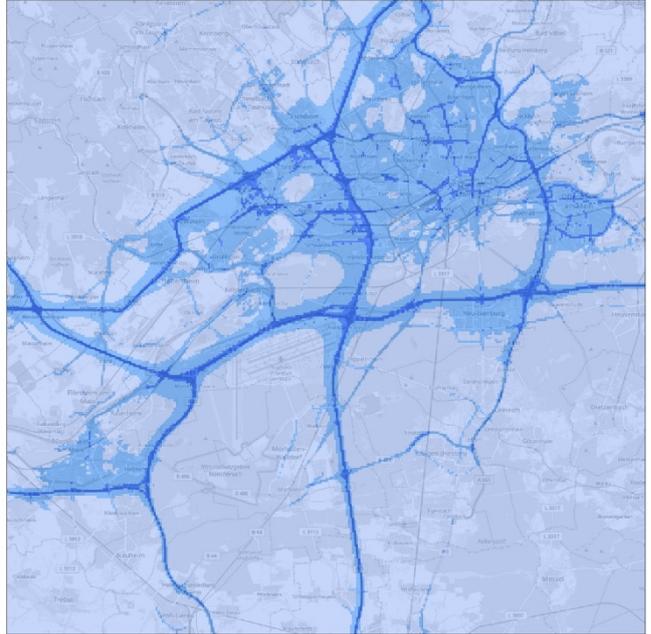
In the course of the project, it became clear that the databases and models use divergent definitions of particle components, such that the combination of the partial results was not entirely consistent. Furthermore, the origin and relocation of the volatile components could not be addressed using the local standard models as none of the input parameters required for this (for example, empirical relocation rates) are available. One such observation was only possible with the large-scale EURAD/MADE model, though it is not designed to provide suitable results on a smaller spatial scale. However, such model results would be necessary in order to draw a comparison with measurements made in the vicinity of the airport.

Figure-Z 5: The 2015 annual average for the ground-level number concentration of ultrafine particles (UFP) in $1/\text{cm}^3$ for the three source groups flight operations and ground support, car traffic in the surrounding area, background load and for the resulting total load.

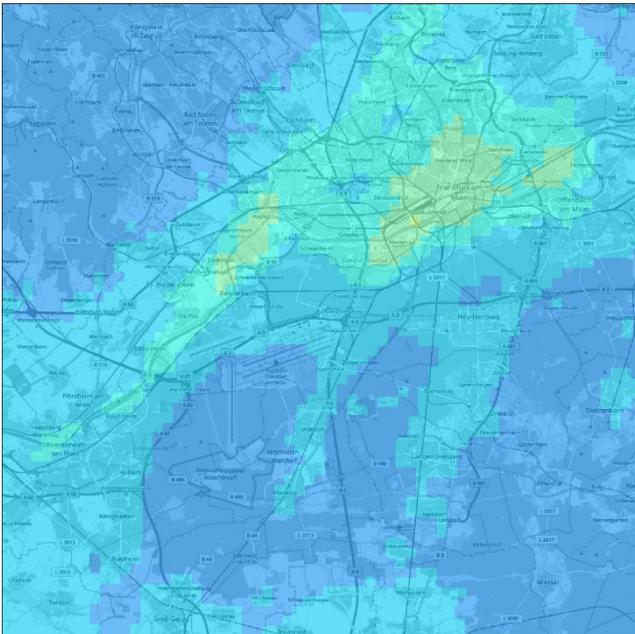
Airport flight operation and ground services



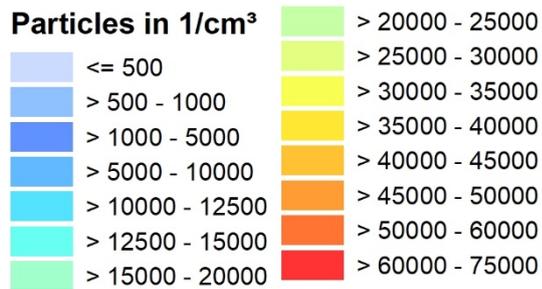
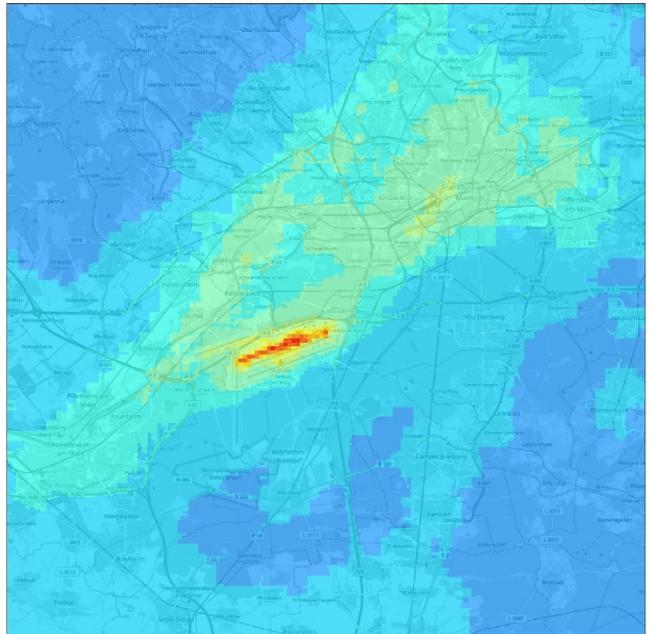
Vehicular traffic in the surrounding area



Background load



Total load



© Lohmeyer
 Background map:
 © OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

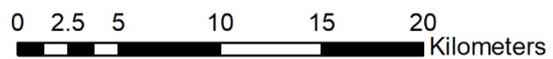
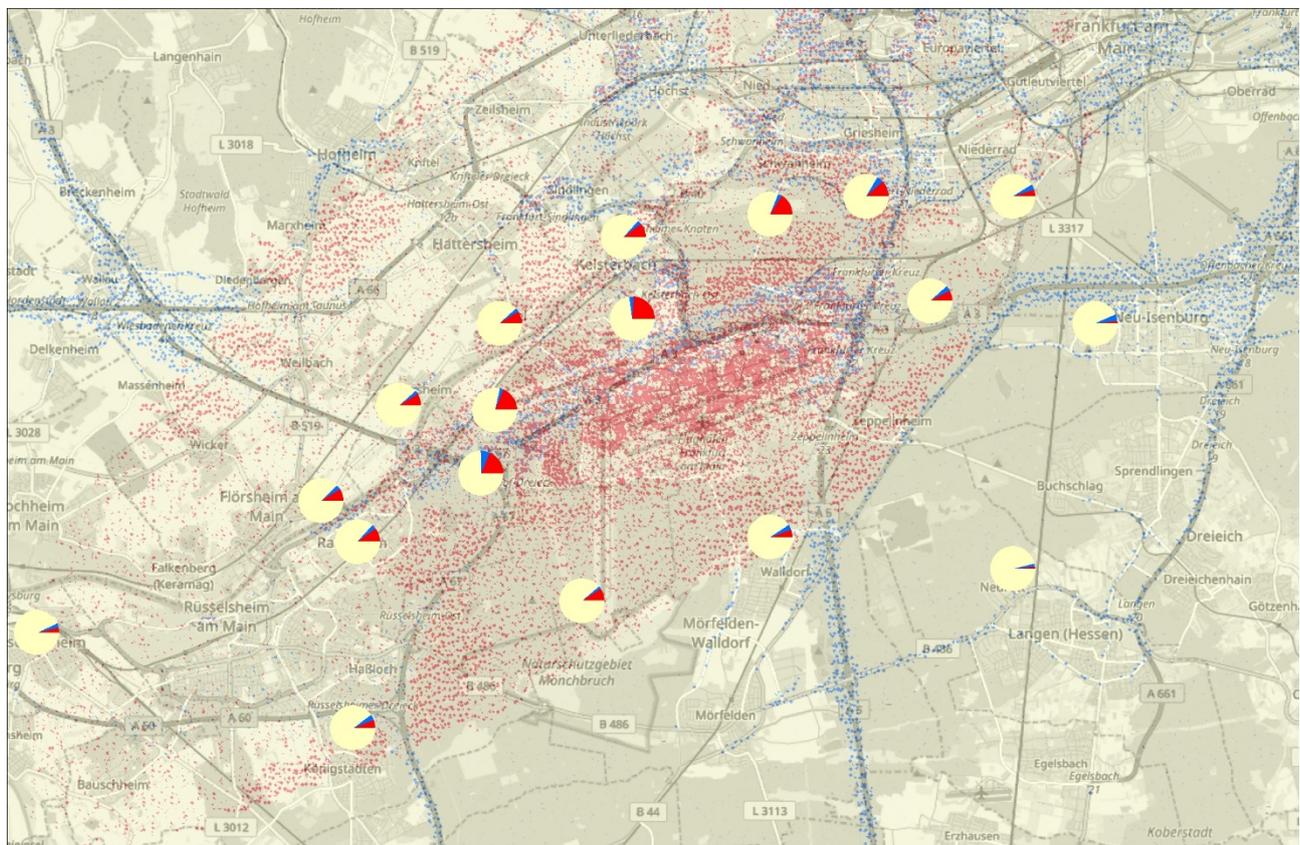


Figure-Z 6: Spatial distribution of the components of the source groups vehicular traffic in the surrounding area, flight operations and ground service and background load for the ground-level calculated number concentration of ultrafine particles.



Shares of the source groups

- Airport flight operations and ground service
- Vehicular traffic in the surrounding area
- Background load

© Lohmeyer
Background map: © OpenStreetMap
(and) contributors, CC-BY-SA

Point = 1000 Particles 1/cm³
Points are colored according to source group.



Fundamental problems emerged from the comparison of the model data with the measurements. In some cases, the measurements were based on varying definitions of particle components, particularly with regard to the diameter range observed. Furthermore, the measurements recorded the sum of the volatile and non-volatile components, while the modeling exclusively considered the non-volatile components except for the background. From a technical perspective, the comparisons were further complicated by the fact that the modeling occurred in reference to 2015, however only the Langen measurement station had measured ultrafine particles in the investigation area throughout the entire year of 2015.

The model-measurement comparison for Raunheim depicts a satisfactory congruence for PM₁₀ and NO_x. For the long-term average number concentration of ultrafine particles (several weeks in Raunheim and annual average in Langen), the model results had a maximum deviation of 45 % and are thus of the same order of magnitude as the measured data, which is also satisfactory in light of the uncertainties in the emission data as has been discussed. The statistic correlation between the wind direction and the hourly average of the number concentration of ultrafine particles at the Raunheim station

due to the airport is consistent with the measurements. The measurements and the model results both clearly reveal Frankfurt Airport as an emission source depending on the wind direction.

The yearly cycle of the modeled number concentration of ultrafine particles is dominated by the background load calculated using EURAD/MADE and exhibits the highest values in the winter months and the lowest values during the summer months. The measured concentration tends to demonstrate the opposite trend in its yearly cycle. The yearly cycle with the highest values occurring in the summer appears in the measurements particularly in smaller particles less than 50 nm in size. The causes for these opposing tendencies could not be explained within the scope of this project.

The temporal resolution of the modeling was 1 hour. It was therefore not possible to draw conclusions from the model results for shorter periods of time, for example with regard to individual aircraft movements. Concentration modeling for time periods of single minutes or shorter would require considerably greater accuracy in determining the local meteorological conditions and the actual and locally relevant traffic and emission quantities. Such data are not generally available. Even when examining hourly averages, there are considerable uncertainties in the input data. Therefore, for average periods of time such as individual hours or days, only a statistical comparison with appropriate measurement evaluations is conclusive rather than a direct comparison of the measured and modeled concentration time series.

According to the model results, the number emission of non-volatile particles of the airport are more than 90 % of the aircraft's main engines. The diameters of these released particles are below 50 nm. More than 50 % of the engine emissions are attributable to ground taxiing with particle diameters below 20 nm. Thus, according to the model calculations, taxiing is a major contributor to the long-term concentration of non-volatile ultrafine particles at the airport and in its immediate vicinity.

In the large-scale consideration of the modeled contributions from background load, vehicular traffic and airport at the annual mean of the total concentration, the airport area stands out with high concentration values especially for SO₂ and the number concentration of ultrafine particles. For the other substances considered, comparably high total concentrations also occur in other areas, for example in the vicinity of motorway junctions and the Frankfurt city area. This applies in particular to the substances PM_{2.5} and soot. At a distance of a few kilometers from the airport, the modeled annual means of total concentration fall to values that are typical for other parts of the considered area.

Outlook

During the project period, the continuous ultrafine particle measuring station Frankfurt Schwanheim was refurbished by the HLNUG. This could be the beginning of a comprehensive measurement program in the vicinity of Frankfurt Airport in order to be able to analyze the impact of the airport on its environment in a more differentiated manner. A further developed measurement concept should take into account requirements of UFP dispersion modeling:

- ▶ point-related measurements that serve as a supplement or evaluation basis for estimating or modeling the UFP number concentration as a mean over larger areas;
- ▶ measuring stations in windward and leeward of the main wind direction of the airport;
- ▶ measuring stations differentiated according to operating direction (runways);
- ▶ measurements separately for volatile and non-volatile particles.

In order to better understand the model of the annual course of the number concentration of ultrafine particles, volatile and non-volatile particles must be considered and analyzed in a differentiated manner. For this purpose, it would be helpful to further differentiate the diameter classes and the source assignment in the EURAD modeling.

For the modeling of the particle formation processes, the model MADE integrated in EURAD was used. In these calculations, the dynamics of particle formation processes (e.g. seasonal variance) was proba-

bly not sufficiently accounted for. In the modeling with LASAT and LASPORT, no model for reflecting the particle formation processes was used in accordance with the standard procedure. Research is needed on the one hand in the optimization of particle formation models such as MADE and on the other hand on their integration in small-scale models such as LASAT.

In general, in terms of modeling, activities in ICAO's new Committee on Aviation Environmental Protection CAEP/12 cycle and international projects are expected to result in the rapid development of emission data and modeling of volatile particulate components in particular. For example, in the next three years, the Horizon2020 project AVIATOR (assessing aviation emission impact on local air quality at airports: towards regulation), which started in 2019, deals with the measurement of ultrafine particles from aircraft engines and the modeling of the physico-chemical conversion processes in the engine exhaust with the aim of further developing and standardizing modeling techniques and emission databases, as used in this project.

1 Hintergrund und Ziele

Einträge von Luftschadstoffen stellen eine bedeutende Gefährdungsursache für die menschliche Gesundheit dar. Neben den bereits in der Luftqualitätsrichtlinie (EU-RL 2008/50/EC) geregelten Luftschadstoffen sind weitere luftgetragene Spurenstoffe in der wissenschaftlichen Diskussion, die der menschlichen Gesundheit Schäden zufügen können. Zu diesen Stoffen gehört einerseits Ruß, welcher in Langzeit-Kohortenstudien (z. B. Hoek et al., 2013) einen Einfluss auf die Mortalität zeigte, andererseits Ultrafeinstaub (UFP), dem vielfältige negative Wirkungen, unter anderem auf das Gehirn, zugeschrieben werden (Rückerl et al., 2011; HEI, 2013). In neueren Studien (Westerdahl et al. 2008, Hudda et al., 2014) wurden Flughäfen für die mehrfache Erhöhung der UFP-Konzentration in der Außenluft in einigen Kilometern Entfernung verantwortlich gemacht. In ersten, orientierenden Untersuchungen des UBA wurden in unmittelbarer Nähe des Flughafens Frankfurt/Main unterhalb der Einflugschneise bei sehr geringer Überflughöhe kurzzeitig (Mittelungszeiten unter 30 Sekunden) mehr als 1 Millionen (1000000) Partikel pro Kubikzentimeter Luft gemessen, bei Hintergrundwerten von 10000 Partikeln pro Kubikzentimeter (Gerwig et al. 2016).

► Aerosole

Aerosol:

Suspension kleiner fester oder flüssiger Teilchen (Partikel) in einem Gas, in der Regel in Luft. Aerosol-Durchmesser werden üblicherweise in den Einheiten μm (Mikrometer) oder nm (Nanometer) angegeben. Ein Mikrometer ist 0,000001 m oder in wissenschaftlicher Schreibweise 1E-6 m, ein Nanometer ist 0,000000001 m oder 1E-9 m.

Primäres Aerosol:

Direkt als Partikel in die Atmosphäre eingebrachtes Aerosol.

Sekundäres Aerosol:

Durch Umwandlung von gasförmigen Vorläufern (*gas-to-particle conversion*) in der Luft entstandenes Aerosol.

Ultrafeine Aerosolpartikel:

Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 0,1 μm bzw. 100 nm (*nucleation mode, Aitken mode*).

Feine Aerosolpartikel:

Partikel mit einem Durchmesser zwischen 0,1 und 2,5 μm (*accumulation mode, fine mode*).

Grobe Aerosolpartikel:

Partikel mit einem Durchmesser grösser als 2,5 μm (*coarse mode*).

Feinstaub:

Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 10 μm (PM10).

Zum Vergleich: Das menschliche Haar hat eine Dicke von mehreren 10 μm .

Ziel des Projektes war es, am Beispiel des Flughafens Frankfurt/Main den Einfluss eines Großflughafens auf erhöhte Konzentrationen der luftgetragenen Spurenstoffe Ultrafeinstaub, Ruß, NO_2 , PM10 und PM2,5 zu ermitteln. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Anzahlkonzentration von Ultrafeinstaub. Dazu wurde durch Modellrechnungen die zeitlich und räumlich differenzierte Exposition der Bevölkerung in der Umgebung des Großflughafens bis Entfernungen von ca. 30 km ermittelt.

Als Quellen werden die Emissionen

- der Flugzeuge,
- der bodennahen Quellen des Flughafengeländes,
- des Straßenverkehrs sowie
- des Hintergrunds (Industrie und Hausbrand)

berücksichtigt.

Ein wesentliches Ziel des Projekts war es, den aktuellen Stand der Technik in der UFP-Modellierung aufzuzeigen und Schwächen bzw. Probleme in den Datengrundlagen und in der Modellierung zu identifizieren. Daneben konnten durch getrennte Modellierung unterschiedlicher Quellgruppen Aussagen zum relativen Anteil des Flughafens in Bezug auf die Gesamtbelastung gewonnen werden.

Zur Einordnung der Modellergebnisse wurden diese mit vorhandenen Messungen verglichen. Dazu wurde auf zum Teil langjährige Messreihen in der Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main zurückgegriffen. Es werden Empfehlungen für Mess- und Modellierungsstrategien gegeben, um den Anteil des Flughafens und der Flugzeuge an der Luftbelastung quantifizieren zu können.

Weitergehendes Ziel der Studie ist es, Empfehlungen für zukünftige Modellstudien mit erweiterten Modellansätzen anzugeben.

Das Projekt gliedert sich inhaltlich in folgende Arbeitsschwerpunkte:

- ▶ Literaturstudie,
- ▶ Modellierung,
- ▶ Validierung sowie
- ▶ Vergleich der Messdaten mit den Modellierten Daten.

▶ Aerosol-Durchmesser

Festlegung der Größe eines Aerosols:

Der **geometrische Durchmesser** bezieht sich auf die geometrische Ausdehnung des Aerosols in einer Raumrichtung.

Der **aerodynamische Durchmesser** bezieht sich auf eine Referenzkugel mit der Dichte 1 g/cm^3 , welche dieselbe Sinkgeschwindigkeit wie das Aerosol besitzt.

Der **optische Durchmesser** bezieht sich auf optische Streueigenschaften des Aerosols.

Der **Beweglichkeitsdurchmesser** bezieht sich auf die Diffusionseigenschaften des Aerosols in einem Messgerät.

Anzahlmessungen von UFP liegt in der Regel der Beweglichkeitsdurchmesser (*mobility diameter*) zugrunde.

2 Literaturstudie

2.1 Einleitung

Eine Reihe unabhängiger Untersuchungen belegen, dass Flughafenemissionen zu deutlich erhöhten Konzentrationen von Ultrafeinpartikeln (UFP) in der nahen Umgebung des Flughafens führen können (Westerdahl et al., 2008; Ellermann, 2011; ACI, 2018; HLNUG, 2018; Fraport, 2017; Gerwig et al., 2016). Aufgrund dieser Befunde und der allgemeinen Problematik von UFP in Bezug auf Schutzziele wurden verschiedene Messkampagnen zur Bestimmung der UFP-Emission aus Flugzeugtriebwerken durchgeführt (z. B. PartEmis; Petzold et al., 2003; APEX; Wey et al., 2007; Kinsey et al., 2010), die einen Hauptbeitrag zu den UFP-Emissionen im Bereich eines Flughafens liefern.

Nach ICAO (2011) können die flughafenrelevanten Emissionsquellen wie folgt unterteilt werden:

- ▶ Flugzeugemissionen:
 1. Haupttriebwerke

2. Hilfstriebwerke (*Auxiliary Power Units, APU*): eigenständige Triebwerke, die zum autarken Betrieb der Flugzeugausrüstung am Boden elektrische Energie und Druckluft liefern und zum Start der Haupttriebwerke dienen
 - ▶ Abfertigungsemissionen (*Ground Support Equipment, GSE*): Anlagen oder Maschinen zur Ausführung bzw. zum Betreiben notwendiger Vorgänge oder Einrichtungen am Boden für ein Flugzeug vor dem Start oder nach der Landung, z. B. Klimaanlage, Flugzeugschlepper, Förderbänder, Passagiertreppen, Zugmaschinen oder Gabelstapler
 - ▶ Luftseitiger Fahrzeugverkehr (*airside traffic*): Flughafenbezogener Fahrzeugverkehr im nicht öffentlich zugänglichen Bereich, z. B. Kehrmaschinen, Tank- oder Cateringfahrzeuge, Zubringerbusse
 - ▶ Landseitiger Fahrzeugverkehr (*landside traffic*): Flughafenbezogener Fahrzeugverkehr im öffentlich zugänglichen Bereich
 - ▶ Infrastrukturbezogene Quellen: z. B. Energieanlagen und Heizhäuser, Notstromaggregate, Flugzeug- und Flughafenwartung

Die Literaturstudie beschränkt sich auf UFP, weil hier der Erkenntnisstand noch relativ gering ist, im Gegensatz zu Spurenstoffen wie Stickoxide, Schwefeloxide, Kohlenoxide und Kohlenwasserstoffe, für die bereits seit geraumer Zeit etablierte Datenbanken mit detaillierten Emissionsindizes existieren (ICAO, 2016).

▶ Emissionsindex und Emissionsfaktor

Eine im Bereich von Verbrennungsprozessen häufig verwendete Angabe zu der auf die Masse verbrannten Treibstoffs bezogenen Emissionsmenge. Der Massen-Emissionsindex ist die Masse des freigesetzten Spurenstoffes pro Masse verbrannten Treibstoffs (in der Regel angegeben in g/kg). Der Anzahl-Emissionsindex von UFP ist die Anzahl der freigesetzten UFP pro Masse verbrannten Treibstoffs (in der Regel angegeben in 1/kg).

Im Rahmen dieses Berichtes wird der Ausdruck „Emissionsindex“ ausschließlich in dieser Bedeutung (Menge pro Masse verbrannten Treibstoffs) verwendet. Andere Angaben wie Menge pro gefahrener Kilometer oder Menge pro freigesetzter Masse PM₁₀ werden als „Emissionsfaktor“ bezeichnet.

Die UFP-Emissionen von Fahrzeugen sind – zumindest für die motorbedingten Emissionen – bereits in einschlägigen Datenbanken wie dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA, UBA, 2017) oder dem Regelwerk „*Calculation of air pollutant emissions from road transport*“ (COPERT, EEA, 2016) behandelt und wurden deshalb nicht explizit recherchiert. Ansätze zur Ermittlung des Emissionseintrags von UFP aus bodennahen Flughafenquellen werden in Abschnitt 2.5 diskutiert.

▶ Lognormal-Verteilung

Häufig gewählte analytische Beschreibung für die Verteilung der Durchmesser. Es wird angenommen, dass der Logarithmus des auf einen Referenzdurchmesser skalierten Durchmessers der UFP normalverteilt ist. Messungen zeigen, dass hiermit die beobachteten Verteilungen gut wiedergegeben werden. Die Lognormal-Verteilung ist um einen Durchmesser zentriert (Mittlerer Geometrischer Durchmesser, *geometric mean diameter, GMD*, identisch mit dem Zähl-Median-Durchmesser, *count median diameter, CMD*) und besitzt eine bestimmte Breite (Geometrische Standardabweichung, *geometric standard deviation, GSD*). Oft setzt sich die Verteilung aus mehreren solcher Durchmessermoden zusammen.

Tabelle 21 und Tabelle 22 im Anhang geben einen Überblick zur Literatur im Zusammenhang mit Emissionen und Immissionen von UFP durch Flugzeuge und Flughäfen. Die Rechercheergebnisse zu den vorliegenden relevanten Modellstudien sind im Abschnitt 2.8 dargelegt.

In den Tabellen sind die Literaturstellen nach den jeweils hauptsächlich behandelten Quelltypen sortiert aufgelistet. Die Hauptergebnisse der einzelnen Studien sind in Bezug auf Partikel-Anzahlkonzentration und Partikel-Anzahlemission erfasst.

Die recherchierten Ergebnisse zu UFP-Konzentrationen sind stark von der verwendeten Messtechnik und dem erfassten Größenbereich der Partikel abhängig. Daher sind in der Tabelle jeweils auch das verwendete Messinstrument und der vermessene Größenbereich aufgeführt.

Je nach eingesetzter Messtechnik kommen in unterschiedlichem Maße Abscheideeffekte, Sedimentationsverluste, Diffusionsverluste und Partikelverluste durch Zentrifugalkräfte bei starker Umlenkung sowie elektrostatische Verluste zum Tragen. Das wird teilweise durch Verlustkorrekturen ausgeglichen, teilweise nicht. Ob und in welchem Maße eine solche Korrektur in den verschiedenen Studien durchgeführt wurde, ist, soweit Informationen hierzu vorlagen, an den entsprechenden Stellen vermerkt.

2.2 Übersichtsartikel

Kumar et al. (2013) betrachten die UFP-Emissionen von 11 Quelltypen, von denen Flugzeugtriebwerke und Kfz-Reifenabrieb für dieses Projekt von besonderem Interesse sind. Masiol et al. (2014) geben einen umfassenden Überblick zur Literatur über Emissionen von Flugzeugtriebwerken und anderen flughafenbezogenen Quellen, wobei hier eine Vielzahl von Spurenstoffen betrachtet wird, unter anderem auch die Partikelanzahl von UFP.

Die in den Übersichtsartikeln enthaltenen Literaturstellen wurden gesichtet und weitgehend in der Tabelle mit aufgeführt.

2.3 UFP aus Flugzeugtriebwerken

2.3.1 Einführung

Die Emission von Staub (*Particulate Matter*, PM) aus den Haupttriebwerken von Flugzeugen erfolgt hauptsächlich als Ruß (*non-volatile Particulate Matter*, nvPM) mit Partikeldurchmessern von wenigen 10 Nanometern (*nucleation mode*). Nach dem Austritt ändert sich die Zusammensetzung und Menge der Partikel in der Triebwerksabluft vor allem durch Kernbildung (*nucleation*) und Kondensation bzw. Verdampfung gasförmiger organischer und schwefelhaltiger Verbindungen (*volatile Particulate Matter*, vPM), wobei die Anzahl der primär freigesetzten Rußpartikel im Wesentlichen erhalten bleibt. Die Partikeldurchmesser nehmen auf Werte um die 100 Nanometer zu (*accumulation mode*) und die Gesamtzahl der Partikel (nvPM plus vPM) vervielfacht sich, siehe z. B. Timko et al. (2013) und Masiol & Harrison (2014).

Der Anzahl-Emissionsindex, also die Anzahl von UFP, die pro Masse verbrannten Treibstoffs erzeugt werden (üblicherweise Anzahl pro Kilogramm Treibstoff, Einheit 1/kg), hängt zum einen von der Triebwerkstechnologie (z. B. Art der Brennkammer), dem verwendeten Treibstoff (z. B. Schwefelanteil), dem Lastzustand des Triebwerks (z. B. Rollen oder Start) und meteorologischen Bedingungen (z. B. Eingangstemperatur der Luft) ab. Zum anderen ändert sich diese Anzahl während des atmosphärischen Transportes durch Umsetzungen (z. B. Agglomeration und Neubildung sekundärer Aerosole), so dass der effektive Anzahl-Emissionsindex auch vom Abstand zum Triebwerk und der Konzentration weiterer, in der Triebwerksabluft und in der Umgebungsluft vorhandener Substanzen abhängt, siehe z. B. Kinsey et al. (2010), Timko et al. (2013), Lobo et al. (2015a).

► Start-Lande-Zyklus

Start und Landung eines Flugzeugs im Flughafenbereich (*Landing Takeoff Cycle*, LTO). Der LTO wird in der Regel durch die Segmente (nach zunehmendem Lastzustand der Triebwerke geordnet) *Idle* (Rollbewegung am Boden nach der Landung und vor dem Start), *Approach* (Anflug bis zum Aufsetzen), *Climb* (Steigflug) und *Takeoff* (Beschleunigung und Abheben auf der Startbahn) beschrieben. Im Zertifizierungs-LTO werden diesen Segmenten feste Zeiten und feste Prozentsätze des Maximalschubs zugewiesen (26 Minuten bei 7 % Maximalschub für *Idle*, 4 Minuten bei 30 % für *Approach*, 2,2 Minuten bei 85 % für *Climb* und 0,7 Minuten bei 100 % für *Takeoff*).

Gemessene Anzahlkonzentrationen von UFP und hieraus gewonnene Anzahl-Emissionsindizes sind zusätzlich von messtechnisch bedingten Faktoren beeinflusst. So kann das Ergebnis wesentlich von der unteren Detektionsgrenze des Messverfahrens in Bezug auf den Partikeldurchmesser abhängen. Während für Messungen im Rahmen der Zertifizierung von Kfz-Motoren eine untere Grenze von 23 nm angesetzt wird (May et al., 2008; Baldauf et al., 2016), sind für Flugzeugtriebwerke kleinere Schwellenwerte von 10 nm oder weniger erforderlich (siehe z. B. Lobo et al., 2015a). Verluste in der Messapparatur können erheblich sein und werden manchmal quantifiziert und korrigiert, manchmal nicht. Bei der Angabe von Größenverteilungen oder mittleren Durchmessern ist zudem die Angabe erforderlich, welche Art von Durchmesser gemeint ist (z. B. geometrischer, aerodynamischer oder Beweglichkeitsdurchmesser).

Die messtechnischen Aspekte sind weniger kritisch, wenn die Aufgabe darin besteht, Messwerte, die mit derselben standardisierten Methode erhoben wurden, untereinander zu vergleichen, zum Beispiel im Rahmen einer Triebwerkszertifizierung (SAE, 2013; Lobo et al., 2015a). Wenn die Aufgabe jedoch darin besteht, Ergebnisse unterschiedlicher Messmethoden in einen Emissionsdatensatz zusammenzuführen oder mit Immissionsmessungen in Bezug zu setzen, dann ist es zwingend erforderlich, zu jedem Messwert anzugeben, wo, was und wie gemessen wurde.

Eigenheiten der Messung (z. B. untere Detektionsgrenze und Verluste in der Apparatur) können den Wert der Anzahlkonzentration und des Anzahl-Emissionsindex von UFP um den Faktor 10 oder mehr ändern. Dazu kommen die nicht messtechnisch bedingten Einflussfaktoren auf die Partikelzahl (z. B. Entfernung vom Triebwerk und Lastzustand). Alles zusammen kann zu einer Variation der in der Literatur dokumentierten Anzahl-Emissionsindizes um mehrmals den Faktor 10 führen.

2.3.2 Gemessene Anzahl-Emissionsindizes

Am eindeutigsten kann der Anzahl-Emissionsindex von Partikeln unmittelbar am Triebwerksaustritt festgelegt werden, da hier die Anzahl praktisch nicht von flüchtigen Bestandteilen und Umwandlungsprozessen in der freien Atmosphäre abhängt. Dieser Ansatz ist Grundlage für eine geplante Triebwerkszertifizierung in Bezug auf UFP-Emissionen. Das Messverfahren ist in dem Bericht AIR6241 der *Society of Automotive Engineers* (SAE) festgelegt (SAE, 2013). Es wurde gezeigt, dass die mit diesem standardisierten Verfahren durchgeführten Messungen ein hohes Maß an Reproduzierbarkeit besitzen (Lobo et al., 2015a). Von Lobo et al. (2015a) nach AIR6241 bestimmte Emissionsindizes für nvPM am Triebwerksausgang liegen bei etwa $3E+13$ bis $9E+14$ 1/kg für den Lastzustand *Idle* und $3E+14$ bis $6E+14$ 1/kg für den Lastzustand *Takeoff*. Die *Idle*-Werte für ein DAC-Triebwerk (*Dual Annular Combustor*) lagen mit $5E+14$ und $4E+15$ 1/kg deutlich darüber. Diese Werte sind bis auf Thermophorese nicht um weitere Verluste in der Messapparatur korrigiert. Diese können mehr als 80 % betragen. Der mittlere geometrische Durchmesser (*Geometric Mean Diameter*, GMD) der als einmodige Lognormal-Verteilung (siehe Infobox) angesetzten Durchmesser-Verteilung (siehe z. B. Seinfeld & Pandis, 2016) lag zwischen etwa 20 nm bei *Idle* und 50 nm bei *Takeoff*, die geometrische Standardabweichung (*Geometric Standard Deviation*, GSD) zwischen 1,6 und 1,9. Timko et al. (2013) fanden einen Anstieg im Emissionsindex für Gesamtpartikel (nicht verlustkorrigiert) von knapp $1E+16$ 1/kg in 30 m Entfernung

vom Triebwerk auf etwa $3E+16$ bis $4E+16$ 1/kg in 300 m Entfernung, wobei im Zwischenbereich für niedrige Lastzustände Werte bis $1E+17$ 1/kg beobachtet wurden. Es wurde geschätzt, dass die Gesamtmasse der Partikel in ein paar 100 m Entfernung um den Faktor 5 bis 10 größer sein konnte als unmittelbar am Triebwerksaustritt.

Kinsey et al. (2010) ermittelten etwa 30 m hinter dem Triebwerk Anzahl-Emissionsindizes für Gesamtpartikel von $1E+16$ bis $1E+17$ 1/kg bei *Idle* und $1E+15$ bis $3E+16$ 1/kg bei *Takeoff*, wobei 40 % bis 80 % der Gesamtmasse aus vPM besteht (alle Werte verlustkorrigiert). Der Massen-Emissionsindex (Masse pro Masse Treibstoff) lag je nach Lastzustand und Treibstoffverbrauch zwischen 10 und 550 mg/kg.

Nimmt man für die Werte von Lobo et al. (2015a) einen Verlust von 90 % an, dann ergibt sich als grobes Bild, dass der Anzahl-Emissionsindex der Gesamtpartikel von der Größenordnung $5E+14$ bis $5E+15$ 1/kg unmittelbar am Triebwerksaustritt (nvPM) während des Transports auf den ersten paar 100 m hinter dem Triebwerk durch Umsetzungsprozesse um etwa eine Größenordnung (nvPM plus vPM) zunimmt. In größerer Entfernung nimmt der Anzahl-Emissionsindex dann tendenziell wieder ab (Timko et al., 2013).

2.3.3 Modellierte Anzahl-Emissionsindizes

Emissions- und Ausbreitungsrechnungen zum Flugverkehr erfordern Emissionsangaben für alle eingesetzten Triebwerke, um die Flottenzusammensetzung abbilden zu können, beispielsweise die konkreten Flugbewegungen an einem Flughafen. Standardmäßig wird hierfür die *Engine Emission Database* (EEDB, siehe Infobox) der *International Civil Aviation Organization* (ICAO, siehe Infobox) verwendet. In dieser öffentlichen Datenbank sind für zertifizierte Triebwerke mit einem Maximalschub von mehr als 26,7 kN die Treibstoffverbräuche und Emissionsindizes für Stickoxide (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und Kohlenwasserstoffe (HC) für die vier Lastzustände des Zertifizierungs-Start-Lande-Zyklus (7 %, 30 %, 85 %, 100 % Maximalschub für die Lastzustände *Idle*, *Approach*, *Climb*, *Takeoff*) aufgeführt. Zusätzlich ist die maximale Ruß-Zahl (SN, *smoke number*) angegeben, teilweise unterschieden nach Lastzustand. Die Ruß-Zahl wird im Rahmen der Zertifizierung aus dem Schwärzungsgrad eines Filtermaterials bestimmt.

▶ ICAO/CAEP

Internationale Zivilluftfahrtorganisation (*International Civil Aviation Organization*, ICAO) und hierin das Komitee zum Schutz der Umwelt in Bezug auf Flugverkehr (*Committee on Aviation Environmental Protection*, CAEP). Zu den Hauptaufgaben gehört die Festlegung verbindlicher Standards für die Luftfahrt, die Regelung der internationalen Verkehrsrechte und die Festlegung von Grenzwerten für Fluglärmemissionen und Triebwerksemissionen.

Für die Abschätzung der Massen-Emissionsindizes von PM hat sich ein Verfahren etabliert, in dem aus den Ruß-Zahlen und einer Reihe von Annahmen Massen-Emissionsindizes bestimmt werden, die sogenannte *First Order Approximation Version 3* (FOA3; Wayson et al., 2009). Die Methode FOA3 erlaubt es, für alle in der EEDB aufgeführten Triebwerke und Lastzustände Massen-Emissionsindizes für nicht-flüchtige und flüchtige Partikel abzuleiten (ICAO 9889, 2011), wobei beide Anteile von gleicher Größenordnung sind.

▶ EEDB

Datenbank mit den Emissionswerten zertifizierter Triebwerke (*Engine Emission Database*, EEDB). Im Rahmen der Zertifizierung von Triebwerken mit einem Maximalschub von mehr als 26,7 kN werden die Massen-Emissionsindizes und Treibstoffverbräuche für die Lastzustände des Zertifizierungs-LTO erhoben und in dieser öffentlich zugänglichen Datenbank zur Verfügung gestellt.

Ist die Masse von freigesetztem PM bekannt, kann daraus unter Annahme einer Verteilungsfunktion für den geometrischen Durchmesser der Partikel und der Massendichte eines Partikels die Anzahl der freigesetzten Partikel abgeleitet werden. Das Verfahren vereinfacht sich, wenn nur nvPM betrachtet wird, denn hier kann für Flugzeugturbinen eine Lognormal-Verteilung mit einer Mode, also einem einzelnen Maximum, angenommen werden. Wendet man dieses Verfahren auf die mit FOA3 und der EEDB bestimmten Massen-Emissionsindizes an, so ergeben sich Anzahl-Emissionsindizes für alle zertifizierten Triebwerke und Lastzustände der EEDB.

Dieses Verfahren, im Folgenden als FOA3N bezeichnet, wird zur Zeit im *Committee on Aviation Environmental Protection* (CAEP) von ICAO eingesetzt und die Ergebnisse werden nach und nach mit expliziten Anzahl-Messungen von nvPM nach dem Standard AIR6241 für konkrete Triebwerke verglichen. Allerdings liegen bisher nur Daten für wenige Triebwerke vor und diese sind nicht öffentlich. Es ist auch eine Verfeinerung des Verfahrens FOA3N in Bearbeitung (SCOPE11), das voraussichtlich Anfang 2019 veröffentlicht wird.

2.3.4 Diskussion

Für die Durchführung von Ausbreitungsrechnungen zur atmosphärischen Anzahlkonzentration von UFP aus dem Flugverkehr werden Emissionsvorgaben benötigt (Anzahl freigesetzter UFP pro Zeit bzw. Anzahl freigesetzter UFP pro verbrauchter Menge Treibstoff).

Von den Triebwerken werden hauptsächlich neben gasförmigen Luftschadstoffen Partikel aus Ruß (nvPM) freigesetzt, deren Anzahl sich mit der standardisierten Messmethode AIR6241 zuverlässig bestimmen lässt, wobei Messverluste in der Apparatur zu beachten sind. Eine vergleichbar robuste Bestimmung des Partikelwachstums und der Erzeugung von Sekundärpartikeln (vPM) während des atmosphärischen Transportes ist dagegen bisher weder messtechnisch noch modelltechnisch möglich. Diese Problematik besteht generell, nicht nur in Bezug auf Triebwerksemissionen. So wird in der PKW-Typenprüfung ebenfalls nur nvPM betrachtet, 50 % der Partikelzahl wird bei der unteren Durchmesserbegrenzung von 23 nm nicht registriert und Messverluste gehen in der Regel nicht in die ausgewiesene Partikelzahl ein (May et al., 2008).

Angaben zur nvPM-Emission aus Triebwerken können aus veröffentlichten Messdaten gewonnen werden. Die aufgeführten Literaturstellen zeigen, dass es kaum möglich ist, hieraus einen konsistenten Datensatz zu erstellen, da die Messungen auf unterschiedlichen Methoden und Begrenzungen beruhen, etwa in Bezug auf die Entfernung vom Triebwerk, den betrachteten Durchmesserbereich der Partikel und die Behandlung von Verlusten in der Apparatur. Messdaten nach AIR6241 wiederum liegen nur in sehr begrenztem Umfang vor und sind bisher zum Großteil nicht öffentlich.

Eine Alternative, die für das vorliegende Projekt gewählt wurde, ist die Bestimmungsmethode FOA3N auf Grundlage der EEDB. Hiermit stehen Anzahl-Emissionsindizes von nvPM für alle zertifizierten Triebwerke und Lastzustände zur Verfügung. Dabei müssen allerdings die Näherungen von FOA3 und FOA3N in Kauf genommen werden. Für diese Vorgehensweise spricht, dass die Methodik eindeutig und über alle Triebwerke konsistent ist und alle eingesetzten Daten öffentlich zugänglich sind. Das Verfahren schließt konsistent an die für andere Schadstoffe übliche Emissionsbestimmung auf Grund-

lage der EEDB an und ermöglicht die Emissionsbestimmung für eine konkrete Flottenzusammensetzung.

FOA3N und anschließende Ausbreitungsrechnung liefern eine im Rahmen der Datengrundlagen robuste Abschätzung der Anzahlkonzentration durch primär freigesetzte, nichtflüchtige UFP. Das Ergebnis kann zur Anzahlkonzentration von nichtflüchtigen UFP aus anderen Quellgruppen in Bezug gesetzt werden. Für Vergleiche mit Konzentrationsmessungen zu Gesamt-UFP (nichtflüchtige plus flüchtige UFP) müssen bei Bedarf geeignete Abschätzungen vorgenommen werden.

2.4 UFP aus Hilfstriebwerken

Emissionsindizes für PM aus Hilfstriebwerken (*Auxiliary Power Units*, APU) zeigen ein ähnliches Verhalten wie bei Haupttriebwerken.

Lobo et al. (2013) fanden bei Messungen hinter verschiedenen APU-Typen (vergleichbar mit oben aufgeführten Messungen in 30 m Entfernung vom Triebwerksaustritt) in Abhängigkeit von Typ und Lastzustand Massen-Emissionsindizes (*Black Carbon*, BC) zwischen 10 und 430 mg/kg, Anzahl-Emissionsindizes zwischen $6E+13$ und $8E+15$ 1/kg und mittlere geometrische Durchmesser zwischen 17 und 33 nm bei einer geometrischen Standardabweichung zwischen 1,7 und 2,2.

Nach dem Standard AIR62451 durchgeführte Messungen von nvPM an einer APU (Typ GTCTP85, Treibstoff Jet A-1) ergaben Massen-Emissionsindizes zwischen 270 und 750 mg/kg, Anzahl-Emissionsindizes zwischen $2E+15$ und $5E+15$ 1/kg und einen Durchmesser um 40 nm bei einer Standardabweichung um 1,7 (Lobo et al., 2015b).

Diese Befunde legen nahe, dass für die Festlegung der Anzahl-Emissionsindizes von UFP aus APU im Prinzip ähnliche Verfahren wie für die Haupttriebwerke eingesetzt werden können. Allerdings liegen in der Praxis meist nur wenige Informationen zur eingesetzten APU und ihrem Treibstoffverbrauch vor und auch das Verfahren FOA3 ist (unter anderem) aufgrund fehlender Rauchzahlen (SN) nicht anwendbar.

Eine andere Möglichkeit für die Emissionsbestimmung von nvPM aus APU besteht darin, die APU-Typisierung und Zuordnung von lastabhängigem Treibstoffverbrauch und PM-Massenemission nach dem ICAO-Dokument 9889 (ICAO 9889, 2011) zu verwenden und, wie bei den Haupttriebwerken, die Anzahlmission daraus anhand einer Abschätzung der Durchmesser-Verteilung (GMD, GSD) zu gewinnen. Dieser Weg wurde für das vorliegende Projekt gewählt.

2.5 UFP-Emissionsindizes für *Ground Support Equipment*

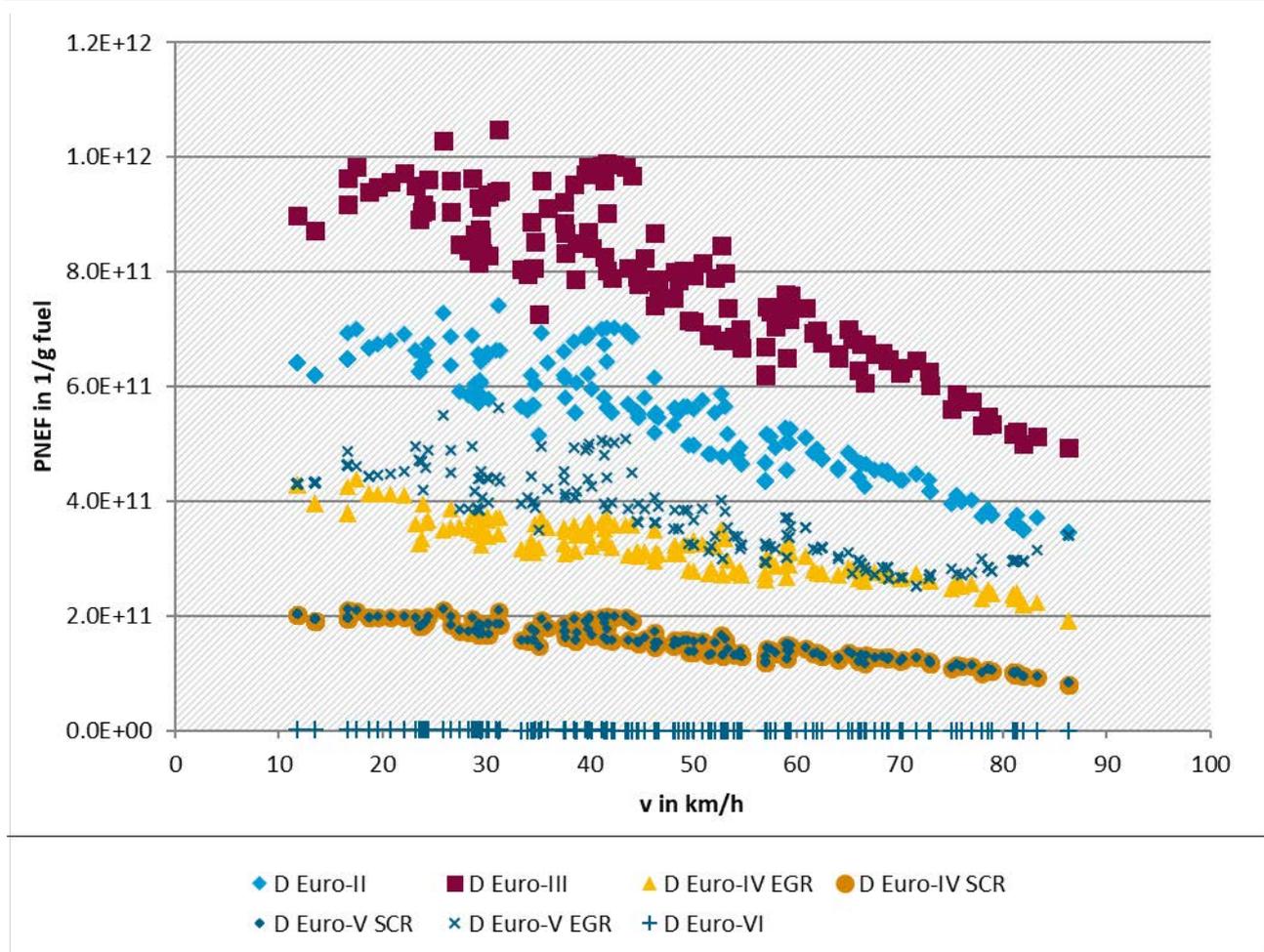
In Fleuti, E. (2014) werden Emissionsfaktoren für *Ground Support Equipment* (GSE) für Partikelmasse, CO, HC und NO_x angegeben. Diese Emissionsfaktoren stellen für den Flughafen Zürich Durchschnittswerte über alle relevanten Fahrzeuge dar und werden pro Start-/Landevorgang differenziert nach Flugzeuggruppen ausgewiesen.

Winther et al. (2015) leiten die UFP-Emissionsindizes aus den Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs nach COPERT IV (EMEP/EEA, 2013) ab. Dabei werden die in COPERT IV ausgewiesenen UFP-Emissionsfaktoren für Straßenverkehrsfahrzeuge in 1/km durch die entsprechenden Verbrauchsfaktoren in g/km dividiert. Als Referenzfahrzeug wurden ein Diesel LKW der Abgasnorm EURO II und III ohne Dieselpartikelfilter (DPF) mit einem zulässigen Gesamtgewicht von 3.5 bis 7.5 t angenommen. Die derart ermittelten UFP-Emissionsindizes betragen bei sämtlichen berücksichtigten Abfertigungs-Aktivitäten (*handling arrival*, *handling departure*, *push back at gate* sowie *push back moving*) einheitlich $3,10E+15$ 1/kg.

Die Berechnung der UFP-Emissionen des Straßenverkehrs erfolgt im vorliegenden Projekt auf der Basis des HBEFA (UBA, 2017). Die Herleitung der Emissionsindizes unter Verwendung der Emissionsfaktoren des HBEFA 3.3 mit Bezug auf den Kraftstoffverbrauch (Abbildung 1) zeigt für die

oben genannten Referenzfahrzeuge (EURO II und EURO III) zum einen eine starke Geschwindigkeitsabhängigkeit der Emissionsindizes. Zum anderen liegen die Werte mit $1E+11$ bis $1E+12$ 1/g unter denen aus Winther et al. (2015). Bei moderneren Fahrzeugen nehmen die Emissionsindizes zum Teil deutlich ab und liegen bei EURO VI LKW in dieser Größenklasse nur noch bei ca. $1,5E+8$ bis $4E+8$ 1/g.

Abbildung 1: PNEF in 1/(g fuel) für LKW 3,5 t bis 7,5 t EURO II bis EURO VI in Abhängigkeit von der Reisegeschwindigkeit in den Verkehrssituationen (UBA, 2017).



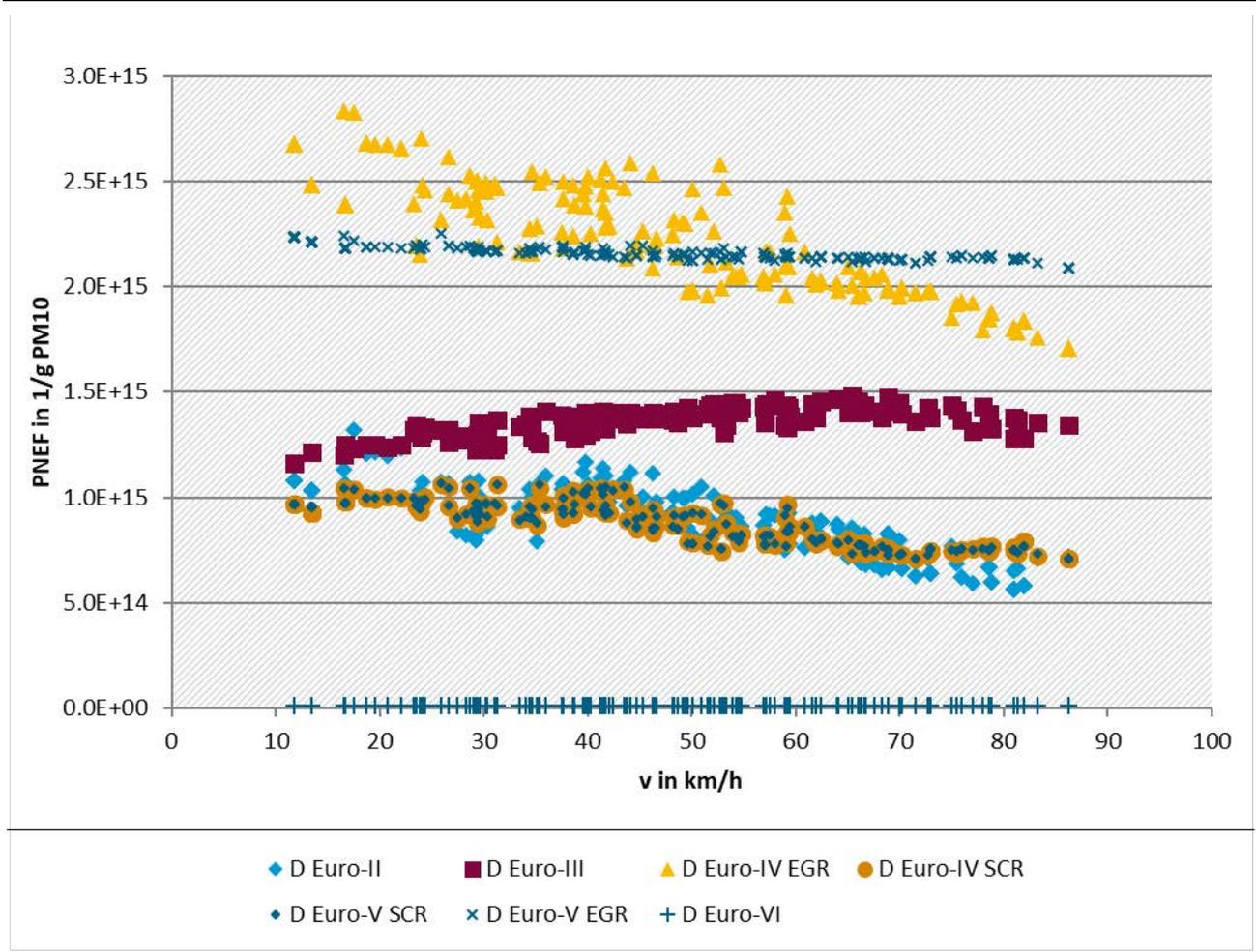
Quelle: Lohmeyer, Datengrundlage UBA (2017)

Die Herleitung von UFP-Emissionsfaktoren mit Bezug auf die Masse-Emissionsfaktoren von PM10 nach UBA (2017) ist in Abbildung 2 dargestellt.

Es zeigt sich, dass der Geschwindigkeitseinfluss weniger ausgeprägt ist als bei der Herleitung über den Kraftstoffverbrauch. Bei moderneren Fahrzeugen nehmen die Emissionsfaktoren zum Teil ebenfalls deutlich ab und liegen bei EURO VI LKW in dieser Größenklasse nur noch bei ca. $1,1E+13$ bis $1,3E+13$ 1/(g PM10).

Die Auswertung der Datenlage in HBEFA legt nahe, die Berechnung der bodennahen PN-Emissionen auf dem Flughafengelände mit Bezug auf Masse-Emissionsfaktoren von PM10 in Abhängigkeit von der Antriebsart (Benzin/Diesel), Abgasminderungsstufen sowie vom Betriebszustand zu berechnen. Die Definition der Betriebszustände muss je nach Art des Emittenten vorgenommen werden (z. B. Geschwindigkeit, Leistungsaufnahme oder Temperatur).

Abbildung 2: PNEF in 1/(g PM10) für LKW 3,5 t bis 7,5 t EURO II bis EURO VI über Reisegeschwindigkeiten der Verkehrssituationen (UBA, 2017).



Quelle: Lohmeyer, Datengrundlage UBA (2017)

2.6 UFP durch Reifen von Kraftfahrzeugen

Neben den üblichen bekannten, Kfz-bedingten Emissionen durch Auspuff, Abrieb oder Aufwirbelung gibt es Messungen, die belegen, dass allein durch die Wechselwirkung zwischen Reifen und Straße UFP gebildet werden können. Eine Reihe von Studien zu Immission- und Emissionsmessungen sind im Anhang in Tabelle 21 bzw. Tabelle 22 unter der Rubrik „Road-tyre interaction“ aufgeführt.

Die Emissionsfaktoren hängen vom Reifentyp und der Fahrgeschwindigkeit ab. Dahl et al. (2006) und Mathissen et al. (2011) bestimmen (auf Fahrstrecken bezogene) Emissionsfaktoren im Bereich 1E+11 bis 3E+12 1/km. Diese Emissionsfaktoren entsprechen allerdings nur etwa 1 Prozent der Auspuffemissionen für UFP für eine Kfz-Fahrzeugflotte aus 95 % Benzin- und 5 % Dieselfahrzeugen. Daher sind die reifen erzeugten UFP bei der derzeitigen Fahrzeugflotte wohl weniger relevant, könnten aber in der Zukunft bei stark reduzierten UFP-Auspuffemissionen an Bedeutung gewinnen.

2.7 Gemessene Partikel-Anzahlkonzentrationen

Die gemessenen und in der Literatur aufgeführten Anzahlkonzentrationen streuen über einen großen Bereich, da diese stark von der Entfernung zur Quelle, dem Mittelungsintervall und der verwendeten Messtechnik abhängen. Typische Mittelwerte der UFP-Konzentration über einen längeren Zeitraum (ein Tag oder mehr) liegen bei 2E+3 bis 4E+4 1/cm³ auf dem Flughafengelände (Buonanno et al.,

2012; Ellermann et al. 2011) oder in wenigen 100 m Abstand vom Flughafen (Zhu et al., 2011; Hsu et al., 2013).

Kurzzeitige Spitzenwerte in Quellnähe können um einige Größenordnungen höher liegen, zum Beispiel $3E+5$ bis $6E+5$ $1/cm^3$ (Ellermann et al., 2011) oder $1E+7$ $1/cm^3$ (Zhu et al., 2011).

In einigen Literaturstellen sind neben Anzahlkonzentrationen auch Partikelgrößenverteilungen publiziert. Als Beispiele sind hier Ergebnisse aus Amsterdam und Kopenhagen wiedergegeben.

Auffallend ist die sehr ähnliche Form der Größenverteilung mit einem Maximum bei etwa 20 nm. Die Verteilungen illustrieren die hohe Sensitivität von Messungen der Gesamtanzahl bezüglich der unteren Detektionsgrenze des Messgerätes.

Abbildung 3: Flughafen Amsterdam/Schiphol (Keuken et al., 2015). Mittlere Partikelgrößenverteilungen gemessen im Zeitraum März bis Mai 2014 an zwei Messstellen in der unmittelbaren bzw. näheren Umgebung des Flughafengeländes zu verschiedenen Tageszeiten und Windrichtungsverhältnissen.

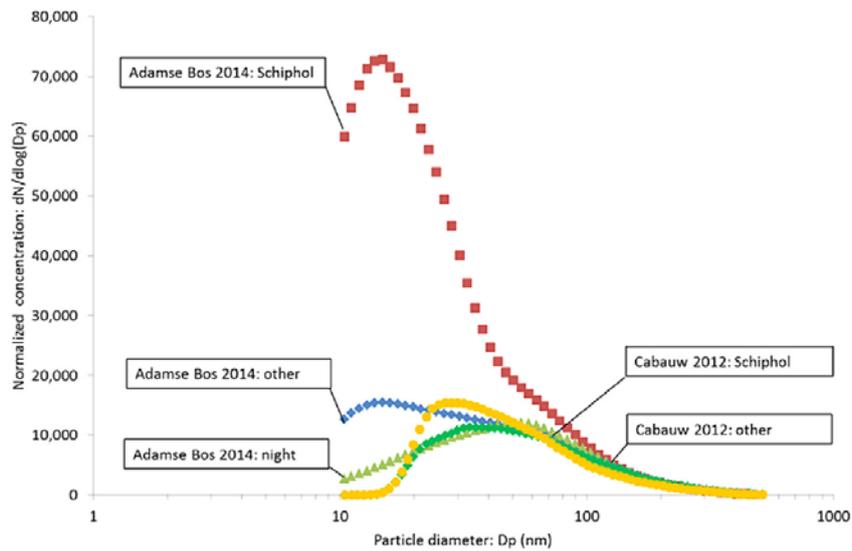
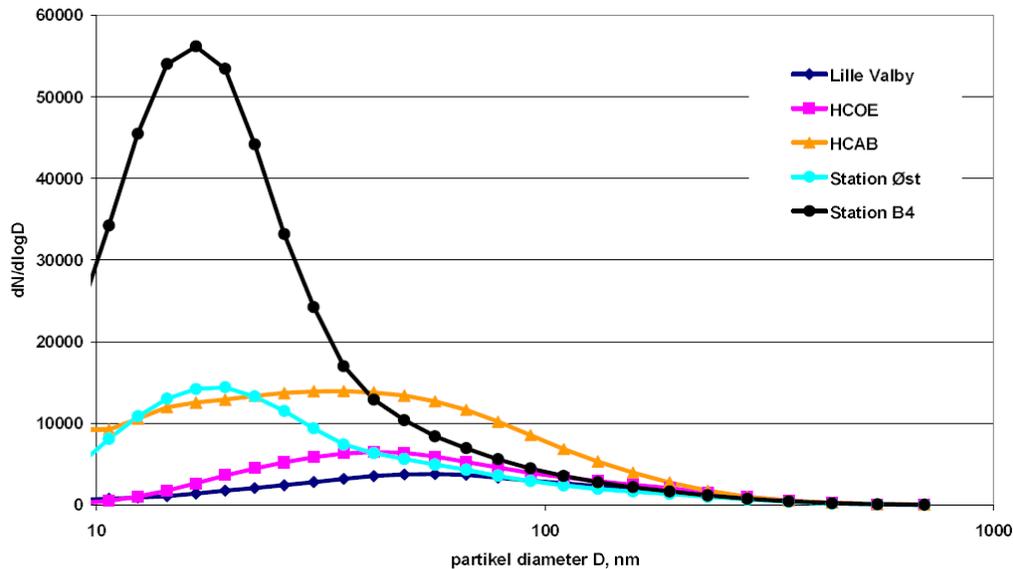


Fig. 9. Normalized size distribution ($dN/d\log(D_p)$) versus particle size (D_p in nm) at Adamse Bos (March–May 2014): night-time hours (\blacktriangle ; $n = 460$), day-time hours with wind directions from Schiphol (\blacksquare ; $n = 222$) and remaining day-time hours (\blacksquare ; $n = 890$), and at Cabauw (2012): with wind directions from Schiphol (\bullet ; $n = 131$) and remaining hours (\blacksquare ; $n = 8461$).

© Keuken et al. (2015)

Abbildung 4: Flughafen Kopenhagen (Ellermann et al., 2011). Mittlere Partikel-Größenverteilungen gemessen im Zeitraum August 2010 bis Dezember 2010 an Messpunkten auf dem Flughafengelände (Vorfeld/Gate B4 und am östlichen Rand „Øst“) sowie zum Vergleich an einer Verkehrsstation (HCAB), im städtischen Hintergrund (HCOE) und an einer ländlichen Station (Lille Valby).



© Ellermann et al. (2011); DCE/Aarhus University, Denmark

2.8 Modellstudien

Zur Modellierung flughafenbezogener Spurenstoff-Konzentrationen existieren verschiedene Modelle mit unterschiedlichen Ansätzen in Bezug auf die Berücksichtigung der Quellen sowie mit teilweise unterschiedlichen Ansprüchen in Bezug auf die zeitliche und räumliche Auflösung.

Das Modellsystem AEDT (*Aviation Environmental Design Tool*) wurde von der US-Luftfahrtbehörde FAA (*Federal Aviation Administration*) entwickelt und ist so konzipiert, dass individuelle Studien von einem einzigen Flug am Flughafen bis zu Szenarien auf regionaler, nationaler und globaler Ebene durchgeführt werden können. AEDT nutzt ein geographisches Informationssystem (GIS) und eine relationale Datenbanktechnologie, um diese Skalierbarkeit zu erreichen, und bietet zahlreiche Möglichkeiten für die Erkundung und Präsentation der Ergebnisse. Als Ausbreitungsmodell (siehe Infobox) kommt jedoch lediglich ein Gaußsches Fahnenmodell zum Einsatz (EDMS). Versionen von AEDT werden von der US-Regierung aktiv für die Planung der nationalen Luftfahrtsysteme sowie für die nationale und internationale Luftfahrt-Umweltpolitik eingesetzt (FAA, 2016).

ADMS-Airport (*Atmospheric Dispersion Modelling System - Airport*) ist ein umfassendes Modellierungsinstrument für das Luftqualitätsmanagement von Flughäfen. Es verfügt über viele Merkmale des ADMS-Urban-Modells (ebenfalls basierend auf einem Gaußschen Fahnenmodell), umfasst die Berücksichtigung aller relevanten Emissionsquellen auf einem Flughafen und nutzt Algorithmen, die speziell für die Modellierung der Ausbreitung von Abluft aus Flugzeugtriebwerken erstellt wurden. ADMS-Airport wurde von CERC (*Cambridge Environmental Research Consultants*) entwickelt (CERC, 2015).

► Ausbreitungsmodelle

Atmosphärische Ausbreitungsmodelle beschreiben die durch Advektion und Diffusion während der atmosphärischen Ausbreitung resultierende, räumlich und gegebenenfalls zeitlich abhängige Konzentration eines Spurenstoffs. Gaußmodelle beruhen auf einer analytischen Lösung der klassischen Diffusionsgleichung unter stark vereinfachenden Annahmen, Eulersche Modelle auf einer numerischen Lösung der Diffusionsgleichung, Lagrangesche Partikelmodelle auf einer expliziten Modellierung des Ausbreitungsprozesses. Meist liegt eine ganze Modellkette vor: Emissionsmodell, Modell zur Beschreibung der dynamischen Freisetzung, Meteorologie-Modell und Strömungsmodell, Depositions- und Chemiemodell, Ausbreitungsmodell.

ALAQS (*Airport Local Air Quality Studies*) und sein Nachfolger Open-ALAQS ist eine Modellanwendung, die wie die anderen Modelle auch die Definition der verschiedenen Flughafenelemente (Pisten, Rollbahnen, Gebäude usw.) im Rahmen einer Benutzeroberfläche vereinfacht. Open-ALAQS stellt ein vierdimensionales Emissionsinventar für einen Flughafen zur Verfügung, in dem die Emissionen aus den verschiedenen festen und mobilen Quellen aggregiert und anschließend zur Analyse grafisch angezeigt werden. Für die Ausbreitungsrechnung wird das Lagrangesche Partikelmodell AUSTAL2000, das Referenzmodell der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft, 2002), über die Schnittstelle passiver Rasteremissionen integriert. Open-ALAQS wurde von Eurocontrol (*European Organisation for the Safety of Air Navigation*) entwickelt (Eurocontrol, 2009).

LASPORT (*LASAT for Airports*) ermöglicht die Bestimmung von Emissionen flughafenbezogener Quellsysteme und die Berechnung der atmosphärischen Ausbreitung der freigesetzten Spurenstoffe mit Hilfe des Lagrangeschen Ausbreitungsmodells LASAT (Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (2000), Muttermodell von AUSTAL2000). Auf der Grundlage von Erfahrungen mit LASAT-Anwendungen an Flughäfen in Deutschland und der Schweiz wurde LASPORT 2002 vom Ing.-Büro Janicke im Auftrag der ADV (Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen) als Standardwerkzeug für routinemäßige Emissions- und Ausbreitungsrechnungen entwickelt. LASPORT ist im Einsatz an allen größeren Verkehrsflughäfen im deutschsprachigen Raum und an mehreren internationalen Flughäfen (u. a. Ausbaurverfahren Frankfurt/Main und München, weitere Anwendungen u. a. in Berlin, Dresden, Düsseldorf, Hamburg, Hannover, Heathrow, Leipzig, Milano, Paris, Toulouse, Wien, Zürich). Siehe zum Beispiel Celikel et al. (2004); Yamartino et al. (2004); PSDH (2006); Fleuti & Hofmann (2005); Janicke et al. (2007). LASPORT ist konform zum ICAO-Dokument 9889 (*Airport Air Quality Manual*) und zu mehreren VDI-Richtlinien.

AEDT, ADMS-Airport, Open-ALAQS und LASPORT sind von ICAO/CAEP evaluiert und anerkannt (*ICAO Environmental Report*, 2010).

Keuken et al. (2015) verwenden für Untersuchungen in der Umgebung des Amsterdamer Flughafens Schiphol das Gaußsche Ausbreitungsmodell SRM3 und behandeln dabei UFP als inerten Stoff, vernachlässigen damit Partikelumwandlungsprozesse, und eine „Kalibrierung“ der Rechenergebnisse erfolgt anhand von Messungen. Dieser einfache Modelansatz wurde in den Nachfolgestudien (Bezemer et al., 2015; Jansen et al., 2016) dahingehend verfeinert, dass zwischen PM10-Modellergebnissen und UFP-Messungen eine Korrelation hergestellt wurde und dann auf UFP-Konzentrationen im gesamten Untersuchungsgebiet (25 km x 30 km) extrapoliert wurde. Zudem wurden die UFP-Belastung der Bevölkerung und die damit verbundenen Gesundheitsrisiken abgeschätzt. Der Vergleich mit Messungen belegte, dass der gewählte Modellansatz befriedigende Ergebnisse liefern kann, doch er zeigte auch Diskrepanzen auf, die eine weitere Verbesserung des Modellansatzes wünschenswert erscheinen lassen.

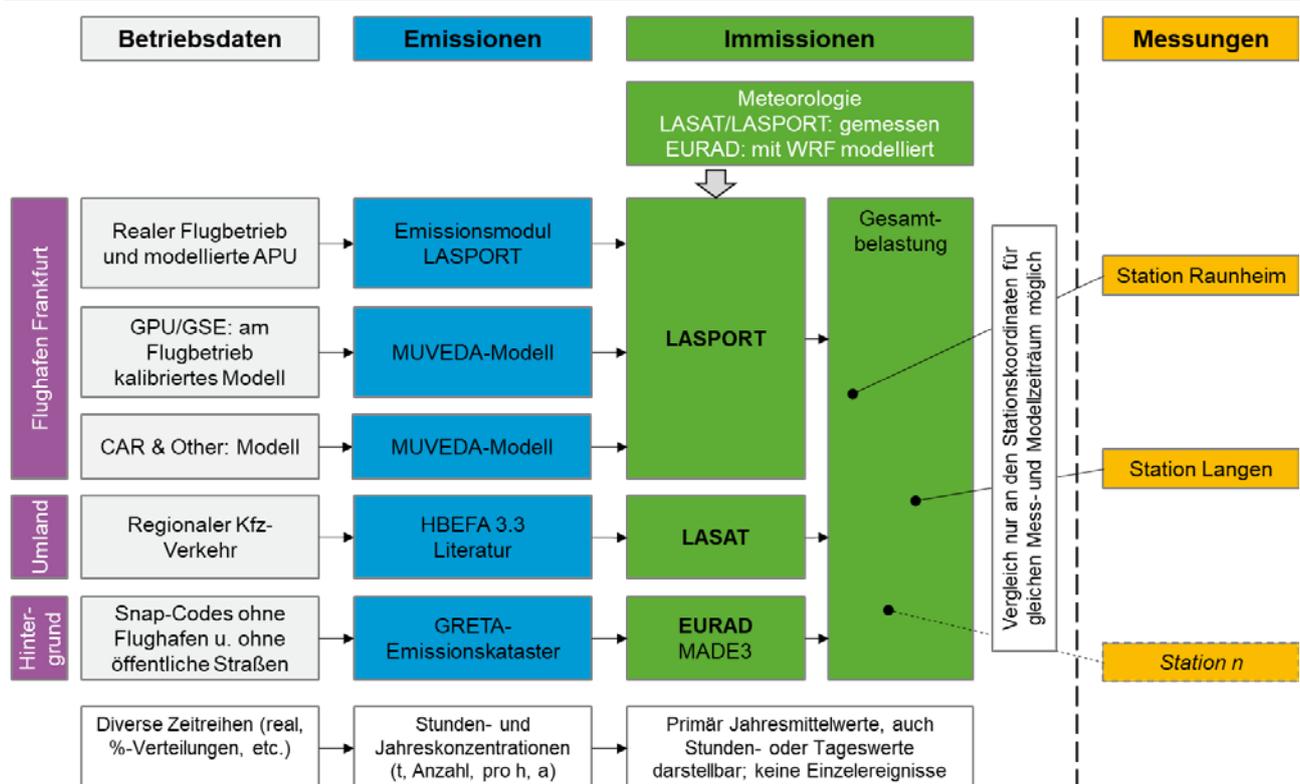
3 Modellierung der Ultrafeinpartikel im Bereich des Frankfurter Flughafens

3.1 Vorgehensweise

Die Berechnung der flächenhaften Konzentrationen der UFP im Bereich des Flughafens und dessen Umgebung erfolgte mit einem Modellsystem, das unterschiedliche Ausbreitungsmodelle mit ihren jeweils eigenen Stärken zur Anwendung bringt. Das Chemie-Transport-Modell EURAD, und die Lagrangesche Ausbreitungsmodelle LASAT und LASPORT werden in Deutschland standardmäßig für Gutachten in Genehmigungsverfahren, aber auch für wissenschaftliche Fragestellungen genutzt. Dies trägt dem Ziel des vorliegenden Projektes Rechnung, Ausbreitungsmodellierungen für Partikel mit Standardverfahren durchzuführen und mögliche Schwachstellen zu analysieren, um daraus Schlüsse zur Verbesserung der Modellansätze abzuleiten.

In Abbildung 5 ist das prinzipielle Zusammenspiel der eingesetzten Modelle dargestellt. Für die Berechnung der Hintergrundbelastung wurde EURAD eingesetzt, welches die Partikelbildung mit dem *Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa* (MADE) simuliert (siehe Abschnitt 0). Die Konzentrationen, die aus Emissionen des Kfz-Verkehrs außerhalb des Flughafens entstehen, wurden mit LASAT berechnet (siehe Abschnitt 3.4). Die Emissionen und Immissionen durch den Flughafen und die Flugbewegungen wurden mit dem Modellsystem LASPORT (siehe Abschnitt 3.7) bestimmt. Während EURAD für überregionale Ausbreitungsberechnungen ausgelegt ist, erlauben LASAT und LASPORT sowohl regionale als auch hochaufgelöste Ausbreitungsrechnungen auf der Mikroskala. In allen räumlichen Skalen wurde mit einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde modelliert.

Abbildung 5: Übersicht über das eingesetzte Modellsystem.



Quelle: Lohmeyer

Für die Modellierung der Partikelbildungsprozesse wurde das in EURAD integrierte Modell MADE eingesetzt. Bei den Modellierungen mit LASAT und LASPORT wurde entsprechend des Standardvorgehens kein Modell zur Abbildung der Partikelbildungsprozesse zur Anwendung gebracht.

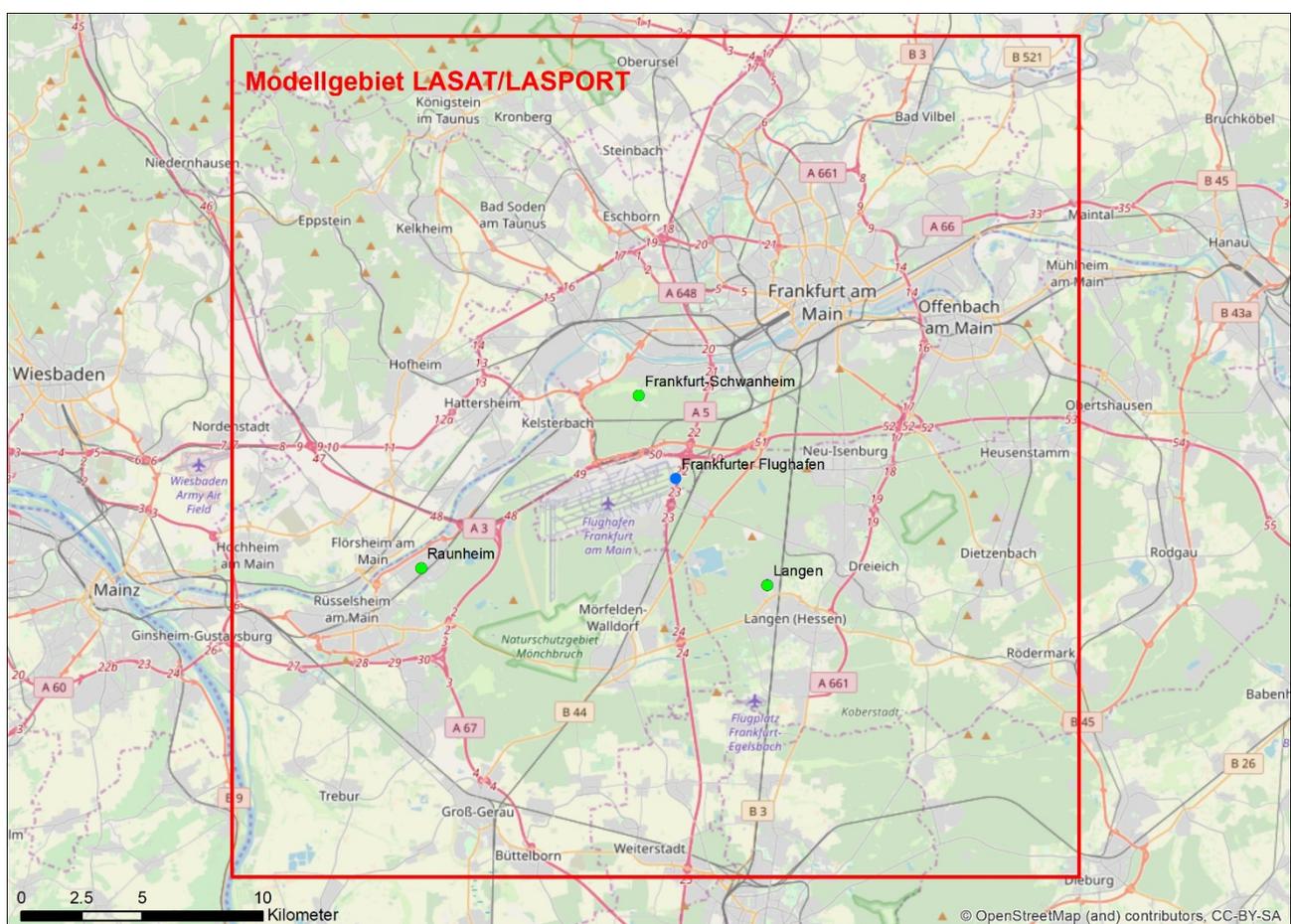
Die Gesamtbelastung wurde durch Summation der einzelnen Teilergebnisse bestimmt, welche dann mit Ergebnissen von Messungen verglichen werden kann.

Für die Modellierung wurde für das Jahr 2015 ausgewählt, für welches bezogen auf den Projektbeginn 01.09.2016 die besten Eingangsdaten vorlagen. Die detaillierte Vorgehensweise bei der Emissions- und Immissionsbestimmung der betrachteten Quellen ist in den folgenden Abschnitten erläutert.

3.2 Modellgebiet und Meteorologie

Als Modellgebiet wurde die Umgebung des Frankfurter Flughafens betrachtet. Dazu wurde ein 35 km mal 35 km großes Gebiet (siehe Abbildung 6) definiert, für das die Konzentration der Ultrafeinpartikel berechnet wurde.

Abbildung 6: Inneres Modellgebiet.



Quelle: Lohmeyer

Dieses Gebiet beinhaltet den Flughafen und das Stadtgebiet Frankfurt, es reicht bis nach Groß-Gerau im Süden und Hochheim am Main im Westen. Im Modellgebiet befinden sich die UFP-Messtellen Langen (Betreiber UBA), Raunheim (Betreiber UBA in Station von Hessisches Landesamt für Umwelt Naturschutz und Geologie) und die seit Ende 2017 eingerichtete Station Frankfurt-Schwanheim (HLNUG). Für die Modellierung der Hintergrundbelastung mit EURAD wurde ein erheblich größeres Modellgebiet gewählt, das ganz Europa abdeckt (siehe Tabelle 1), um den Einfluss des auch

grenzüberschreitenden Ferntransportes zu berücksichtigen. Die Ausbreitung der lokalen Emissionen des Kfz-Verkehrs, der bodennahen Flughafenaktivitäten sowie der Flugbewegungen wurden mit LASAT/LASPORT auf dem Modellgebiet berechnet, das in Abbildung 6 als rotes Rechteck dargestellt ist.

Für die Modellierung mit EURAD wurde eine Modellkonfiguration gewählt, bei der die Verbindung der verschiedenen Skalen durch ein sogenanntes Nesting-Verfahren erfolgt. Vertikal erstreckt sich das Rechenetz vom Erdboden bis ca. 16 km Höhe (100 hPa). Die vertikale Auflösung umfasst 23 Schichten, davon 15 Schichten unterhalb von 3000 m. Die unterste Schicht umfasst 0 bis 36 m.

Die Berechnungen mit LASPORT und LASAT im Nahbereich des Flughafens erfolgten mit einer erheblich größeren horizontalen und vertikalen Auflösung, das Rechenetz erstreckt sich bis in eine Höhe von 2000 m, die unterste Schicht umfasst 0 bis 3 m. Die Rechenetze² und die verwendeten horizontalen Auflösungen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Für eine Ausbreitungsberechnung werden meteorologische Eingangsdaten benötigt. Für das Modell EURAD wurden Simulationsergebnisse des meteorologischen Modells WRF verwendet. WRF ist in Abschnitt 3.3.1 beschrieben. Für die Ausbreitungsrechnungen mit LASAT bzw. LASPORT wurden die vom Deutschen Wetterdienst am östlichen Rand des Frankfurter Flughafens (siehe Abbildung 6) in Bodennähe (10 m über Grund) gemessenen Zeitreihen (Stundenmittel) von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Bedeckungsgrad verwendet und als repräsentativ für das betrachtete Modellgebiet angenommen. Aus dem gemessenen Wolkenbedeckungsgrad wurden die Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier abgeleitet. Die meteorologischen Vertikalprofile wurden hieraus gemäß Richtlinie VDI 3783 Blatt 8 (2017) bestimmt.

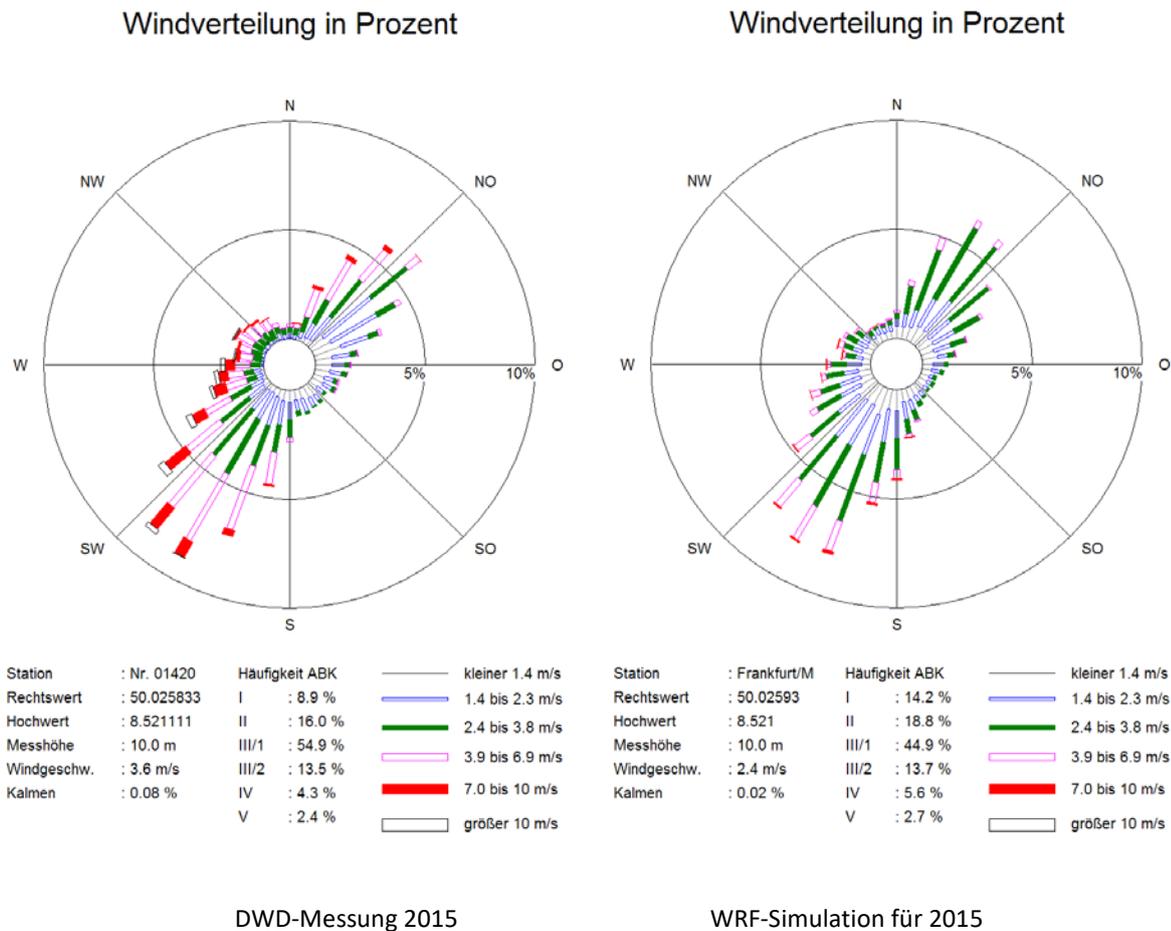
Tabelle 1: Nestebenen für die unterschiedlichen Modellrechnungen.

	Modell	Gebiet	Fläche (km)	horizontale Auflösung	vertikale Auflösung
Nestebene 0	EURAD	Europa	6250 x 5500	62,5 km	0–16 km (100 hPa),
Nestebene 1	EURAD	Mitteleuropa	3325 x 2575	12,5 km	23 Schichten, 15
Nestebene 2	EURAD	Deutschland	765 x 965	2,5 km	kleiner 3 km unterste Schicht 0–
Nestebene 3	EURAD	Frankfurt Flughafen	50 x 50	500 m	36 m
Nestebene 4	LASPORT	Frankfurt Flughafen	35 x 35	200 m	0–2 km, 19 Schichten, unterste
	LASAT (Kfz)	Frankfurt Flughafen	35 x 35	100 m	Schicht 0–3 m

Innerhalb der Nestebene 4 wurde geprüft, in wieweit am Messstandort des DWD die meteorologischen Kenngrößen nach WRF (*Weather Research and Forecast Model*) mit den Messdaten des DWD übereinstimmen. Dazu wurden beide Zeitreihen ausgewertet und die Windrose, die Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen, die mittlere Windgeschwindigkeit und die Häufigkeit von Windgeschwindigkeitsklassen gegenübergestellt (siehe Abbildung 7).

² In Folgendem wird der vom Nestingverfahren abgeleitete Begriff Nestebene verwendet, der das Gebiet des Rechenetzes und dessen horizontale Auflösung umfasst.

Abbildung 7: Vergleich Messung WRF-Simulation an der DWD-Messstelle Frankfurt Flughafen 2015.



Quelle: Lohmeyer

Die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen ist sowohl in der WRF-Simulation als auch in der DWD-Messung konsistent nach Südwest-Nordost ausgerichtet. Die Häufigkeiten der Ausbreitungsklassen sind fast deckungsgleich. Die Windgeschwindigkeit im Jahresmittel wird in der WRF-Simulation (2,4 m/s) im Vergleich zur DWD-Messung (3,6 m/s) etwas unterschätzt. Die Gründe dafür liegen vermutlich in der der relativ groben vertikalen Auflösung im bodennahen Bereich. Insgesamt geben die WRF-Ergebnisse und die DWD-Messungen ein konsistentes Bild, so dass es gerechtfertigt erscheint, die auf diesen Grundlagen modellierten Konzentrationsbeiträge zusammenzufassen.

Eine kurze klimatologische Einschätzung des Modelljahres 2015 wurde anhand ausgewerteter Messwerte der DWD-Station Frankfurt/Main

(<https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/monatswerte-station.asp>) vorgenommen. Das Modelljahr 2015 reiht sich mit einer Jahresmitteltemperatur von 11,6 C° in das langjährige Mittel zwischen 1990 bis 2018 (11 C°) mit ca. 5 % Abweichung ein. Die die Niederschlagssumme für 2015 mit 430 mm liegt ca. 30 % unter dem langjährigen Mittel von 601 mm.

3.3 Berechnung der Hintergrundbelastung

3.3.1 EURAD

EURAD beschreibt die physikalischen, chemischen und dynamischen Prozesse, die für die chemische Produktion, den Transport und die Deposition atmosphärischer Spurenstoffe von Bedeutung sind. Als Ergebnis liefert das Modell die zeitliche Variation und die räumliche Verteilung atmosphärischer Spu-

renstoffe für ausgewählte Gebiete. Anthropogene und biogene Emissionen können in das System integriert werden und erlauben die Untersuchung der Auswirkungen von Emissionsszenarien auf die Konzentration atmosphärischer Spurenstoffe und deren Deposition. Das Modell ist bisher sowohl für den europäischen Raum wie im lokalen Bereich angewendet worden. Die Verbindung der verschiedenen Skalen erfolgt durch das bei komplexen Luftschadstoffausbreitungsmodellen häufig eingesetzte, sogenannte Nesting-Verfahren. Vertikal erstreckt sich das Modellgebiet vom Boden bis ca. 16 km Höhe (100 hPa). Die vertikale Auflösung umfasst 23 Schichten, davon 15 Schichten unterhalb von 3000 m. Die horizontale Auflösung kann von einigen 100 km bis unter 0,5 km variieren.

Das Modellsystem EURAD besteht aus 3 Hauptkomponenten:

- ▶ WRF (*Weather Research and Forecast Model*) zur Bereitstellung der meteorologischen Größen (Skamarock et al., 2008; www.wrf-model.org).
- ▶ EEM (EURAD Emissions-Modul) zur Bereitstellung der Emissionsdaten auf der Mesoskala.
- ▶ EURAD-CTM (EURAD Chemie-Transport-Modell) zur Simulation der atmosphärischen Spurenstoffe.

Meteorologisches Modell (WRF)

Das Modell WRF ist fester Bestandteil in EURAD. Es ist ein weltweit angewandtes 3-dimensionales Wetter-Vorhersage-Modell mit einem großen Anwenderkreis. Es wird sowohl als reines Wetter-Vorhersage-Modell als auch als meteorologisches Vorschaltmodul für eine Vielzahl von Chemie-Transport-Modellen weltweit eingesetzt. Es liefert alle relevanten meteorologischen Größen in Skalen von einigen 100 km bis unter 0,5 km Gitterweite. Die meteorologischen Variablen liegen auf den gleichen Gitterpunkten wie in EURAD-CTM, so dass Massen- und Impulserhaltung gewährleistet ist.

Emissionen (EEM)

Das Emissions-Modul EEM interpoliert weltweit vorhandene Emissionsdaten (EDGAR, EMEP, nationale und regionale Emissionskataster) räumlich und zeitlich auf die Gitterstruktur von EURAD-CTM.

Gasphasenchemie

Zur Behandlung der Gasphasenchemie wird in EURAD-CTM der Chemiemechanismus RACM-MIM (Geiger et al., 2003; Karl et al., 2004; Karl et al., 2006) verwendet. Dieser umfasst 158 chemische Reaktionen und 63 gasförmige Substanzen, von denen 42 in der Atmosphäre transportiert werden. Neben den primär emittierten, gasförmigen, anorganischen Verbindungen (NO_2 , NO , NH_3 , SO_2 , SO_4 , CO) und 16 organischen Verbindungen (teilweise gruppiert nach ihrer Reaktivität) werden damit auch photochemisch produzierte Folgeprodukte erfasst (O_3 , PAN, H_2O_2 , N_2O_5 , HONO, HNO_3 , HNO_4), also vor allem Bestandteile des photochemischen Smogs.

Aerosolchemie

Im Aerosolbereich wird die neueste Version des Aerosoldynamikmodells MADE-SORGAM (MADOC: Modal Aerosol Dynamics Model with Organics and Clouds; Ackermann et al., 1998; Schell, 2000; Schell et al., 2001; Memmesheimer et al., 2004) verwendet. Im Rahmen der modalen Struktur von MADOC wird angenommen, dass das Aerosol aus verschiedenen Populationen (Moden) besteht, deren Größenverteilung durch eine Log-Normalverteilung angenähert werden kann. Zurzeit werden drei verschiedene Moden zur Beschreibung des atmosphärischen Aerosols verwendet (Aitken- und Akkumulationsmode sowie Grobpartikelmode). Das Modell liefert für jeden Gitterpunkt die Aerosol-Anzahlkonzentration pro Mode und die Massenkonzentration verschiedener Aerosolspezies. Das Modul MADE ist in Abschnitt 3.3.2 ausführlicher beschrieben.

Physikalische Parametrisierungen

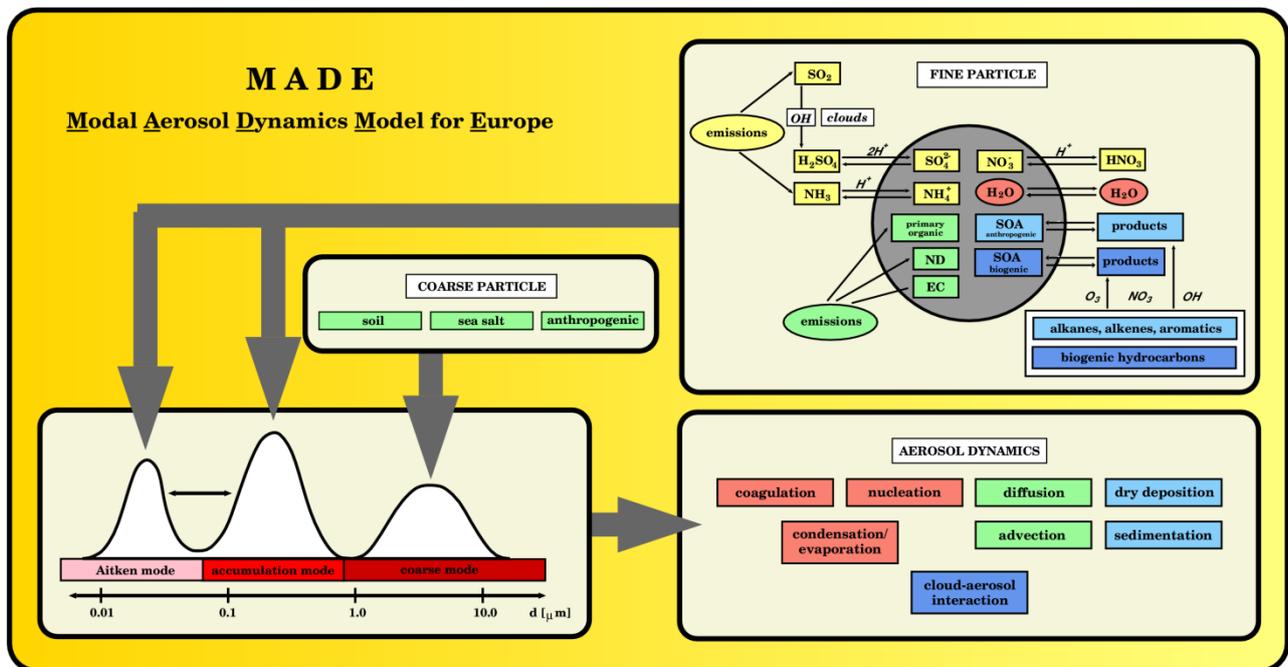
- ▶ Photolyse-Frequenzen: Strahlungstransport Modell mit delta-Eddington Technik (Joseph et al., 1977).
- ▶ Trockene Deposition und Sedimentation: Widerstandsmodell nach Zhang et al. (2003).
- ▶ Wolken und nasse Deposition: EPA Models-3 *Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system* (Roselle and Binkowski, 1999).

3.3.2 EURAD: Aerosol-Modul MADE

Bei der Gestaltung der Aerosolkomponente im Modell EURAD wurden folgende Annahmen getroffen: Jede Darstellung von Partikeln muss konsistent sein mit Beobachtungen von Partikeln, und die mathematische Darstellung muss numerisch effizient sein, um die Rechenzeit zu minimieren. Diese Annahmen führten zu einem Ansatz nach Whitby (1978), der die Partikel als Überlagerung lognormaler Unterverteilungen (sogenannte Moden) modelliert. Wird die Standardabweichung der Moden konstant gehalten, wie dies in EURAD der Fall ist, müssen nur zwei integrale Eigenschaften, nämlich die Partikel-Anzahlkonzentration und die Massenkonzentration der einzelnen chemischen Komponenten, in jeder Mode vorhergesagt werden.

Das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE) (Ackermann, 1997; Ackermann et al., 1998) wurde aus dem *Regional Particulate Model (RPM, Binkowski und Shankar, 1995)* entwickelt. Die Partikel sind in die zwei Gruppen fein (*fine particle*) und grob (*coarse particle*) aufgeteilt (siehe Abbildung 8). Diese Gruppen haben im Allgemeinen unterschiedliche Quellenmechanismen und chemische Eigenschaften. Die feinen Partikel entstehen durch Keimbildung oder durch Verbrennungsprozesse und chemische Produktion von Material, das dann auf vorhandene Partikel kondensiert. Die grobe Gruppe besteht aus Material wie z. B. mineralischem Staub und Meersalz. Der anthropogene Bestandteil der groben Partikel wird am häufigsten mit industriellen Prozessen identifiziert.

Abbildung 8: Schematischer Überblick über das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE).



Quelle: RIU

Feine Partikel werden durch zwei interagierende Unterverteilungen modelliert. Die groben Partikel bilden eine dritte Mode. Innerhalb der feinen Gruppe wird noch unterschieden zwischen der Nukleations-Mode oder Aitken-Mode (i-Mode) und der Akkumulations-Mode (j-Mode). Die Aitken-Mode stellt frische Partikel aus der Keimbildung dar, während die größere Akkumulations-Mode gealterte Partikel repräsentiert. Die zwei Moden interagieren miteinander durch Koagulation. Jede Mode kann durch Kondensation von gasförmigen Vorstufen anwachsen und durch Verdunstung abnehmen. Schließlich können die Partikel aus der kleineren Mode in die größere Mode hineinwachsen und teilweise verschmelzen.

Die in dem feinen Aerosol behandelten chemischen Spezies sind sekundäre anorganische Komponenten (Sulfat, Nitrat, Ammonium und Wasser), sekundäre organische Bestandteile von biogenem oder anthropogenem Ursprung, primärer organischer Kohlenstoff (OC), elementarer Kohlenstoff (EC) und anderes, nicht spezifiziertes Material anthropogenen Ursprungs. Die grobe Mode repräsentiert Meeressalz, mineralischen Staub und anderes unspezifisches Material von anthropogener Herkunft. Jede Mode unterliegt nasser und trockener Deposition. Primäre Emissionen können auf alle drei Moden verteilt sein. Die Aerosol-Komponenten in MADE sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Die Komponentennamen in den einzelnen Moden entsprechen den Variablennamen im Programm (ANTHA für „Unspezifizierte primäre anthropogene Masse“ im groben Mode, SOA: sekundäre organische Aerosole; EC: Elementarer Kohlenstoff; P25 Partikel kleiner als 2.5 µm; die Ausdrücke AI,AJ im Variablennamen, bzw. I und J geben die Zugehörigkeit im Mode an, i= Aitken, j=Akkumulation).

Tabelle 2: Aerosol-Komponenten in MADE. *

	Aitken-Mode	Akkumulations-Mode	Grober Mode
Sulfat Masse	SO4AI	SO4AJ	-
Ammonium Masse	NH4AI	NH4AJ	-
Nitrat Masse	NO3AI	NO3AJ	-
Primär organische Masse	ORGPAI	ORGPAJ	-
Elementarer Kohlenstoff Masse	ECI	ECJ	-
Anthropogene SOA von Aromaten 1 Masse	SOAARO1I	SOAARO1J	-
Anthropogene SOA von Aromaten 2 Masse	SOAARO2I	SOAARO2J	-
Anthropogene SOA von Alkanen Masse	SOAALK1I	SOAALK1J	-
Anthropogene SOA von Olefinen Masse	SOAOLE1I	SOAOLE1J	-
Biogene SOA von α-Pinenen 1 Masse	SOAAPI1I	SOAAPI1J	-
Biogene SOA von α-Pinenen 2 Masse	SOAAPI2I	SOAAPI2J	-
Biogene SOA von Limonen 1 Masse	SOALIM1I	SOALIM1J	-
Biogene SOA von Limonen 2 Masse	SOALIM2I	SOALIM1J	-
Unspezifizierte primäre anthropogene Masse	P25AI	P25AJ	ANTHA
Marine Masse	-	SEASAJ	SEAS
Bodenabhängige Masse	-	-	SOILA
Wasser Masse	H2OAI	H2OAJ	-
Anzahl	NU0	AC0	CORN

*Einheit der Dichte oder Massenkonzentration ist $\mu\text{g}/\text{m}^3$, der Anzahl $1/\text{m}^3$

Die Gleichung, die die zeitabhängige Größenverteilung eines Aerosols beschreibt, wird als allgemeine Dynamikgleichung für Aerosole bezeichnet (Friedlander, 1977). In der Praxis wird die Aerosol-Größenverteilung durch eine kontinuierliche Funktion $n(v)$ beschrieben. Dabei ist $n(v) dv$ die Anzahl von Partikeln mit Partikelvolumina zwischen v und $v + dv$ pro Raumvolumen. Die allgemeine Dynamikgleichung drückt die zeitliche Änderung der Verteilungsdichte $n(v)$ aus:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} n(v) = & \underbrace{-\nabla \mathbf{v} n(v)}_{\text{Advektion}} - \underbrace{\nabla \mathbf{c}(v) n(v)}_{\text{Sedimentation}} + \underbrace{\nabla(D \nabla n(v))}_{\text{Diffusion}} \\ & + \underbrace{\frac{1}{2} \int_0^v \beta(\tilde{v}, v - \tilde{v}) n(\tilde{v}) n(v - \tilde{v}) d\tilde{v} + \int_0^\infty \beta(v, \tilde{v}) n(v) n(\tilde{v}) d\tilde{v}}_{\text{Koagulation}} \\ & + \underbrace{\left[\frac{\partial}{\partial t} n(v) \right] g}_{\text{Partikel Wachstum}} + \underbrace{J(v) \delta(v - v_0)}_{\text{Nukleation}} + \underbrace{S(v)}_{\text{Quellen}} + \underbrace{R(v)}_{\text{Senken}} \end{aligned}$$

Die Emissionsquellen und deren Aufteilung in die einzelnen Aerosol-Komponenten, die als Input für MADE verwendet wurden, werden im Abschnitt 3.3.4 „Emissionen“ näher beschrieben.

3.3.3 Eingangsdaten

Zur Durchführung der Arbeiten werden meteorologische Eingabedaten benötigt. Diese wurden von dem mesoskaligen meteorologischen Modell WRF erzeugt, das durch NCEP-GFS Daten (*Global Forecast System (GFS)* des *U.S. National Centers for Environmental Prediction (NCEP)*, <ftp://ftp.ncep.noaa.gov/pub/data/nccf/com/gfs/prod>) getrieben wird. Die NCEP-GFS Daten stehen seit dem Jahr 2000 zur Verfügung und werden täglich aktualisiert. Neben meteorologischen Daten werden die Topographie und die Landnutzung in einer modelladäquaten Form benötigt. Die verfügbaren Daten für Landnutzung und Topographie wurden im Rahmen eines Updates des meteorologischen Modells durch die *U.S. Geological Survey (USGS)* verbessert [WRF USGS Daten: horizontale Auflösung der Topographie: 30 Bogensekunden (entspricht in der Mitte Deutschlands 585 m); 24 Klassen bei der Landnutzung bei einer Auflösung von ebenfalls 30 Bogensekunden].

3.3.4 Emissionen

Die Emissionen für die Nestebenen 0 und 1 wurden aus der TNO-CAMS-Datenbank [Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS), bearbeitet von der *Netherlands Organization for applied scientific research TNO*, <https://topas.tno.nl/emissions>] berechnet. Für die Nestebenen 2 und 3 wurden vom Auftraggeber Emissionen für das Jahr 2015 aus der GRETA-Datenbank (*Gridding Emission Tool* für ArcGIS, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2016-11-09_griddingtool_greta_langfassung_final.pdf) des UBA zur Verfügung gestellt, in der die Emissionen entsprechend standardisierten SNAP-Codes (siehe Tabelle 3) kategorisiert abgelegt sind. SNAP ist das englische Akronym für *Selected Nomenclature for Air Pollution*, entwickelt von EMEP/EEA (*European Monitoring and Evaluation Programme* der Europäischen Umweltagentur, *Air Pollutant Emission Inventory Guidebook*).

Da die GRETA-Daten nur auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland vorliegen, wurden für alle Gitterzellen außerhalb, die Werte aus dem Emissionsdatensatz TNO-CAMS verwendet. EURAD benötigt die Daten für ausgewählte Spurenstoffe, sie sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 3: Liste der SNAP-Codes.

Nummer	Verursacher
01	Verbrennung in der Energie- und Transformationsindustrie
02	Nicht-industrielle Verbrennungsanlagen
03	Verbrennung in der verarbeitenden Industrie
04	Produktionsprozesse
05	Gewinnung und Verteilung von fossilen Brennstoffen
06	Lösungsmittel und andere Gebrauchsgegenstände
07	Straßentransport
08	Andere mobile Quellen und Maschinen
09	Abfallbehandlung und Entsorgung
10	Landwirtschaft

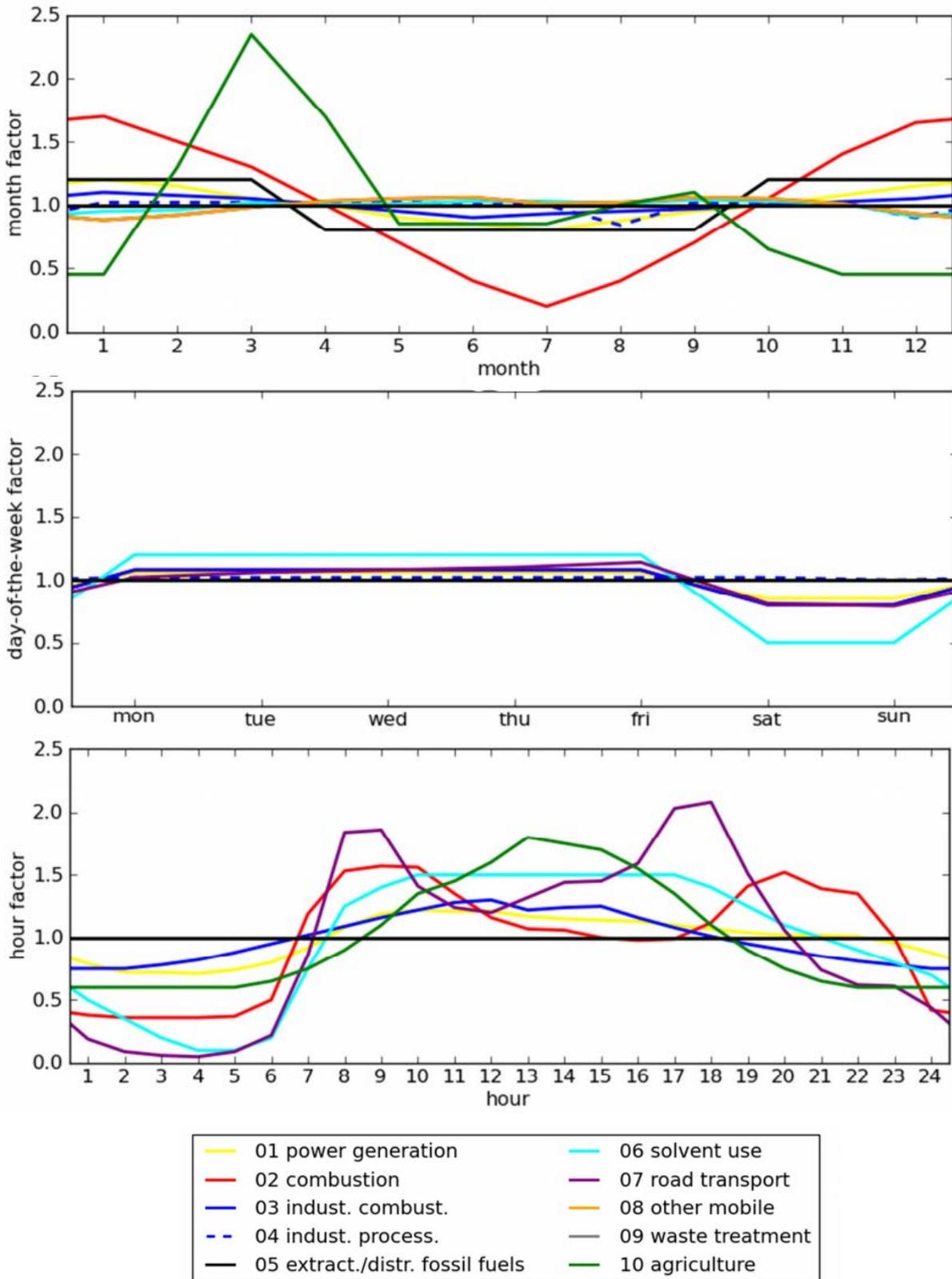
Tabelle 4: Liste der Spurenstoffe.

Nummer	Spurenstoffe
01	NH ₃
02	NMVOG
03	NO _x
04	PM _{2,5}
05	PMCoarse (PM ₁₀)
06	SO _x
07	CO

Die verwendeten Emissionsdatenbanken enthalten keine Partikelanzahlemissionen. Die Partikelanzahl wird in EURAD mit dem Model MADE (siehe Abschnitt 3.3.2) berechnet.

Die Emissionen, die als Summe für das gesamte Jahr vorliegen, wurden für jede Gitterzelle eingelesen und zeitlich und räumlich verteilt. Die zeitliche Auflösung erfolgte auf der Basis von CAMS standardisierten monatlichen, wöchentlichen und täglichen Zeitprofilen. Die Zeitprofile sind in Abbildung 9 für jeden SNAP-Code aufgezeigt.

Abbildung 9: Zeitprofile der anthropogenen Emissionen, gemittelt über das gesamte 3D-Modellgebiet.



Quelle: Van der Gon et al., 2011

Die Verteilung der Emissionen in der Höhe erfolgte über den Ansatz nach Simpson et al. (2012). In der Tabelle 5 sind die Verteilungen in der Höhe dargestellt.

Tabelle 5: Höhenprofil für anthropogene Emissionen (in %).

Snap sector	Oberkante des Vertikalintervalls					
	92 m	184 m	324 m	522 m	781 m	1106 m
1 Public Power stations	0	0	8	46	29	17
2 Comm./inst. combustion	50	50	0	0	0	0
3 Industrial combustion	0	4	19	41	30	6
4 Production processes	0	5	22	50	23	0
5 Extraction fossil fuel	90	10	0	0	0	0
6 Solvents	100	0	0	0	0	0
7 Road traffic	100	0	0	0	0	0
8 Other mobile	100	0	0	0	0	0
9 Waste	10	15	40	35	0	0
10 Agriculture	100	0	0	0	0	0

Die Emissionen in der Gasphase und Aerosolphase wurden in die einzelnen Komponenten aufgeteilt. Für die Aerosolkomponenten ergibt sich folgende Aufspaltung:

PM_{2,5}-Emissionen

Die PM_{2,5}-Emissionen werden in die einzelnen Komponenten entsprechend Tabelle 2 aufgeteilt (Heintzenberg, 1992):

	NH ₄	NO ₃	ORGP	SOA	EC	P25A	SO ₄
Anteil (%)	8	6	21	10	9	18	28

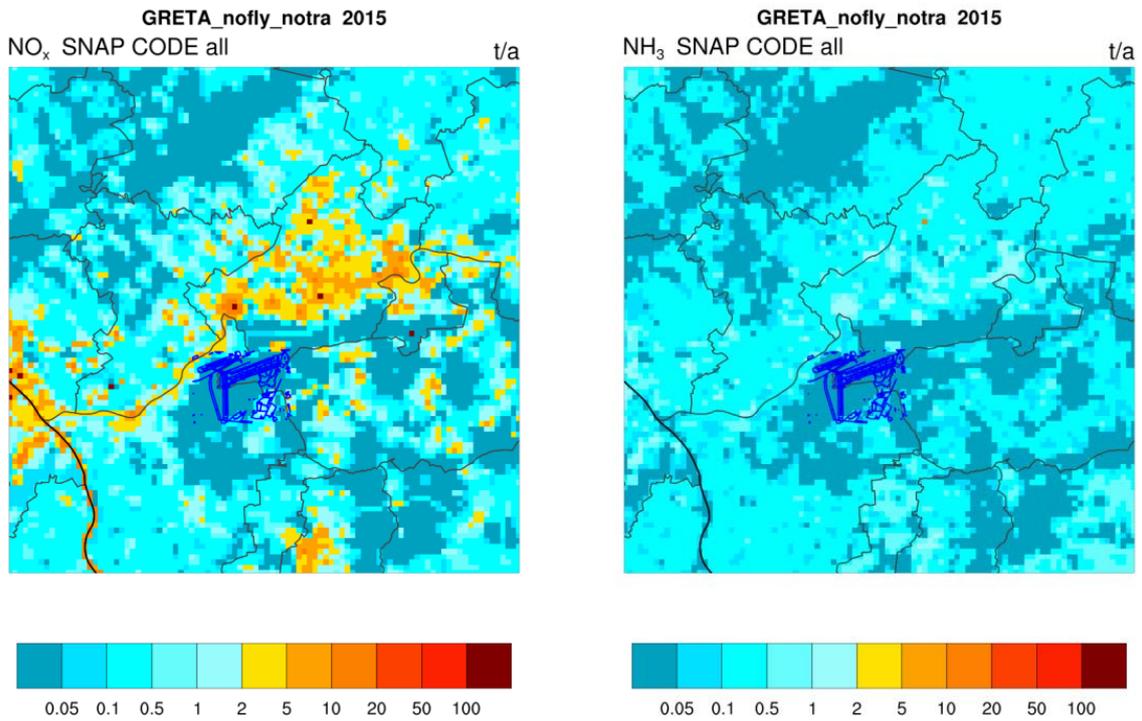
Davon entfallen 5 % auf die i-Mode (Aitken) und 95 % auf die j-Mode (Akkumulation).

PM₁₀-Emissionen

Dem Anteil der PM₁₀-Emissionen wurden alle Emissionen der Spezies ANTHA (siehe Tabelle 2) zugeordnet.

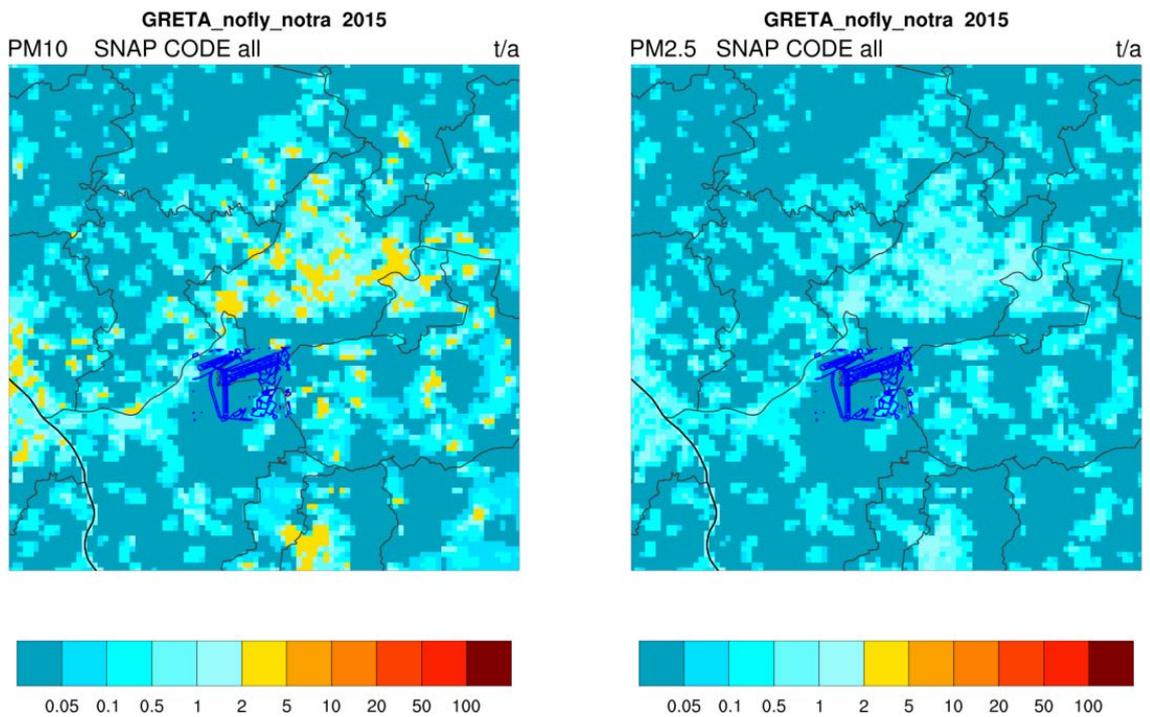
Für die Berechnung der Hintergrundbelastung in Nestebene 4, die das Modellgebiet für LASAT und LASPORT beinhaltet, sind die Emissionen aus dem Straßenverkehr, von dem Flughafen Frankfurt/Main und aus dem Luftverkehr nicht berücksichtigt (d. h. der komplett SNAP Sektor 7 und die Flugzeug Emissionen im SNAP Sektor 8), da diese Quellen in den jeweiligen Modellrechnungen mit kleiner Skala berücksichtigt wurden. Die Gesamtemissionen für die einzelnen Emittenten auf dem Gebiet der Nestebene 3 (500 m Auflösung) sind in Abbildung 10 bis Abbildung 12 zusammengefasst. Der Bereich des Frankfurter Flughafens ist durch die dunkelblaue Markierung gekennzeichnet.

Abbildung 10: Gesamtemissionen für das Jahr 2015 auf dem Gebiet Nestebene 3.
Links: NO_x, rechts: NH₃.



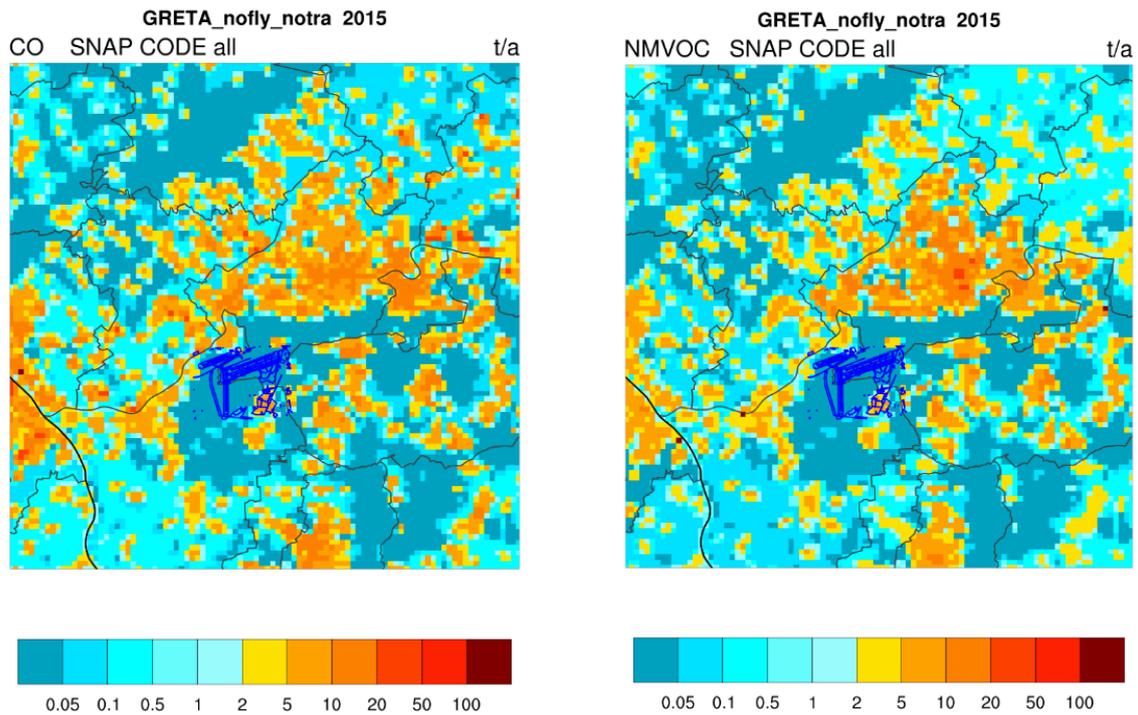
Quelle: RIU

Abbildung 11: Gesamtemissionen für das Jahr 2015 auf dem Gebiet Nestebene 3.
Links: PM10, rechts: PM2,5.



Quelle: RIU

Abbildung 12: Gesamtemissionen für das Jahr 2015 auf dem Gebiet Nestebene 3. Links: CO, rechts: NMVOC.

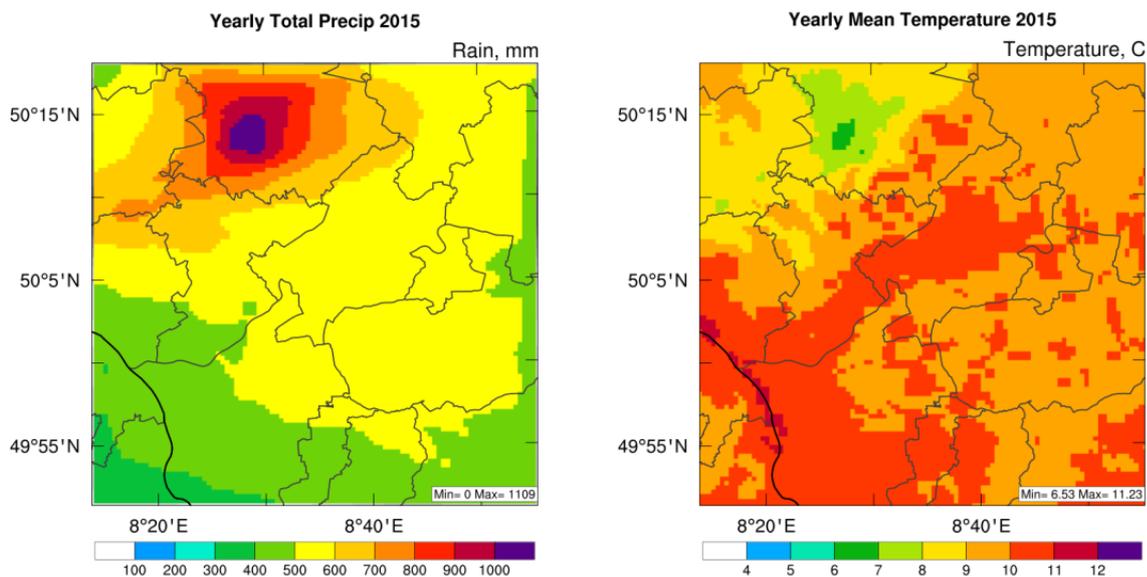


Quelle: RIU

3.3.5 Meteorologie

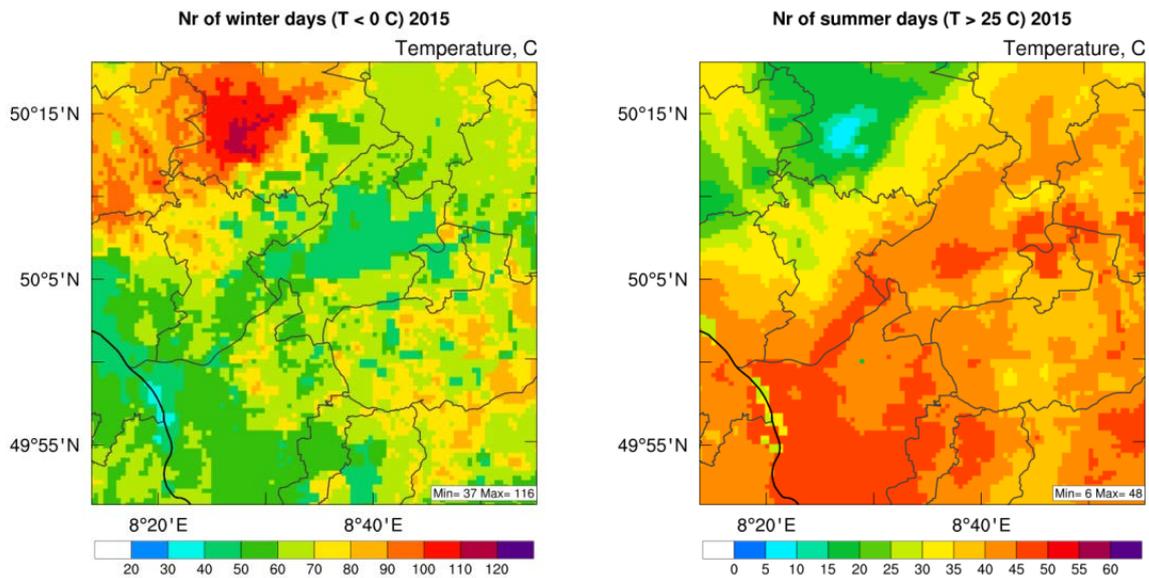
Die meteorologischen Simulationen mit WRF wurden für allen Nestebenen für das Jahr 2015 durchgeführt. In der Abbildung 13 und Abbildung 14 sind Jahresstatistiken der Meteorologie auf dem Gebiet der Nestebene 3 zusammengefasst. Es handelt sich dabei um gängige meteorologische Jahreskennzahlen.

Abbildung 13: Meteorologie 2015. Links: Gesamtniederschlag, rechts: Jahresmittel der Temperatur.



Quelle: RIU

Abbildung 14: Meteorologie 2015. Links: Anzahl der Wintertage, rechts: Anzahl der Sommertage.



Quelle: RIU

3.3.6 Parameter für die Ausbreitungsrechnung

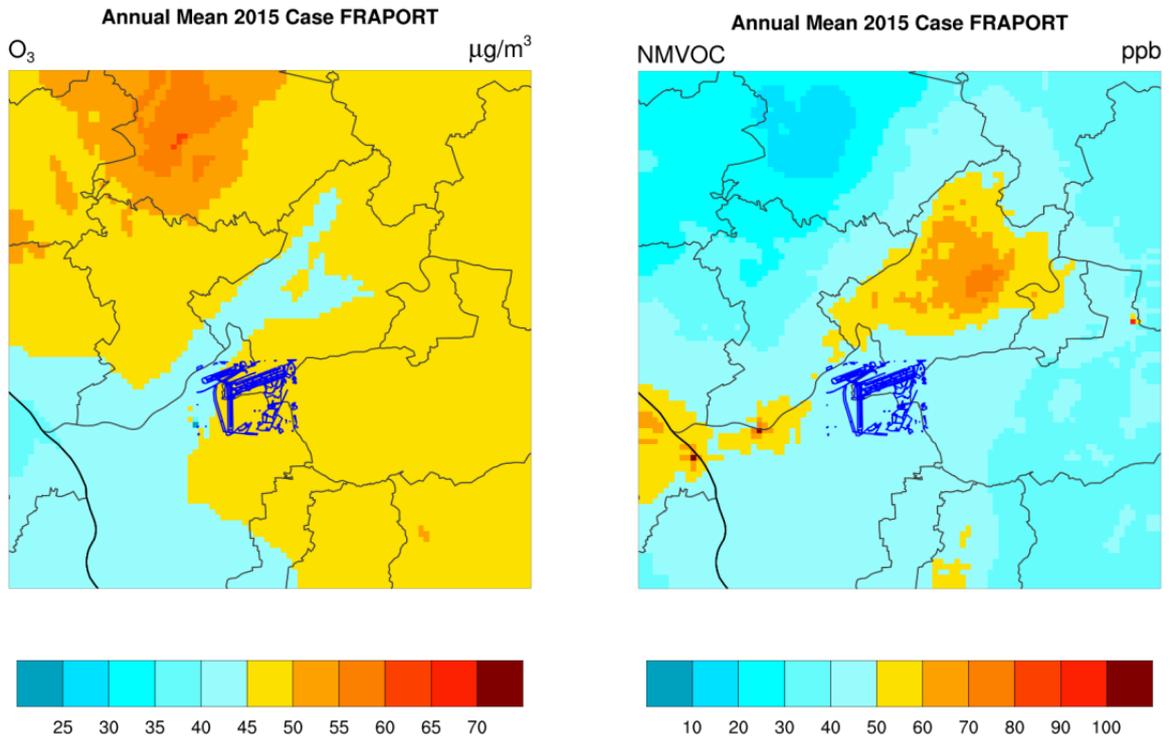
Die Ausbreitungsrechnungen mit EURAD wurden auf allen Nestebenen durchgeführt.

Wie bereits erwähnt, wurde die Hintergrundbelastung auf dem Gebiet der Nestebene 3 ohne Berücksichtigung der Emissionen des Straßenverkehrs, des Flughafens Frankfurt/Main und des Luftverkehrs durchgeführt.

3.3.7 Konzentrationsverteilung

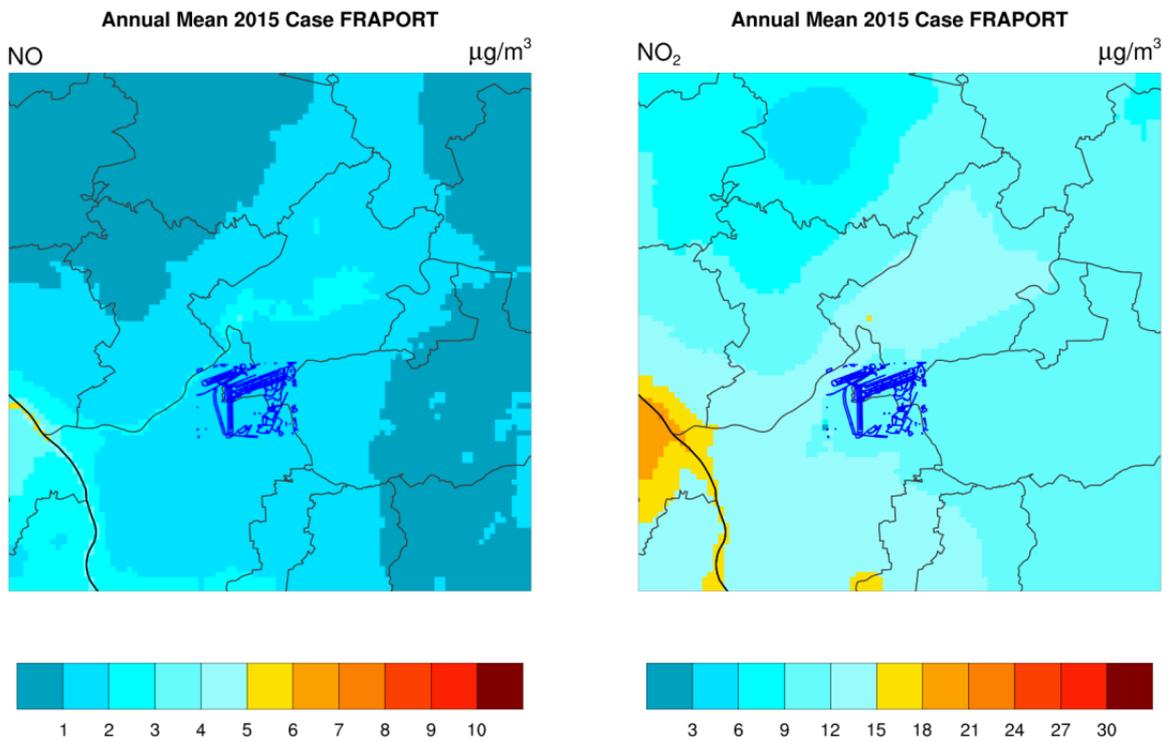
In Abbildung 15 bis Abbildung 18 sind die Jahresmittelwerte der Hintergrundbelastung für ausgewählte Luftschadstoffe auf dem Gebiet der Nestebene 3 (500 m) zusammengefasst.

Abbildung 15: EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: Ozon, rechts: NMVOC.



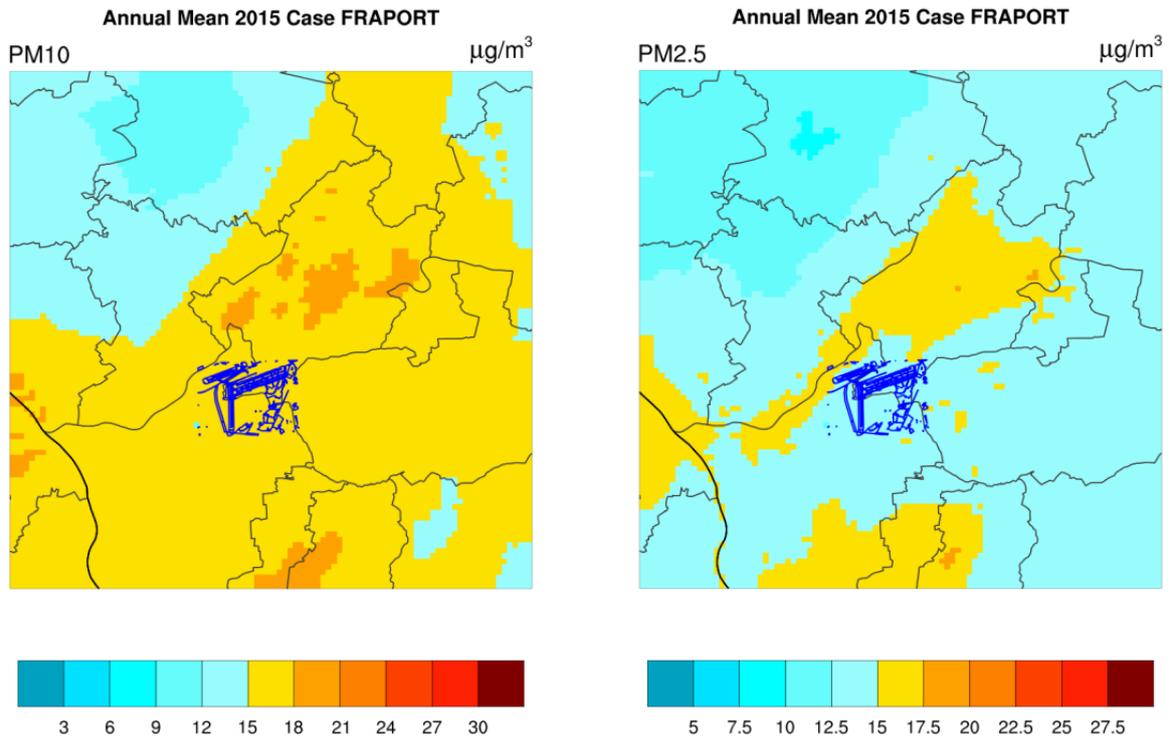
Quelle: RIU

Abbildung 16: EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: NO, rechts: NO₂.



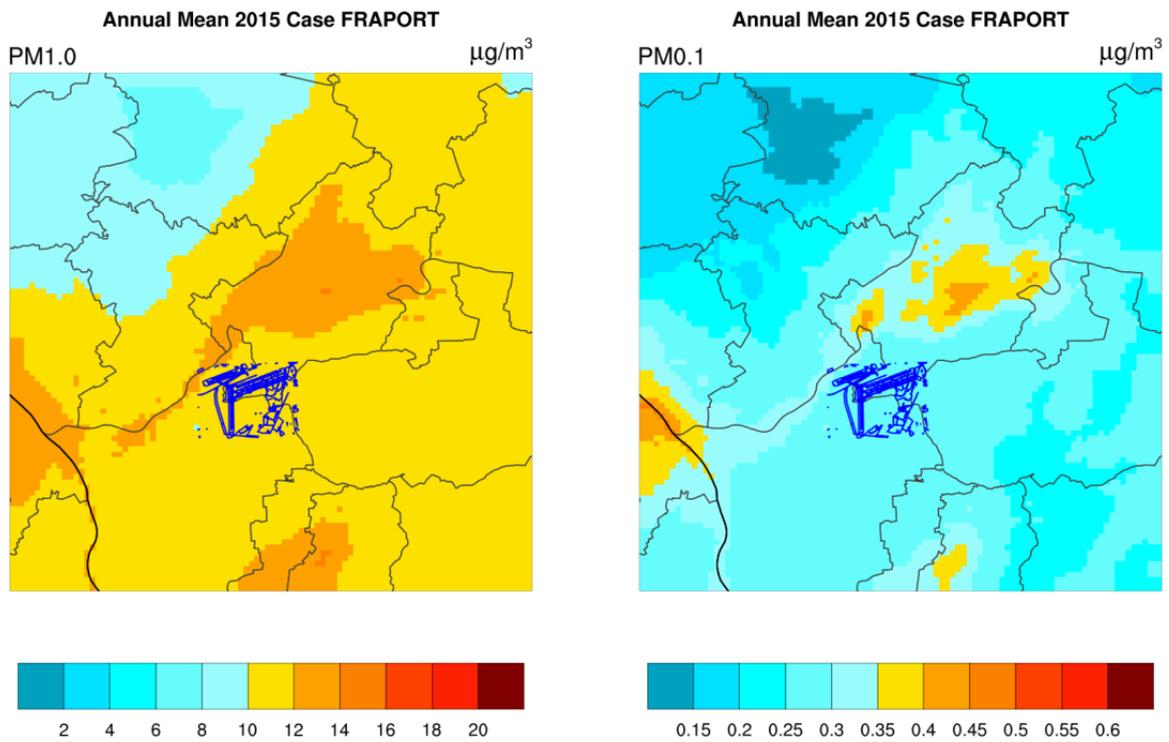
Quelle: RIU

Abbildung 17: EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: PM10, rechts: PM2,5.



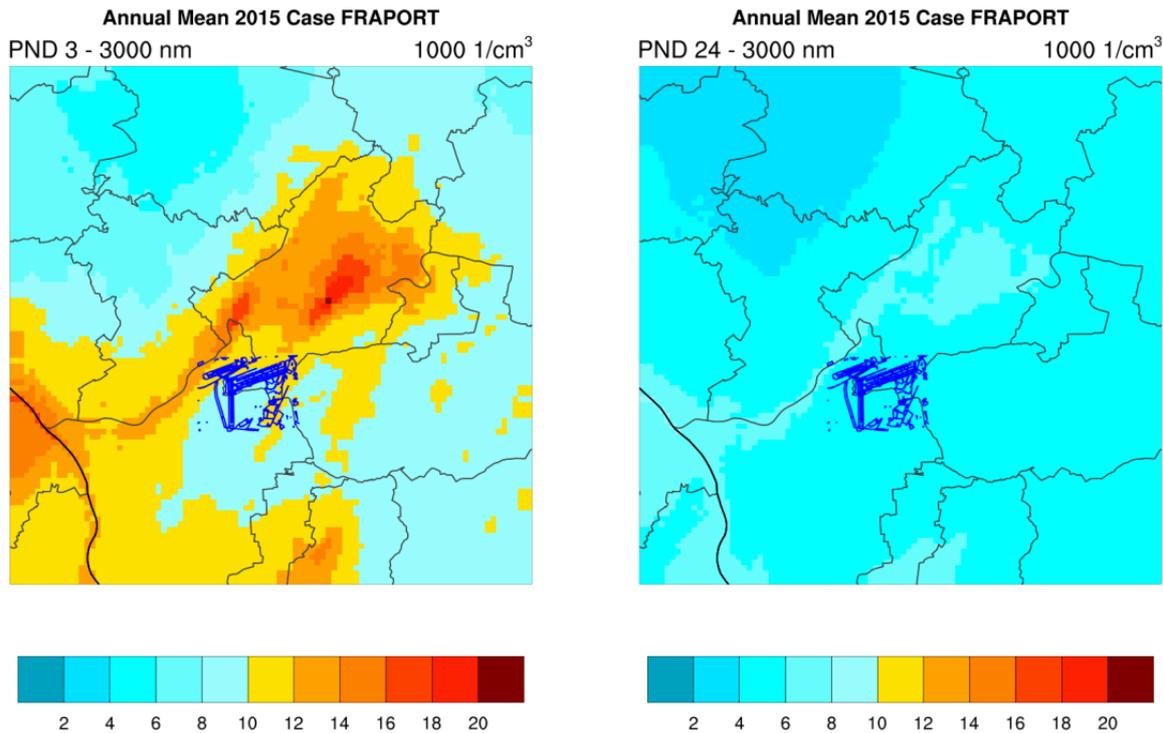
Quelle: RIU

Abbildung 18: EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: PM1,0, rechts: PM0,1.



Quelle: RIU

Abbildung 19: EURAD-Simulation 2015 der Jahresmittelwerte. Links: Partikelanzahl im Durchmesserbereich 3 bis 3000 nm, rechts: Partikelanzahl im Durchmesserbereich 24 bis 3000 nm.



Quelle: RIU

3.4 Kfz-bedingte Emissionsquellen im Umland

Die Berechnung der Emissionen des öffentlichen Straßenverkehrs erfolgte auf Basis streckenspezifischer Verkehrsmengen unter Verwendung der Emissionsfaktoren aus der Datenbank Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.3 (UBA, 2017) für Partikelanzahlen sowie der weiteren betrachteten Schadstoffkomponenten. Die Zeitgänge wurden je nach Datenlage auf Basis streckenspezifischer oder standardisierter Tagesganglinien bzw. stundenfeiner Zählraten bestimmt.

3.4.1 Emissionen

3.4.1.1 Emissionsfaktoren

HBEFA enthält für die betrachteten Schadstoffkomponenten spezifische Emissionsfaktoren für Auspuffemissionen im warmen Betrieb sowie für Kaltstartzuschläge. Die Emissionsfaktoren basieren auf Messungen an realen Fahrzeugen für reale Fahrprofile und wurden mittels Berechnungen mit dem Emissionsmodell PHEM unter Verwendung typisierter Fahrprofile, sogenannter Verkehrssituationen, erstellt (Hausberger et al., 2009). Emissionsfaktoren für nicht motorbedingtes PM₁₀ sind in HBEFA nicht enthalten.

Die Differenzierung der Emissionsfaktoren erfolgt sowohl fahrzeug- als auch betriebsspezifisch.

Die Berücksichtigung der Fahrzeugeigenschaften erfolgt in HBEFA durch die Definition von Fahrzeugschichten als kleinste Fahrzeuggruppe mit gleichem oder zumindest ähnlichem Emissionsverhalten. Die Emissionsfaktoren werden für Fahrzeugschichten oder aggregiert für Fahrzeugkategorien ausgewiesen. Die prozentuale Zusammensetzung einer Fahrzeugkategorie nach Fahrzeugschichten wird als Flottenzusammensetzung bezeichnet. Die Aggregation nach Fahrzeugkategorien erfolgt in HBEFA auf Basis einer bezugsjahrabhängigen, mittleren Flottenzusammensetzung für Deutschland.

Dabei werden die Fahrzeuge in die Fahrzeugkategorien

- ▶ PKW,
- ▶ leichte Nutzfahrzeuge (LKW \leq 3,5 t) (LNF),
- ▶ schwere Nutzfahrzeuge (LKW $>$ 3,5 t) (SNF),
- ▶ Reisebusse (RBus),
- ▶ Linienbusse (LBus) und
- ▶ Zweiräder (ZR)

unterschieden.

Gliederungskriterien der Fahrzeugschichten innerhalb der Fahrzeugkategorien sind

- ▶ Antriebsart (Benzin/Diesel),
- ▶ Schadstoffklasse (EURO-Norm) sowie
- ▶ Größenklasse (Hubraumklasse oder zulässiges Gesamtgewicht).

Zur Berücksichtigung der verschiedenen emissionsrelevanten Motorbetriebszustände werden die Faktoren für die Emissionen im warmen Betrieb nach sogenannter Verkehrssituation, Streckenlängsneigung sowie ggf. nach Betriebsart der Klimaanlage differenziert.

Die Emissionsfaktoren für nicht motorbedingtes PM₁₀, d. h. für Partikelemissionen aus Reifen-, Straßen- oder Bremsabrieb sowie für wiederaufgewirbelte Partikel wurden entsprechend Düring et al. (2011) ermittelt. Diese waren für Außerorts- und Innerortsstraßen in verschiedenen Untersuchungen auf der Basis von Immissionsmesswerten und motorbedingten Emissionen ermittelt worden. Diese Datengrundlage ließ allerdings nur die Ableitung eines Gesamtemissionsfaktors für nicht motorbedingtes PM₁₀ zu, also nicht getrennt nach Aufwirbelung sowie den verschiedenen Abriebquellen und nicht differenziert nach Fahrzeugkategorien, sondern lediglich getrennt nach Leichtverkehr (ZR, PKW, LNF) und Schwerverkehr (SNF, LBus, RBus).

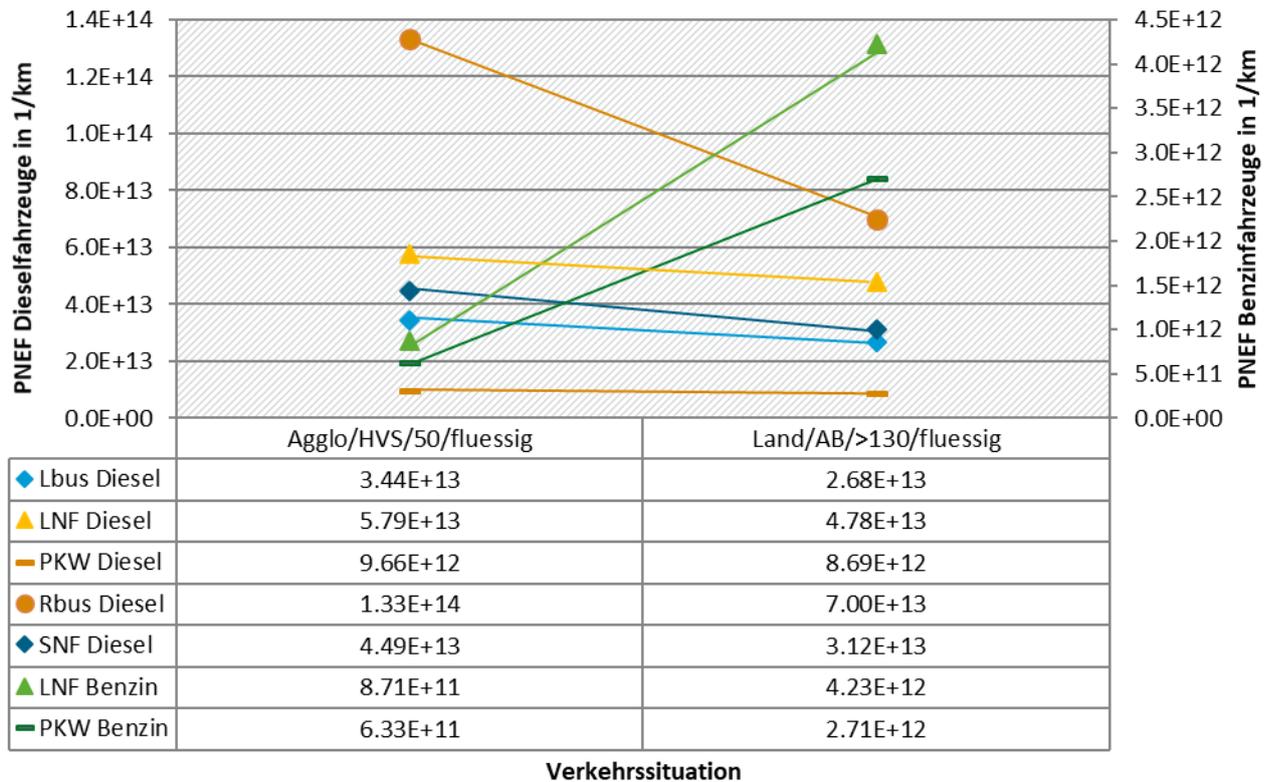
Die Emissionsfaktoren für nicht motorbedingte PM_{2,5}-Emissionen wurden aus EMEP/EEA (2016) entnommen. Darin werden geschwindigkeitsabhängige Emissionsfaktoren für Reifen- und Bremsabrieb ausgewiesen.

Die Emissionsfaktoren der Partikelanzahl in HBEFA basieren auf CPC-Messungen und wurden entsprechend dem PMP-Protokoll (Andersson et al., 2007) nach einer heißen Verdünnung der Probe gemessen. Das Größenklassenspektrum der Partikel reicht dabei von 23 nm bis 3 μ m.

In Abbildung 20 sind die Emissionsfaktoren für Partikelanzahl in Abhängigkeit von Fahrzeugkategorie und Antriebsart wiedergegeben, exemplarisch für eine Hauptverkehrsstraße im Agglomerationsraum bei einem Tempolimit von 50 km/h und flüssigem Verkehrsfluss sowie für eine Autobahn im ländlichen Gebiet ohne Tempolimit und bei flüssigem Verkehrsfluss. Es zeigen sich die Unterschiede im Emissionsniveau der einzelnen Fahrzeugkategorien, zwischen den Antriebsarten Benzin/Diesel sowie tendenziell zwischen Innerorts- und Autobahn-Verkehrssituationen. Die emittierten Partikelanzahlen der Benzinfahrzeuge liegen deutlich unter denen der Dieselfahrzeuge. Aus Darstellungsgründen wurden die Emissionsfaktoren deshalb auf unterschiedlichen Achsen eingetragen. Demnach liegen in der Innerortsverkehrssituation bei den Dieselfahrzeugen die Partikelanzahlemissionen der leichten und schweren Nutzfahrzeuge sowie der Linienbusse um den Faktor 4 bis 6, die der Reisebusse um den Faktor 14 über denen der Diesel-PKW. In der Autobahnsituation sind diese Unterschiede in etwa gleich.

Die Partikelanzahlemissionen der Diesel-PKW liegen in der Innerortsverkehrssituation um den Faktor 15 über denen der Benzin-PKW sowie um den Faktor 11 über denen der leichten Benzin-Nutzfahrzeuge. In der Außerortssituation verringern sich diese Unterschiede und betragen zwischen PKW-Diesel und PKW-Benzin nur noch einen Faktor 3 und zwischen PKW-Diesel und LNF-Benzin einen Faktor 2. Diese Unterschiede verdeutlichen die hohe Relevanz der Flottenzusammensetzung.

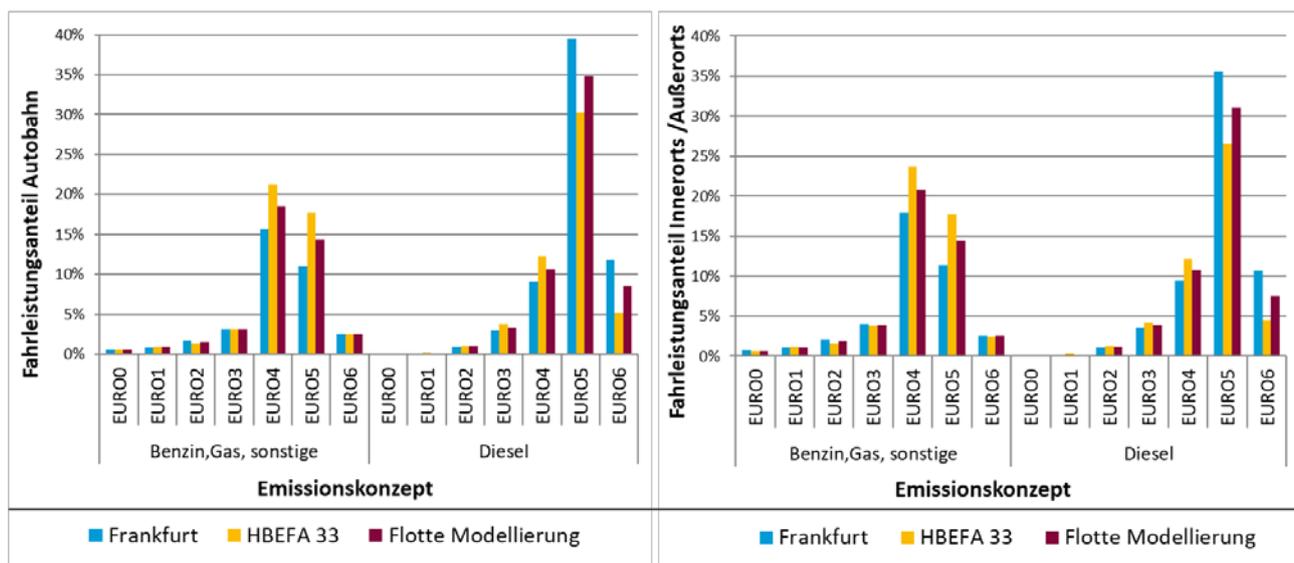
Abbildung 20: Emissionsfaktoren für Partikelanzahl nach Fahrzeugkategorie und Antriebsart exemplarisch für zwei Verkehrssituationen.



Quelle: Lohmeyer, Datengrundlage: UBA (2017)

Auf Grund des relativ großen Einflusses der Flottenzusammensetzung sowie des Schwerverkehrsan- teils erfolgte die Berechnung der Emissionsfaktoren für die Modellierung unter Berücksichtigung einer regionalspezifischen Flottenzusammensetzung für die Umgebung des Frankfurter Flughafens. Dazu wurde zunächst auf Basis der PKW-Bestandszahlen der Statistik des Kraftfahrtbundesamtes (KBA) eine Frankfurter bestandsgewichtete Flottenzusammensetzung für das Bezugsjahr 2015, differenziert nach Antriebsart und EURO-Abgasnorm, berechnet. Unter Verwendung der Fahrleistungsfaktoren aus HBEFA, d. h. aus dem Verhältnis aus Fahrleistungs- und Bestandsanteil, wurde die Frankfurter be- standsgewichtete Flottenzusammensetzung in eine fahrleistungsgewichtete Flottenzusammensetzung umgerechnet. Um den Fahrleistungsanteil der auswärtigen Fahrzeuge zu berücksichtigen, wurde auf den Innerorts- und Landstraßen ein Flottenmix aus 70 % Frankfurter Fahrzeugen und 30 % PKW mit der bundesdeutschen Flottenzusammensetzung 2015 aus HBEFA angenommen. Auf Autobahnen wur- de ein Verhältnis von 50 % zu 50 % angenommen. Abbildung 21 zeigt die bei der Modellierung der Emissionen des öffentlichen Straßenverkehrs im Jahr 2015 verwendeten Flottenzusammensetzungen. Für die Berechnung der Emissionsfaktoren im Bereich der Frankfurter Umweltzone wurde eine Flot- tenzusammensetzung unter Berücksichtigung der entsprechenden Einfahrtsverbote verwendet.

Abbildung 21: PKW-Flottenzusammensetzung 2015 im Modellgebiet.



Quelle: Lohmeyer, Datengrundlage: KBA-Statistik³, UBA (2017)

Die Daten zur Verkehrszusammensetzung, d. h. zu den Anteilen der einzelnen Fahrzeugkategorien innerhalb des Gesamtverkehrs, die Streckenlängsneigung sowie die Verkehrssituation wurden streckenfein zunächst aus den Daten des Hessischen Emissionskatasters übernommen. Da dies dem Stand 2011 entspricht, wurden die Daten zur Verkehrsstärke und Verkehrszusammensetzung im Gebiet des Frankfurter Flughafens auf den Stand des Modellierungsjahres 2015 aktualisiert (siehe Abschnitt 3.4.1.2).

3.4.1.2 Verkehrsstärken Kfz

Die Daten zur Verkehrsstärke und Verkehrszusammensetzung wurden zunächst aus dem Hessischen Emissionskataster übernommen. Da dies dem Stand 2011 entspricht, wurden auf den Bundesstraßen und Autobahnen die Daten zur Verkehrsstärke und Verkehrszusammensetzung mit vorliegenden Verkehrsdaten von Hessen-mobil aus dem Jahre 2014 aktualisiert⁴. Für die Bereiche in der Umgebung der vorliegenden Verkehrsmessstellen der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)⁵ wurden die Verkehrsdaten auf den Stand des Modellierungsjahres 2015 aktualisiert.

In Abbildung 22 ist das Straßennetz des öffentlichen Straßenverkehrs im Modellgebiet aus dem Hessischen Emissionskataster mit Differenzierung der Straßenkategorien dargestellt. Die grün hinterlegte Fläche ist der Bereich der Frankfurter Umweltzone.

Die roten Punkte zeigen die Positionen der Verkehrsmessstellen der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt). Im Bereich dieser Messstellen wurden die Daten zur Verkehrsstärke und Verkehrszusammensetzung aktualisiert. Die Daten der Messstellen weisen einen Stundengang der Verkehrsstärke im Jahre 2015 getrennt nach Fahrzeugkategorien aus.

Abbildung 23 zeigt die verwendete Datenbasis, auf der die Verkehrsdaten beruhen, die bei der Modellierung der Emissionen des öffentlichen Straßenverkehrs verwendet wurden.

³ http://www.kba.de/DE/Statistik/statistik_node.html

⁴ Datenübergabe im ESRI Shapeformat durch Herrn Brand am 07.09.2018 (www.mobil.hessen.de)

⁵ <http://www.bast.de/DE/Verkehrstechnik/Fachthemen/v2-verkehrszaehlung/Verkehrszaehlung.html>

Abbildung 22: Straßennetz des öffentlichen Straßenverkehrs mit Lage der Verkehrsmessstellen.

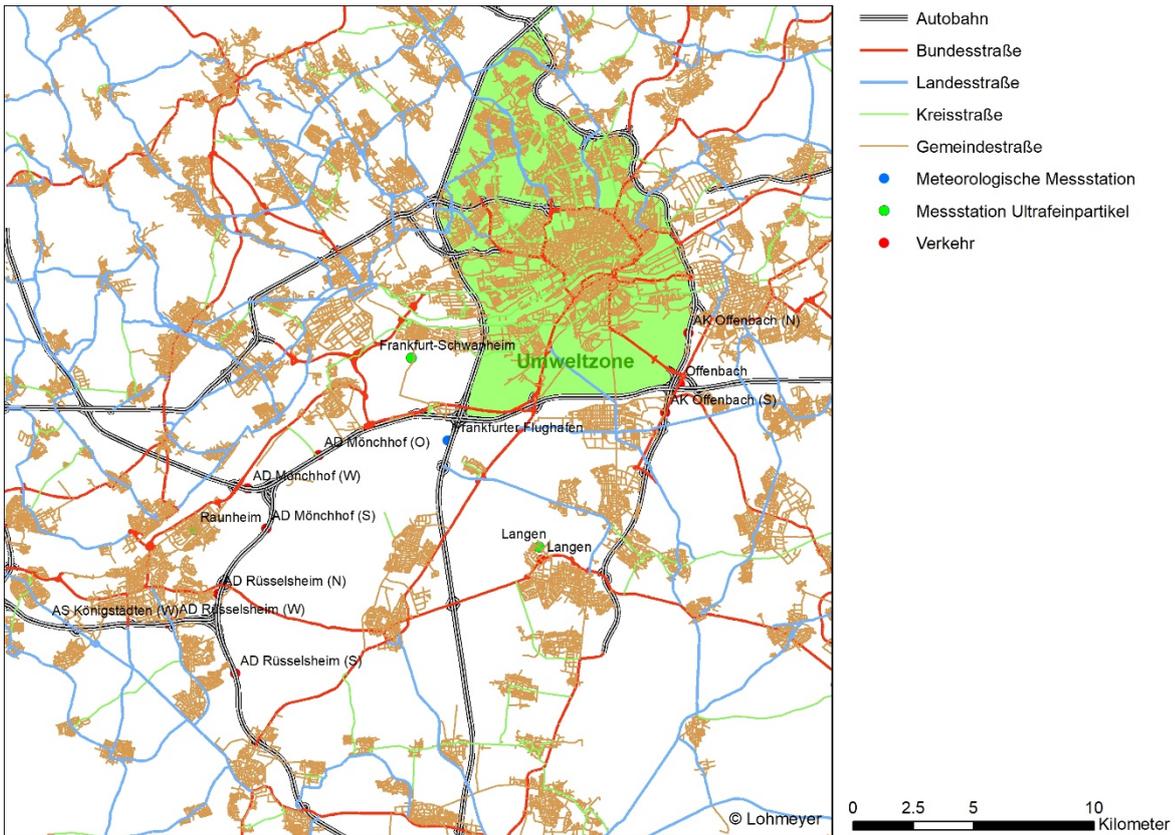
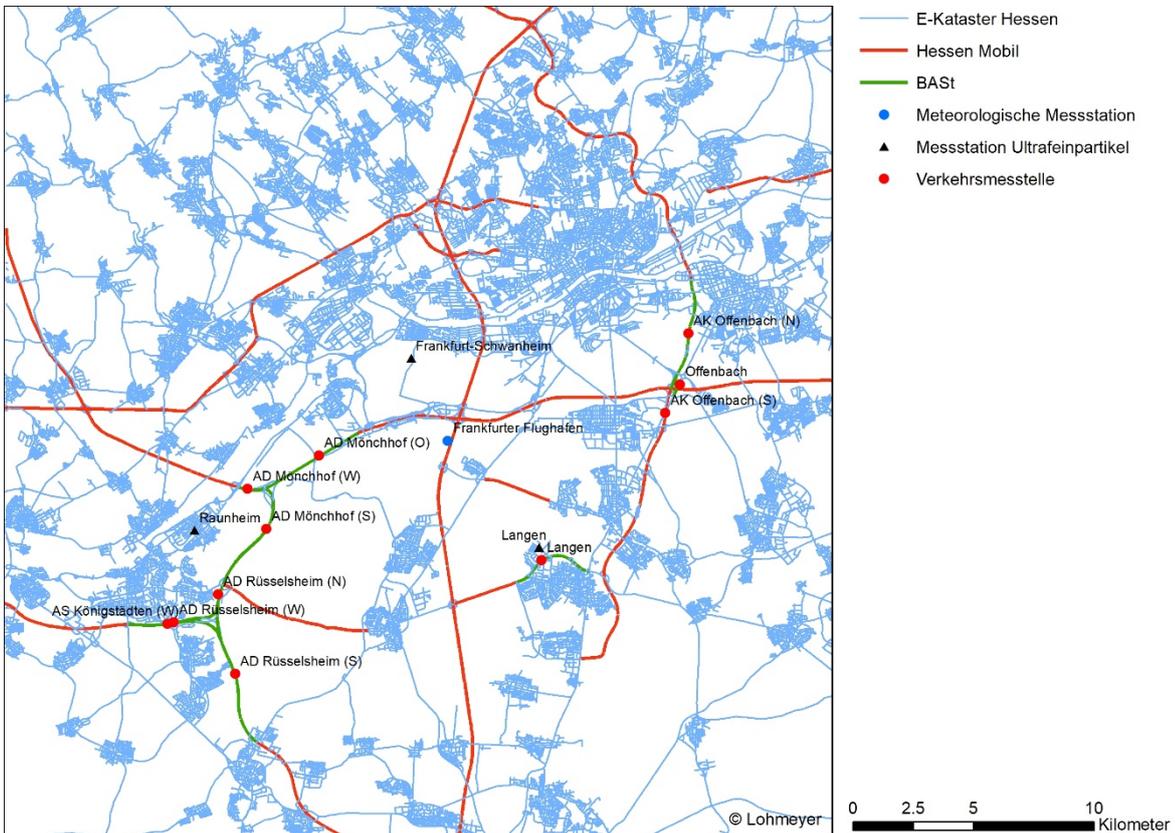


Abbildung 23: Datenbasis der Verkehrsdaten zur Modellierung der Emissionen des öffentlichen Straßenverkehrs.



3.4.1.3 Emissionsdichten

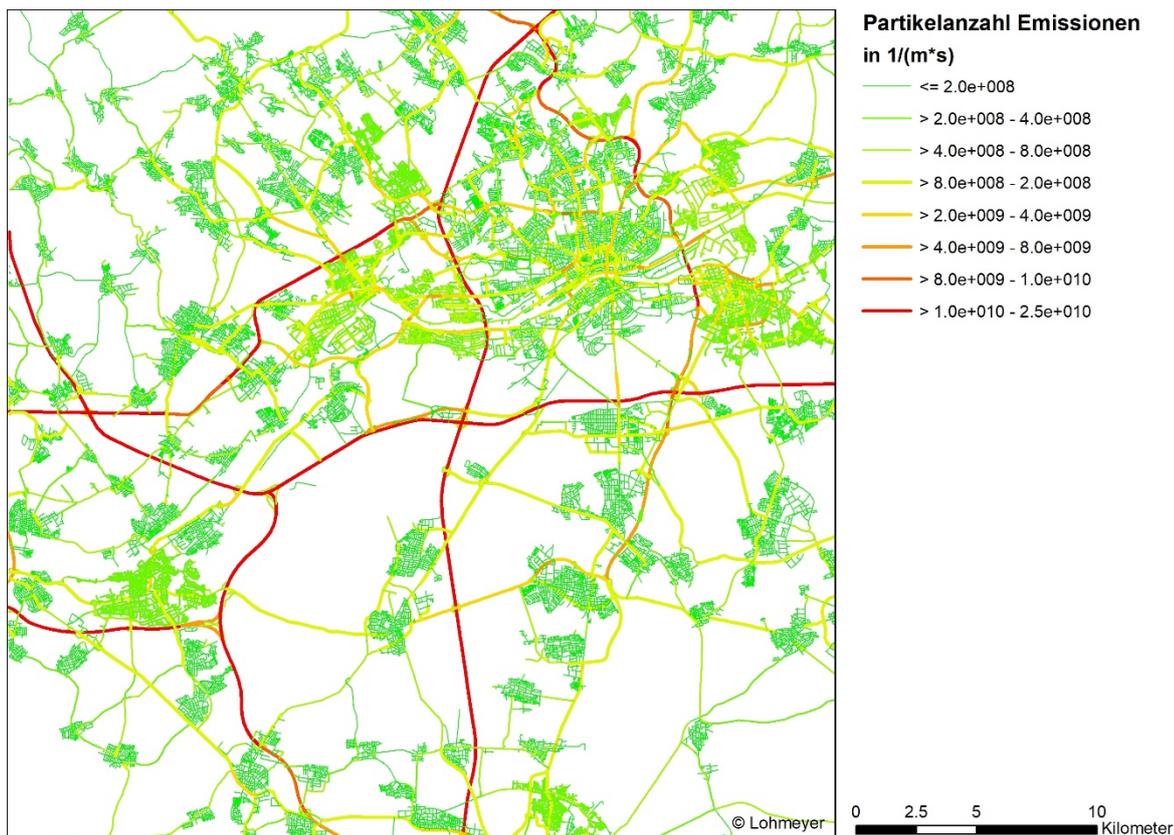
Abbildung 24 zeigt die streckenbezogenen berechneten PN-Emissionsdichten auf Basis der Verkehrsdaten des öffentlichen Straßenverkehrs und HBEFA 3.3. Die höchsten PN-Emissionsdichten sind auf den Streckenabschnitten zu sehen, die die höchsten Verkehrsbelastungen wie z. B. Autobahnen, Bundesstraßen und Einfallstraßen in die Frankfurter Innenstadt aufweisen. Die berechneten PN-Emissionsdichten liegen zwischen $1\text{E}+11/(\text{m}^*\text{s})$ auf Nebenstraßen und $3\text{E}+13/(\text{m}^*\text{s})$ auf Autobahnen.

3.4.2 Parameter für die Ausbreitungsrechnung

Für die Ausbreitungsrechnungen der Kfz-bedingten Emissionen im Umland des Frankfurter Flughafens wurde LASAT Version 3.4.9 eingesetzt, siehe Abschnitt 3.7.2.

Die Rechnungen wurden konservativ ohne Deposition durchgeführt. Mögliche physikalische oder chemische Umsetzungen von Partikeln während des Transportes (z. B. Gas-Partikel-Konversion, Agglomeration) wurden nicht berücksichtigt, da hierzu keine belastbaren Aussagen vorlagen. Für die Modellierung der Anzahl-Konzentration der freigesetzten nicht-flüchtigen Ultrafeinpartikel in nicht zu großer Quellentfernung ist dieser vereinfachte Ansatz sachgerecht, da hier Ablagerung durch Deposition noch keine wesentliche Rolle spielt und Anlagerungen aus der Gasphase die Anzahl der nicht-flüchtigen Partikel nicht beeinflusst.

Abbildung 24: Berechnete Emissionsdichten auf Basis der Verkehrsdaten des öffentlichen Straßenverkehrs und HBEFA 3.3.



Es wurde die Meteorologie, die in Abschnitt 3.2 dargestellt ist, verwendet.

Das Modellgebiet entspricht dem in der Abbildung 6 dargestellten Bereich. Die Auflösung des Rechengitters ist in Abschnitt 3.2 beschrieben.

Als Grenzschichtmodell, welches die Turbulenzparameter der Atmosphäre im Modell beschreibt, wurde das der aktuellen Richtlinie VDI 3783 Blatt 8 (2017) verwendet, das auch in der neuen TA Luft zum Einsatz kommen wird. Es wurde eine mittlere Bodenrauigkeit von 0,5 m entsprechend der im Modellgebiet vorherrschenden Landnutzung angesetzt.

Für die Ausbreitung verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind die bodennahen Freisetzungsbedingungen von besonderer Bedeutung, da durch die Bewegungen der Fahrzeuge auf einer Straße Verwirbelungen in der Luft entstehen, welche als fahrzeugerzeugte Turbulenz (*traffic produced turbulence*, TPT) bezeichnet werden. Die TPT wirkt sich insbesondere auf trassennah modellierte Konzentrationen aus; sie wird in der Ausbreitungsrechnung mit LASAT mit einer Parametrisierung nach Bäumler (2003) sowie Stern und Yamartino (2001) berücksichtigt.

Die Wirkung von ggf. vorhandenen Lärmschutzwänden, -wällen und Dammlagen wurden im Modell nicht berücksichtigt, was im Bereich von Lärmschutzwänden zu eher konservativen Ergebnissen führt.

Die in Abschnitt 3.4.1.3 aufgeführten jahresmittleren Emissionsdichten pro Straßenabschnitt wurden mit einer stündlich aufgelösten Jahreszeitreihe verschnitten, sodass für jede Stunde des Jahres der Ausbreitungsrechnung eine spezifische Emissionsdichte zugeführt werden konnte. Die hierfür benötigte Zeitreihe wurde auf Grundlage von im Raum Frankfurt/Main von der Bundesanstalt für Straßenwesen erhobenen Verkehrszählungen abgeleitet.

Jede Rechnung lieferte die 8760 aufeinanderfolgenden, dreidimensionalen Verteilungen der Konzentrations-Stundenmittel für das Jahr 2015. Die relative statistische Unsicherheit der Stundenmittel lag im Kernbereich der Konzentrationsfahnen unter 5 %.

3.4.3 Kfz-bedingte Konzentrationsverteilungen

Die mit LASAT berechneten bodennahen Konzentrationen aus den Emissionen von Kfz aus dem Umland des Frankfurter Flughafens sind für NO_x in Abbildung 25, für PM₁₀ in Abbildung 26 und für die UFP in Abbildung 27 dargestellt. Die höchsten Konzentrationen liegen erwartungsgemäß entlang der Autobahnen. Die Konzentrationen nehmen mit zunehmendem Abstand von der Straße ab.

Abbildung 25: Jahresmittel 2015 der bodennahen Konzentration von NO_x für Kfz-Verkehr im Umland des Frankfurter Flughafens.

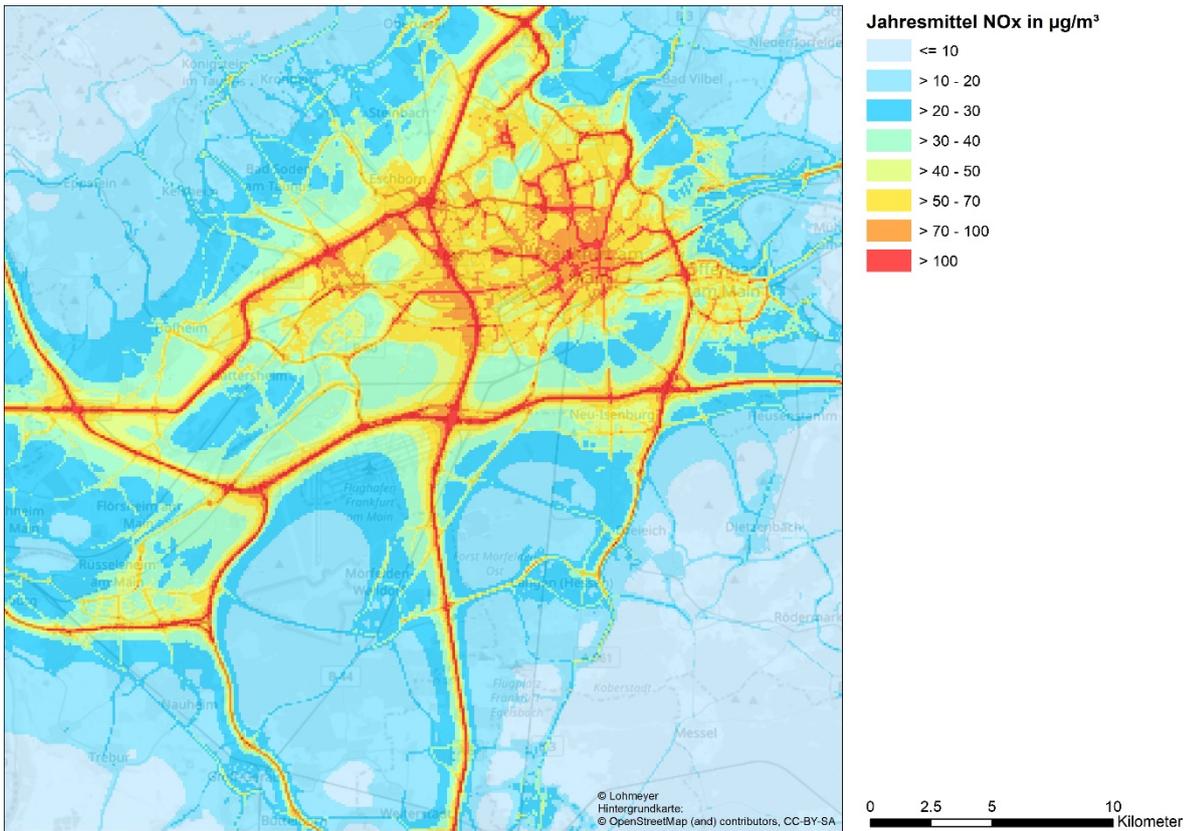


Abbildung 26: Jahresmittel 2015 der bodennahen Konzentration von PM₁₀ für Kfz-Verkehr im Umland des Frankfurter Flughafens.

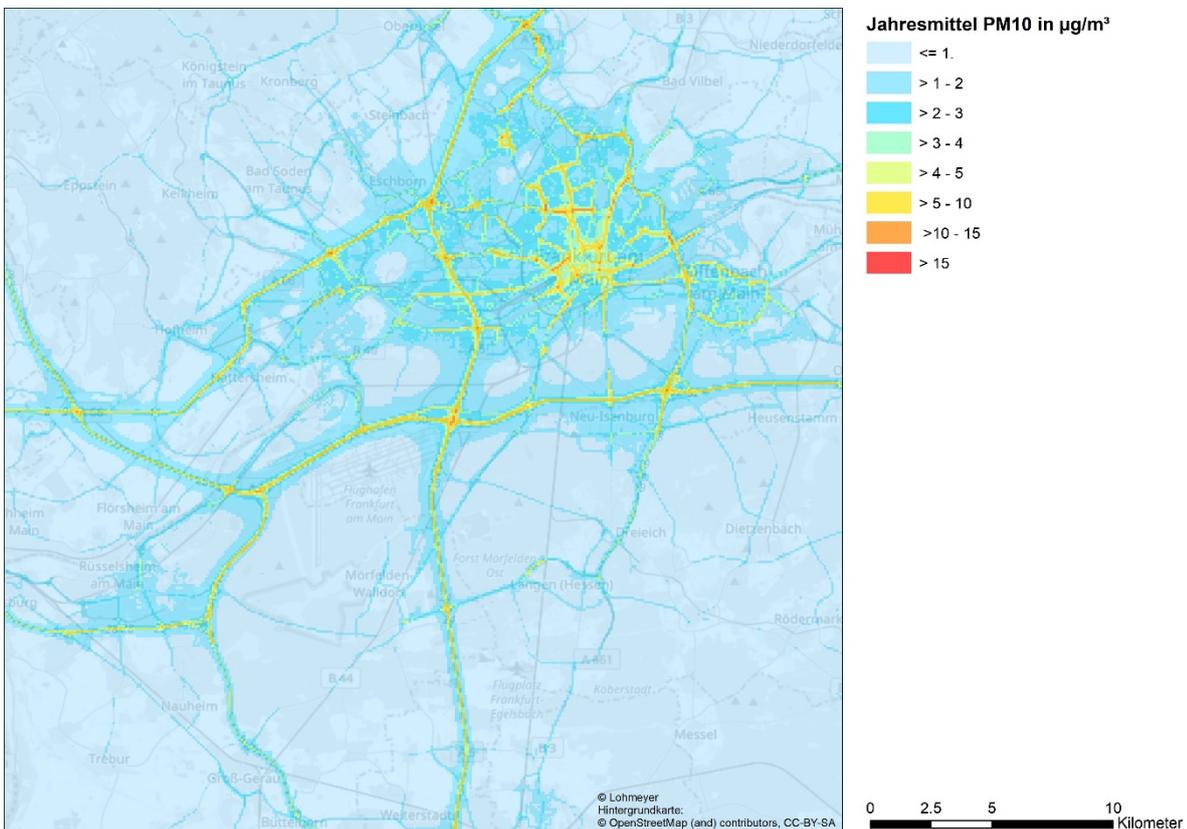
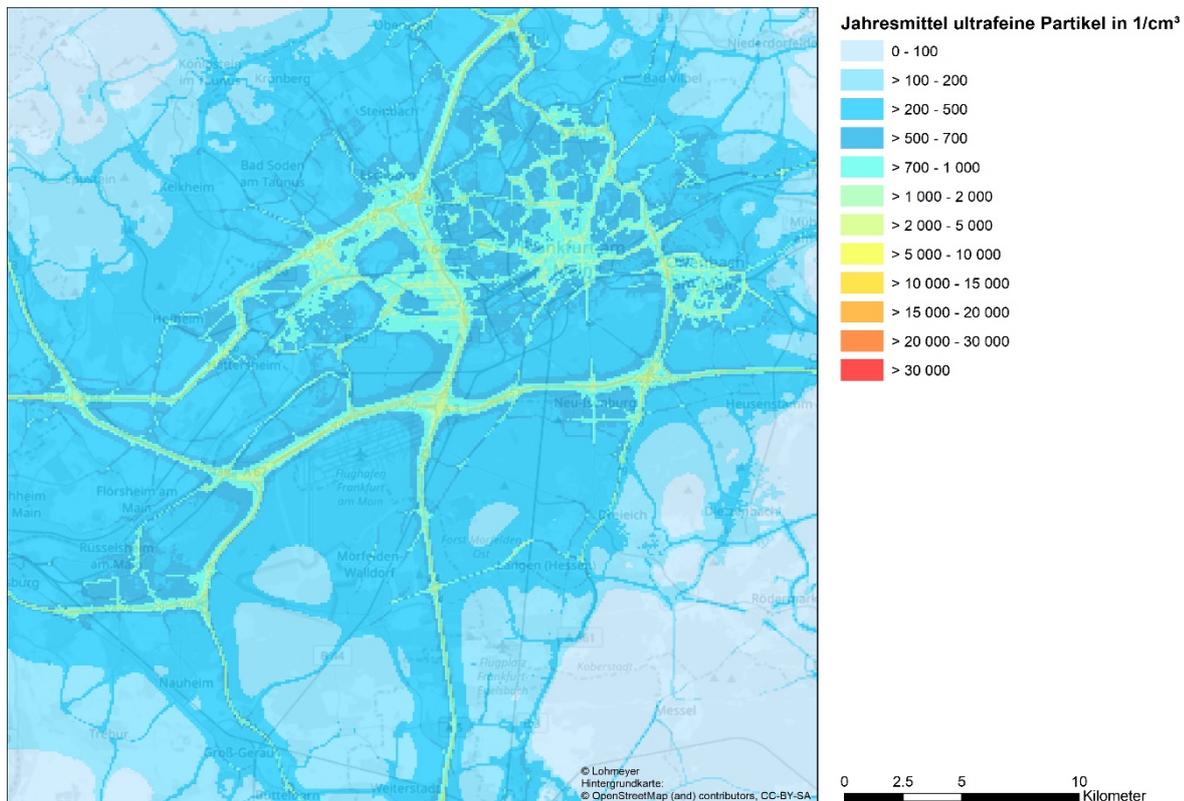


Abbildung 27: Jahresmittel 2015 der bodennahen Konzentration von UFP für Kfz-Verkehr im Umland des Frankfurter Flughafens.

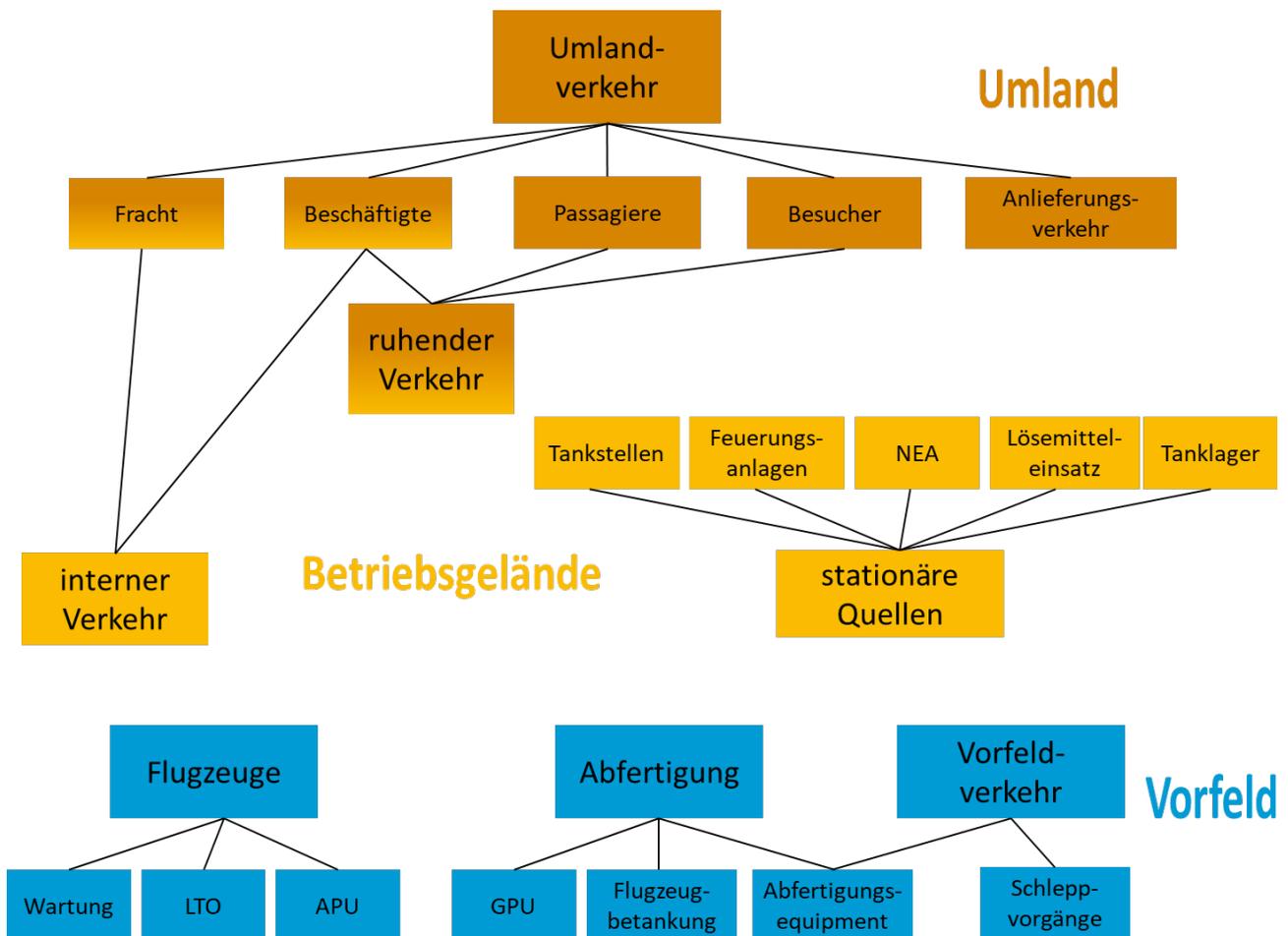


3.5 Flughafenbezogene Emissionsquellen

Die Emissionsquellen eines Flughafens sind vielfältig und nicht nur auf die Flugzeugtriebwerke beschränkt. Abbildung 28 zeigt die wichtigsten Emittenten eines Flughafens, der durch die Zugangsbeschränkungen in die drei Bereiche Umland (öffentlich zugänglich), Betriebsgelände (Zugang mit Berechtigung allgemein möglich) und Vorfeld (Zugang streng reglementiert) unterteilt werden kann. Nicht relevant für die unmittelbare Ultrafeinstaubbelastung und daher nicht Gegenstand dieser Untersuchung sind Tankstellen, Lösemiteleinsetz, Tanklager und Flugzeugbetankung, da durch sie Kohlenwasserstoffe freigesetzt werden und keine festen Partikel.

Als flughafenbezogene Umlandquellen wurden hier neben den unmittelbar am bzw. auf dem Flughafengelände liegenden Parkhäusern und Parkplätzen auch die Zufahrten zum Flughafen, die Terminalvorfahrten und die Zufahrten zu den Parkieranlagen betrachtet. Als Abgrenzung zu den in Abschnitt 3.4 beschriebenen Kfz-bedingten Umlandquellen sind im Allgemeinen die Ost-West verlaufende Autobahn A3 und Nord-Süd verlaufende Autobahn A5 (siehe Abbildung 6) zu sehen.

Abbildung 28: Flughafenbezogene Emissionsquellen.

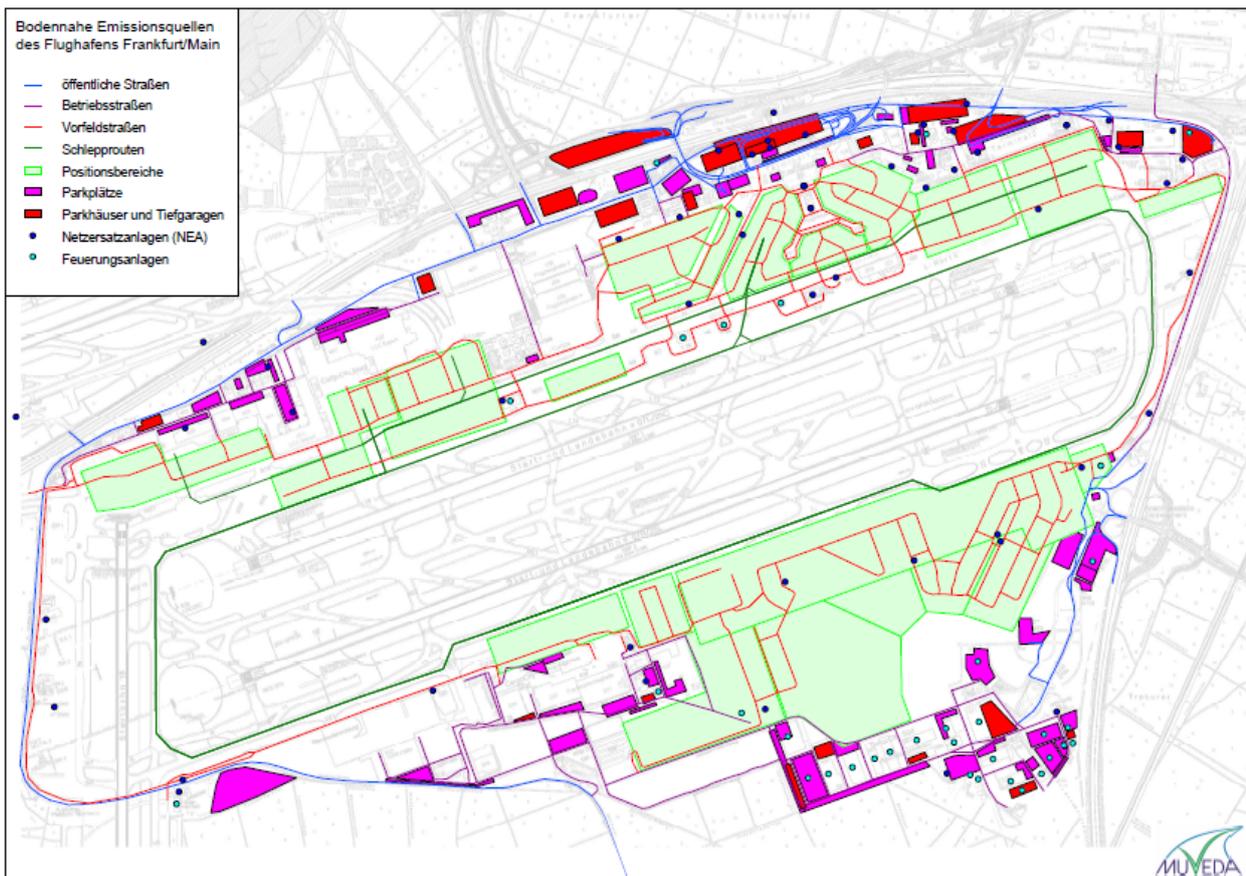


Quelle: MUVEDA

Abbildung 29 zeigt die Verortung der nicht triebwerksbedingten Emissionsquellen des Flughafens. Sie gliedern sich in Linienquellen (öffentliche Straßen, Betriebs- und Vorfeldstraßen, Schlepprouten), Flächenquellen (Parkplätze, Positionsbereiche), Volumenquellen (Parkhäuser und Tiefgaragen) und Punktquellen (Notstromersatzanlagen, Gas- und Heizölfeuerung). Für den Kfz-Verkehr auf Linienquellen erfolgte die Emissionsberechnung über die Streckengeometrie, streckenbezogene Aktivitätsdaten und streckenbezogene Emissionsfaktoren direkt in LASPORT (vgl. Abschnitt 3.7.1). Die Emissionen der Flugzeugabfertigung wurden über die Positionsbereiche verteilt. Diese Emissionen wurden ebenfalls über die Flugbewegungen des Flugtagebuchs (vgl. Abschnitt 3.7.3) direkt in LASPORT ermittelt. Die Emissionen der *Ground Power Units* (GPU), die bei fehlendem Bodenstrom die Stromversorgung der Flugzeuge während ihres Aufenthalts an der Abstellposition sichern, wurden dabei gesondert betrachtet.

Aus der Flugverkehrsdatenbank entstammen die Aktivitätsdaten zu den Flugzeugschleppvorgängen. Sie lagen als Zeitangaben in Minuten vor, die aus den Zeitangaben des Verlassens der einen Position und dem Erreichen der anderen Position ermittelt wurden. Zur Emissionsmodellierung in LASPORT wurden die Zeitangaben auf die in Abbildung 29 dargestellten Schlepprouten verteilt und über die mittlere Geschwindigkeit der Verkehrssituation und die Streckenlänge in Verkehrsstärken umgerechnet. Entsprechend wurde mit den Standzeiten der Flugzeugschlepper während der An- und Abkoppelvorgänge an den Abstellpositionen verfahren.

Abbildung 29: Nicht triebwerksbedingte Emissionsquellen auf dem Frankfurter Flughafen.



Quelle: MUVEDA

Für alle weiteren Emissionsquellen wurden keine Aktivitätsdaten, sondern bereits ermittelte Emissionen an LASPORT übergeben. Die nicht aus dem Flugtagebuch ableitbaren Aktivitätsdaten der nicht triebwerksbedingten Emissionsquellen auf dem Frankfurter Flughafen entstammten dem aktuellen Stand des Flughafenemissionsinventars. Mit ihm sollen die im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens (PFV) zum Flughafen ausbau erhobenen (Ist-Situation 2005) und für einen Prognosenull- und Planungsfall 2020 prognostizierten Aktivitätsdaten nicht nur aktualisiert werden, sondern auf neue Grundlagen gestellt werden, die eine jährliche Aktualisierung der Emissionsdaten ermöglichen. Wo keine aktuellen Daten aus dem Jahr 2015 vorlagen, erfolgte eine Hochrechnung auf das Bezugsjahr 2015 auf der Datengrundlage des Prognosenullfalls des PFV. Für diese Hochrechnung wurden die Eckdaten zum Flughafen aus Tabelle 6 angesetzt.

Tabelle 6: Eckdaten zum Flughafen Frankfurt/Main.

Jahr	Fb	VE	Fracht (t)	Post (t)	PAX	Beschäftigte
2005	495626	72145693	1892100	99437	52230323	68000
PNF 2020	520000	95020000	2985000	87000	64300000	80148
Plan 2020	701000	120430000	3110000	73000	88600000	95308
2015	468151	82186399	2030861	83718	61040613	81000

Quelle: Fraport AG;

Fb = Flugbewegung, PAX = Passagier, VE = Verkehrseinheit (1 VE entspricht 100 kg Fracht bzw. Post oder 1 PAX mit Gepäck); blau: Ist-Situation, Prognosenullfall und Planungsfall des Planfeststellungsverfahrens zum Flughafen ausbau

Die Aktivitätsdaten der Vorfeldstraßen wurden mit dem Kraftstoffverbrauch an den Vorfeldtankstellen (vgl. Abschnitt 3.5.1) justiert.

Im Folgenden ist die Ermittlung der emissionsseitigen Eingangsdaten für die Emissionsberechnung bzw. direkt für die Ausbreitungsrechnung in LASPORT beschrieben.

3.5.1 Kfz-Verkehr auf dem Flughafen

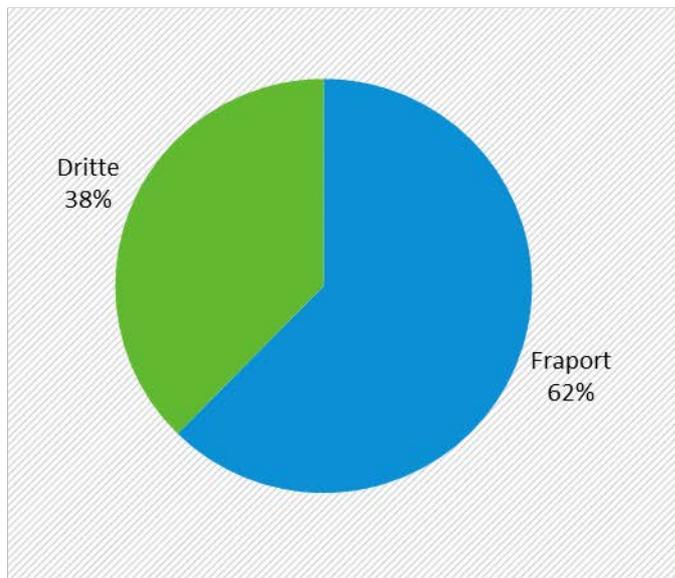
Neben den Flugzeugtriebwerken spielen die Kfz-bedingten Emissionsquellen des Flughafens eine wichtige Rolle in der Immissionsbetrachtung. Hier lassen sich zwei Gruppen unterscheiden.

Der Kfz-Verkehr auf den öffentlichen Straßen im Nahbereich des Flughafens, den Betriebsstraßen und den Parkieranlagen erfolgt im Wesentlichen mit amtlich zugelassenen Fahrzeugen, die überwiegend von außen kommend den Flughafenbereich befahren. In LASPORT werden sie als landseitig (*landside*) bezeichnet. Aufgrund des hohen Anteils von Passagieren an diesem Verkehr, die nicht nur aus dem Großraum Frankfurt, sondern auch aus den angrenzenden Bundesländern kommen, wurde für diesen landseitigen Verkehr zur Ableitung der Emissionsfaktoren der Bestand der Bundesrepublik Deutschland angesetzt.

Im Bereich des Vorfelds, also auf den Vorfeldstraßen, bei der Flugzeugabfertigung und bei den Flugzeugschleppvorgängen, in LASPORT als luftseitig (*airside*) bezeichnet, wird ein besonderes Fahrzeugequipment eingesetzt. Dieses umfasst sowohl Fahrzeuge, die eine Straßenzulassung besitzen oder erhalten könnten, als auch Fahrzeuge, die speziell für die Belange eines Flughafens entwickelt wurden. Letztere sind meist als mobile Arbeitsmaschinen zugelassen und erfüllen auch deren Abgasnormen. Die in diesen Spezialfahrzeugen eingesetzten Motoren sind jedoch häufig mit den Motoren aus Kraftfahrzeugen vergleichbar und die Fahrzeuge lassen sich gut in die beim Kfz-Verkehr unterschiedenen Nutzfahrzeugkategorien (LNF, SNF) einteilen bzw. in einzelne Schichten der SNF eingruppierten (vgl. Abschnitt 3.4).

Die emissionsseitige Betrachtung des gesamten Vorfeldequipments als Kfz ermöglicht die Verwendung der Emissionsfaktoren aus HBEFA 3.3 und der darin enthaltenen Emissionsfaktoren für die Partikelanzahl sowie der auf den Vorfeldstraßen und an den Toren als Kfz gezählten Verkehrsstärken. Eine gesonderte Berücksichtigung der mobilen Arbeitsmaschinen würde zudem erschwert durch fehlende Angaben der Motorstärke des vorhandenen Vorfeldequipments, die für eine Einteilung in Emissionsklassen erforderlich ist. Neben der Fraport AG verfügen Acciona und die Lufthansa AG über ein eigenes Vorfeldequipment, und einige Bereiche der Flugzeugabfertigung wie Catering und Flugzeugreinigung werden von weiteren Fremdfirmen (Dritte) durchgeführt. Die Aufteilung des Vorfeldequipments nach Betreibern kann an Hand des an den beiden Vorfeldtankstellen der Fraport AG und der Lufthansa vertankten Kraftstoffs festgestellt werden und ist in Abbildung 30 für das Jahr 2015 dargestellt. Insgesamt wurden 16,7 Mio. Liter Kraftstoff vertankt, davon 8 % Benzin und 92 % Diesel.

Abbildung 30: Kraftstoffabsatz an den Vorfelddienststellen im Jahr 2015 nach Empfängern.

Kraftstoffabsatz an den Vorfelddienststellen im Jahr 2015 nach Empfängern

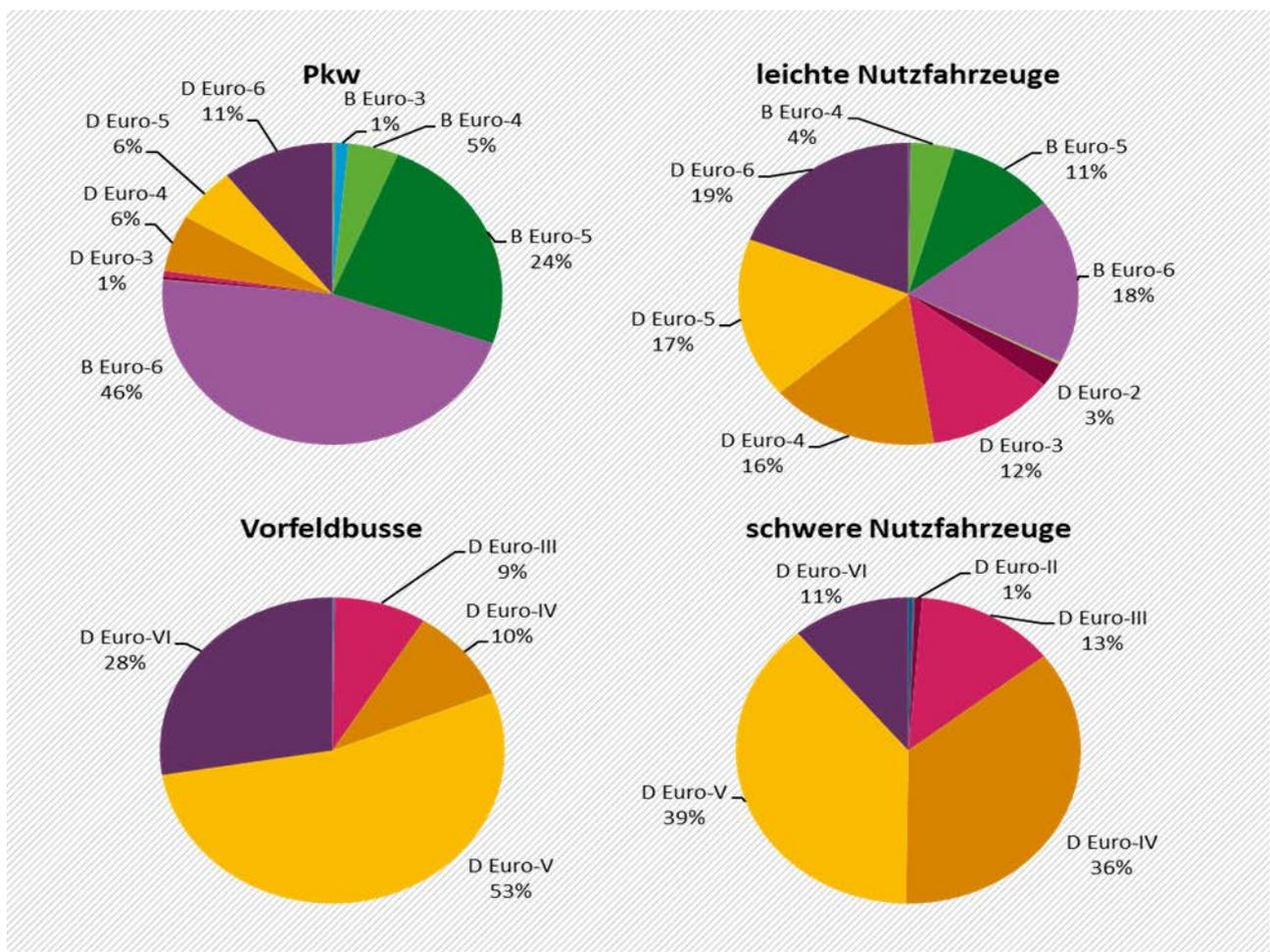
Quelle: MUVEDA

Der auf dem Vorfeld verbrauchte Kraftstoff kann zu knapp 2/3 dem Fraport-Vorfelddienststellen zugeordnet werden. Die Fahrzeuge und Geräte der Fraport AG sind in einer Datenbank einzeln erfasst. Zu Ihnen liegen Angaben zur Gerätebezeichnung, in der Regel mit Angaben zum Hersteller, dem Baujahr, der Antriebsart und entweder Angaben zum Kilometerzähler oder Betriebsstundenzähler vor. Diese wurden von der Fraport AG für das Bezugsjahr 2015 zur Verfügung gestellt. Aus dem Baujahr wurde die Schadstoffklasse abgeleitet, und mit Hilfe der Angaben zum Kilometerzähler oder den Betriebsstunden konnte eine Fahrleistungsgewichtung vorgenommen werden. Unter der Annahme, dass sich das Equipment der Fremdfirmen emissionsseitig genauso aufteilt wie das der Fraport AG, wurde die in Abbildung 31 dargestellte Zusammensetzung der Fraport-Vorfelddienststellen 2015 für die Ableitung von Emissionsfaktoren aus HBEFA herangezogen.

Ein Vergleich der Pkw-Flotte auf dem Vorfeld in Abbildung 31 mit der aus HBEFA in Abbildung 21 zeigt, dass zum einen auf dem Vorfeld viel weniger Diesel-Pkw unterwegs sind und dass zum anderen die EURO 6-Abgasnorm die Fraport-Vorfelddienststellen schon stärker durchdrungen hat. Demgegenüber fahren 2/3 der leichten Nutzfahrzeuge mit Diesel auf dem Vorfeld.

Aus HBEFA 3.3 (UBA, 2017) wurden entsprechend den Vorgaben von LASPORT streckenbezogene Emissionsfaktoren für fünf landseitige Streckentypen und drei luftseitige Streckentypen abgeleitet (vgl. Abschnitt 3.4.1.1). Welche HBEFA-Verkehrssituation und welcher Kaltstartanteil den LASPORT-Streckentypen zugeordnet wurden zeigt Tabelle 7. Zur Berücksichtigung des Kaltstarts wurden die Kaltstartemissionen aus HBEFA für den ersten Kilometer nach Fahrtantritt herangezogen. Für den Flughafen wurden nur Emissionsfaktoren für die Ebene angesetzt.

Abbildung 31: Vorfeldequipment der Fraport nach Fahrzeugkategorien und Schadstoffkonzept im Jahr 2015.



Quelle: MUVEDA

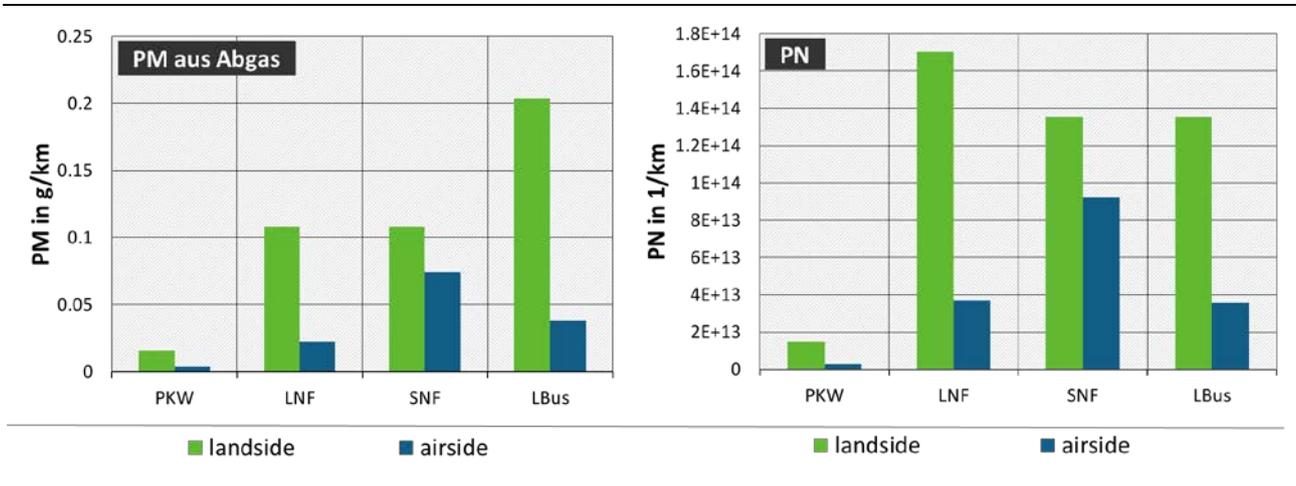
Tabelle 7: Definition der Streckentypen am Frankfurter Flughafen und zugehörige Verkehrssituation nach HBEFA 3.3.

LSP-ID	Streckentyp		Verkehrssituation HBEFA 3.3	Kaltstartanteil
A1	airside	Torbereiche zum Vorfeld	Agglo/Erschließung/30/stop+go	22 %
A2	airside	Vorfeldstr. am Terminal, Positionsbereiche	Agglo/Erschließung/30/gesättigt	22 %
A3	airside	Umfahrung, Vorfeldstraßen mit T30	Agglo/Erschließung/30/flüssig	22 %
L1	landside	Autobahn als Zubringer	Agglo/AB-Nat./100/dicht	22 %
L2	landside	Hauptstraße/-Fernstraße als Zubringer, T70	Agglo/FernStr-Nat./70/flüssig	22 %
L3	landside	Hauptstr. als Zubringer, T50	Agglo/HVS/50/flüssig	22 %
L4	landside	Zufahrt/Anbindung zu	Agglo/Erschließung/30/gesättigt	22 %

LSP-ID	Streckentyp	Verkehrssituation HBEFA 3.3	Kaltstartanteil
L5	landside Terminal/Parking; Betriebsstr. innerhalb Parkhaus/-platz; Tore Umland/Betriebsstr.	Agglo/Erschließung/30/stop+go	50 %

Abbildung 32 zeigt am Beispiel der HBEFA-Verkehrssituation „Agglo/Erschließung/30/gesättigt“, die sowohl dem luftseitigen Streckentyp A2 als auch dem landseitigen Streckentyp L4 zugrunde liegt, den Einfluss der unterschiedlichen Flottenzusammensetzung auf die Emissionsfaktoren für Partikelmasse (PM) und Partikelanzahl (PN).

Abbildung 32: Einfluss der Flottenzusammensetzung auf die PM- und PN-Emissionsfaktoren der LASPORT-Streckentypen A2 (airside) und L4 (landside) – beide HBEFA-Verkehrssituation „Agglo/Erschließung/30/gesättigt“ mit Kaltstartanteil 22 %.



Quelle: MUVEDA

Neben den in Abbildung 32 dargestellten Fahrzeugkategorien wurden landseitig auch Reisebusse betrachtet. Da bei der Fraport AG rund 20 % des auf dem Vorfeld verbrauchten Kraftstoffs dem Gepäcktransport durch leichte Zugmaschinen zugeschrieben werden kann und zu dieser Fahrzeuggruppe eigene Verkehrsstärken vorliegen, wurde diese Fahrzeuggruppe gesondert betrachtet. Für sie wurden luftseitige Emissionsfaktoren aus den Schichtemissionsfaktoren von HBEFA für Lkw < 7 t abgeleitet. Emissionsseitig ebenfalls gesondert betrachtet wurden die Flugzeugschlepper. Ihnen wurden die Schichtemissionsfaktoren der Last- und Sattelzüge 34 bis 40 t zugrunde gelegt. Für beide Gruppen wurde hinsichtlich der Aufteilung nach Abgaskonzepten die Fraport-Flotte bei der Ableitung der Emissionsfaktoren berücksichtigt.

3.5.2 Flugzeugabfertigung durch Kfz

Zur Modellierung der Abfertigungsemissionen an den Abstellpositionen, die in LASPORT direkt erfolgt, wurden flugzeugbezogene Emissionsfaktoren benötigt (vgl. Abschnitt 3.7.1). Diese wurden aus den Kfz-Emissionsfaktoren aus Abschnitt 3.5.1 ermittelt. Dabei wurde für jedes an der Flugzeugabfertigung beteiligte Fahrzeug eine Fahrstrecke um das Flugzeug und eine individuelle Standzeit mit Leerlauf berücksichtigt.

Das an der Abfertigung beteiligte Vorfeldequipment ist abhängig von der Flugzeuggröße, aber auch vom Ort der Abfertigung. So werden bei einer Abfertigung am Pier keine Busse benötigt und einige Abfertigungen finden an Durchrollpositionen statt und benötigen daher keinen Flugzeugschlepper für

den *push back*. Auch gibt es Unterschiede in der Abfertigung von Passagier- und Frachtmaschinen. Da in LASPORT die Emissionsberechnung der Flugzeugabfertigung über die Positionsbereiche erfolgt, wurden die Positionsbereiche, die sich nicht einem der drei Abfertigungstypen „Pier“, „Open“, „Cargo“ zuordnen ließen, dem Typ „Standard“ zugeordnet, der das verbleibende Mix an Abfertigungsvorgängen repräsentiert.

Tabelle 8 enthält die für die Flugzeugabfertigung am Frankfurter Flughafen für das Bezugsjahr 2015 angesetzten Emissionen in Abhängigkeit von der Flugzeuggröße und dem Abfertigungstyp. Die Flugzeugabfertigung beinhaltet sowohl die Abfertigung nach der Landung als auch vor dem Start, bezieht sich also auf den kompletten LTO-Zyklus.

Tabelle 8: Flugzeugbezogene Emissionen für die Flugzeugabfertigung an den Abstellpositionen am Frankfurter Flughafen im Jahr 2015, bezogen auf einen LTO-Zyklus.

Flugzeugtyp	FB kg/ac	NO _x kg/ac	SO ₂ kg/ac	RUSS kg/ac	PM Abgas ¹ kg/ac	PM10 Ab+Auf ² kg/ac	PM2,5 Abrieb kg/ac	PN 1/ac
Abfertigung Standard								
Large	1,5E+01	3,8E-01	2,4E-04	1,9E-03	4,4E-03	1,0E-02	8,2E-04	5,8E+15
Medium	1,4E+01	3,6E-01	2,3E-04	1,8E-03	4,2E-03	9,8E-03	7,7E-04	5,4E+15
Small	1,0E+01	2,5E-01	1,6E-04	1,2E-03	2,9E-03	7,5E-03	6,0E-04	3,8E+15
Regional	2,2E+00	5,3E-02	3,6E-05	3,4E-04	7,6E-04	1,4E-03	1,2E-04	1,0E+15
Turboprop	2,2E+00	5,1E-02	3,5E-05	3,3E-04	7,4E-04	1,3E-03	1,1E-04	1,0E+15
Abfertigung Pier								
Large	1,1E+01	2,8E-01	1,8E-04	1,3E-03	3,0E-03	9,5E-03	7,7E-04	4,0E+15
Medium	1,1E+01	2,7E-01	1,8E-04	1,2E-03	2,9E-03	9,0E-03	7,2E-04	3,8E+15
Small	9,1E+00	2,2E-01	1,4E-04	1,0E-03	2,3E-03	7,3E-03	5,9E-04	3,1E+15
Regional	1,6E+00	3,4E-02	2,5E-05	2,2E-04	4,8E-04	1,2E-03	1,1E-04	6,8E+14
Turboprop	1,5E+00	3,2E-02	2,4E-05	2,1E-04	4,6E-04	1,1E-03	1,1E-04	6,5E+14
Abfertigung Open								
Large	1,7E+01	4,3E-01	2,7E-04	2,1E-03	5,1E-03	1,1E-02	8,5E-04	6,6E+15
Medium	1,6E+01	4,0E-01	2,5E-04	2,0E-03	4,8E-03	1,0E-02	7,9E-04	6,2E+15
Small	1,1E+01	2,8E-01	1,8E-04	1,3E-03	3,2E-03	7,8E-03	6,1E-04	4,2E+15
Regional	2,6E+00	6,2E-02	4,1E-05	3,9E-04	9,0E-04	1,5E-03	1,2E-04	1,2E+15
Turboprop	2,5E+00	6,1E-02	4,0E-05	3,8E-04	8,8E-04	1,4E-03	1,2E-04	1,2E+15
Abfertigung Cargo								
Large	1,0E+01	2,5E-01	1,6E-04	1,1E-03	2,6E-03	8,8E-03	7,2E-04	3,4E+15
Medium	9,9E+00	2,4E-01	1,6E-04	1,1E-03	2,5E-03	8,4E-03	6,8E-04	3,4E+15
Small	9,1E+00	2,2E-01	1,4E-04	9,9E-04	2,3E-03	7,3E-03	5,8E-04	3,0E+15
Regional	1,6E+00	3,4E-02	2,5E-05	2,2E-04	4,8E-04	1,2E-03	1,1E-04	6,8E+14
Turboprop	1,5E+00	3,2E-02	2,4E-05	2,1E-04	4,6E-04	1,1E-03	1,1E-04	6,5E+14

¹PM Abgas ist ansetzbar für PM10 und PM2,5; ²Ab+Auf = Abrieb und Aufwirbelung.

3.5.3 Ground Power Units (GPU)

Am Frankfurter Flughafen werden zur Stromversorgung der Flugzeuge, sofern sie nicht mit stationärem Bodenstrom erfolgen kann, verschiedene GPU-Modelle eingesetzt, die sich in Größe (Nennleistung), Alter und Emissionskonzept unterscheiden. Die benötigte Nennleistung ist von der Flugzeuggröße abhängig. Bei Abstellpositionen, die mit Bodenstrom ausgestattet sind, wurde eine Ausfallzeit von 4 % angenommen, während der eine Versorgung mit GPU erfolgt.

Die GPU des Frankfurter Flughafens sind in Tabelle 9 mit ihren Kenndaten zusammengefasst. Für die Hälfte der GPU-Typen liegen Verbrauchsangaben vor, für drei auch Emissionsangaben der Hersteller.

Tabelle 9: GPU-Inventar am Frankfurter Flughafen und Betriebsanteil im Jahr 2015.

GPU-Typ	Nennleistung kW	Emissions-Klasse ³	Anzahl Geräte	Mittleres Alter	Anteil am Betrieb 2015
BF 6M 1013 CP PFV ^{1,2}	145	I	0		0 %
BF 6M 1013 CP ²	128	I	4	12,6	5 %
BF 6M 1013 CP	128	II	2	11,1	3 %
BF 6M 1013 FC_G1 ¹	197	II	32	9,2	53 %
BF 4M 1013 FC	122	II	9	8,7	15 %
BF 6M 1013 FC_G3 ¹	216	II	10	7,1	17 %
BF 6M 1013 FC_G3	225	II	4	3,4	7 %
TCD 2013 L06 4V ^{1,2}	251	IIIA	9	0,3	0 %

¹ Verbrauchsangaben vorhanden; ² Emissionsangaben vorhanden; ³ nach Richtlinie 97/68/EG
Datengrundlage: Fraport AG

Von diesen drei Modellen mit Emissionsangaben war 2015 jedoch nur eins in Betrieb (BF 6M 1013 CP), welches mit 12,6 Jahren zu den ältesten gehörte und nach Emissionsklasse I gemäß Richtlinie 97/68/EG (1997) zugelassen wurde. Bei den beiden anderen handelt es sich um ein Gerät, das den Emissionsberechnungen im PFV zugrunde gelegt wurde, ebenfalls Emissionsklasse I, und ein sehr neues Modell, zugelassen nach Emissionsklasse IIIA. Angaben zur Partikelanzahl lagen für keins der Modelle vor.

Die neueste Gesetzgebung für mobile Maschinen (EU 2016/1628) sieht für die Typzulassung ab Emissionsklasse V einen Grenzwert für die Partikelanzahl vor. Er wird mit $1E+12$ 1/kWh angegeben und bezieht sich auf die Geräteleistung. Ihm gegenüber steht ein Grenzwert für die Partikelmasse von 0,015 g/kWh. Beide Grenzwerte gelten unabhängig von der Motorengröße. Über das Verhältnis Partikelanzahl zu Partikelmasse (PN/PM) kann auch ein PN-Emissionsfaktor für die am Frankfurter Flughafen eingesetzten GPU-Modelle ermittelt werden. Für die Emissionsmodellierung 2015 wurde das GPU-Modell BF 6M 1013 CP als Referenzmodell verwendet. Es weist mit 0,15 g/kWh einen um den Faktor 10 höheren PM-Emissionsfaktor auf als der Grenzwert der Stufe V, der für die Typzulassung neuer Motoren gilt. Analog dazu wurde auch ein um den Faktor 10 höherer PN-Emissionsfaktor von $1E+13$ 1/kWh angesetzt.

Da die Modellierung der GPU-Emissionen in LASPORT eine Berücksichtigung der Flugzeuggröße vorsieht, für die Abfertigung der kleinen Flugzeuge aber nicht genügend kleine GPU (< 130 kW) zur Verfügung stehen, wurde angenommen, dass 50 % der kleinen Flugzeuge mit großen GPU (> 130 kW) versorgt werden. Unter Berücksichtigung der spezifischen Kraftstoffverbräuche (eingesetzt wird Heizöl) der einzelnen GPU-Modelle ließen sich mit diesen Ansätzen die in Tabelle 10 dargestellten

kraftstoffbezogenen und flugzeuggrößenabhängigen Emissionsindizes für den Frankfurter Flughafen ableiten.

Tabelle 10: Emissionsindizes für den GPU-Einsatz am Frankfurter Flughafen in Abhängigkeit der Flugzeuggröße.

Flugzeugtyp	FB kg/h	NO _x g/kg	SO ₂ g/kg	RUSS g/kg	PM10 g/kg	PM2,5 g/kg	PN 1/kg
Large	1,1E+01	2,7E+01	1,0E-01	2,8E-01	6,9E-01	6,9E-01	4,6E+13
Medium	9,1E+00	2,7E+01	1,0E-01	2,8E-01	6,9E-01	6,9E-01	4,6E+13
Small	6,9E+00	2,9E+01	1,0E-01	2,9E-01	7,3E-01	7,3E-01	5,0E+13
Regional	6,9E+00	2,9E+01	1,0E-01	2,9E-01	7,3E-01	7,3E-01	5,0E+13
Turboprop	6,9E+00	2,9E+01	1,0E-01	2,9E-01	7,3E-01	7,3E-01	5,0E+13

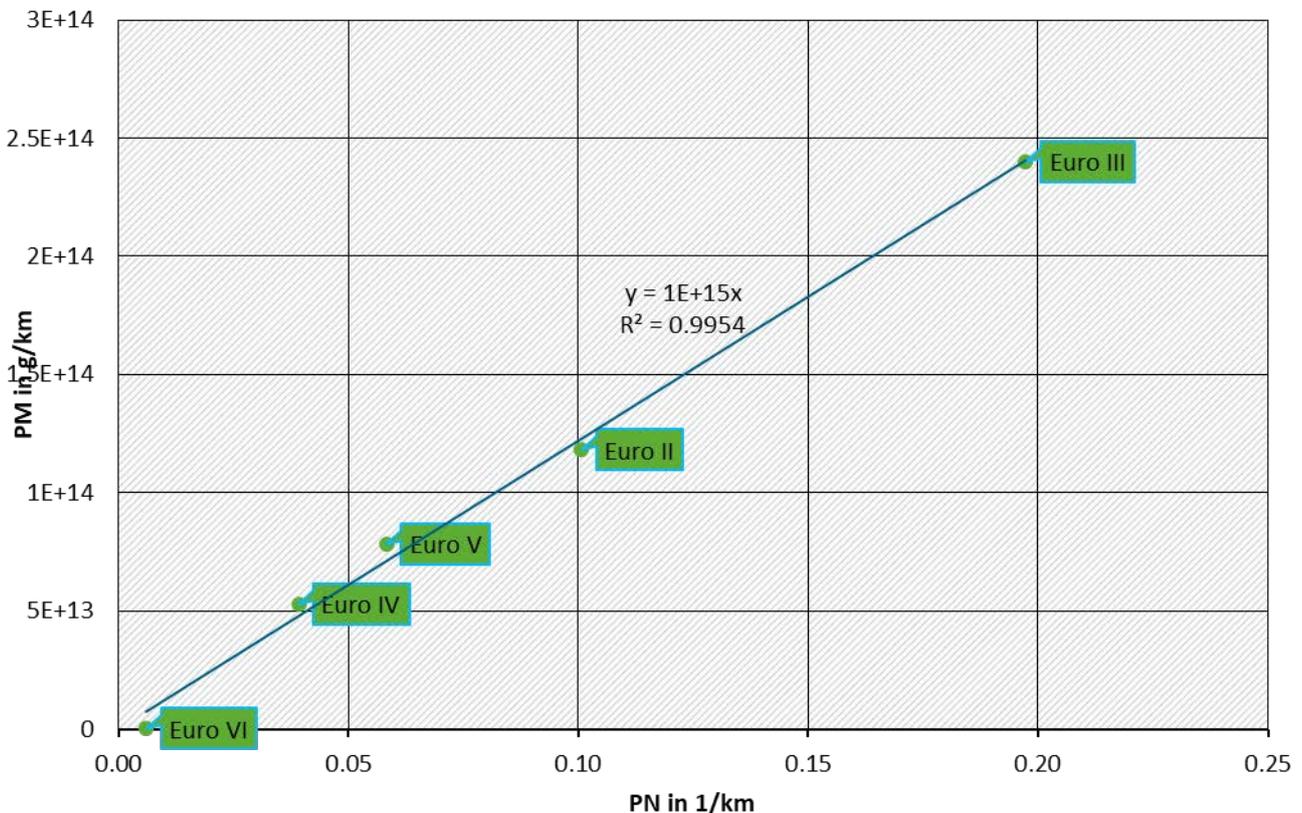
3.5.4 Stationäre Quellen

Für stationäre Quellen, hier Notstromersatzanlagen (NEA) und Gas- und Heizölfeuerungsanlagen, konnten aus der Literatur keine Emissionsfaktoren bezüglich der Partikelanzahl herangezogen werden. Daher wurde das Verhältnis PN/PM der SNF-Emissionsfaktoren aus HBEFA 3.3 für die Verkehrssituation Agglo/Erschließung/30/flüssig unter Berücksichtigung der Emissionskonzepte untersucht.

Für die Emissionskonzepte Euro 2 bis Euro 6 konnte eine deutliche Korrelation festgestellt werden, wie Abbildung 33 zeigt. Da NEA und Heizölfeuerungsanlagen mit Heizöl betrieben werden, das im Vergleich zum Diesel-Kraftstoff einen höheren Schwefelgehalt aufweist, der sich negativ auf die Partikelmasse und daher auch auf die Partikelanzahl auswirken kann und zudem eine gewisse Unsicherheit in Bezug auf die Auswirkung der Motorgröße besteht, wurde ein Sicherheitszuschlag von einem Faktor 10 berücksichtigt. Für alle betrachteten stationären Quellen wurde zur Ermittlung der Partikelanzahl folgendes Verhältnis in Bezug auf die Partikelmasse in g angesetzt:

$$\text{PN/PM} = 1\text{E}+16 \text{ 1/g}$$

Abbildung 33: Korrelation zwischen Partikelanzahl (PN) und Partikelmasse (PM) bei den schweren Nutzfahrzeugen (SNF) der Verkehrssituation Agglo/Erschließung/30/flüssig nach HBE-FA 3.3.



Quelle: MUVEDA, Datengrundlage: UBA 2017

Bei den NEA stehen aus dem Emissionsinventar die Betriebsstunden für das Jahr 2015 sowie die Nennleistung der einzelnen Geräte zur Verfügung. Hinsichtlich ihrer Einsatzzeiten unterscheidet man zwischen NEA, die bei schlechten Sichtverhältnissen zur Sicherstellung der Landebahnbeheizung eingeschaltet werden (CAT-Betrieb), und solchen, die in der Regel nur einmal monatlich für eine Stunde im Probebetrieb laufen (jeden ersten Donnerstag im Monat von 1 bis 2 Uhr nachts). Im Rahmen des Emissionsinventars konnten für viele NEA-Emissionsdatenblätter sowie Daten zum Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit zum Lastanteil vom Hersteller MTU beschafft werden. Aus den Emissionsdatenblättern ließen sich Emissionsfaktoren für zwei stationäre NEA-Typen und einen mobilen NEA-Typ ableiten. Daneben sind noch einige ältere Geräte im Einsatz, für die die Emissionsfaktoren des PFV angesetzt werden können. Danach wurden emissionsseitig folgende fünf Gerätetypen unterschieden:

- ▶ Stationäre NEA mit TA Luft optimierten Motoren (TALopt)
- ▶ Stationäre NEA mit kraftstoffverbrauchsoptimierten Motoren (KVopt)
- ▶ Stationäre NEA mit Motoren entsprechend dem PFV
- ▶ Mobile NEA nach Euro IIIa zugelassen (Euro IIIa)
- ▶ Mobile NEA entsprechend PFV (PFV mobil)

Während bei den stationären NEA eine individuelle Betrachtung möglich war, wurden die Emissionen der mobilen NEA nur pauschal über den Gesamtverbrauch berechnet. Daher wurde unter Berücksichtigung der Emissionskonzepte der auf dem Frankfurter Flughafen vorhandenen mobilen NEA (93 % PFV_mobil, 5 % Euro IIIA, 2 % PFV) ein Emissionsfaktor „Mobil“ ermittelt. Tabelle 11 enthält die für NEA angesetzten Emissionsfaktoren.

Nach Angaben der Fraport AG wurden 2015 für den Betrieb ihrer stationären NEA in 1883 Betriebsstunden 306001 Liter Heizöl EL verbraucht. Für jede stationäre NEA der Fraport AG wurde mit Hilfe von zwei standardisierten Kraftstoffverbrauchskennlinien für kraftstoffverbrauchsoptimierte Motoren bzw. emissionsoptimierte Motoren, die aus Herstellerdatenblätter ermittelt wurden, unter Einbeziehung der vorhandenen Angaben zur Nennlast, des realen Lastzustands, falls bekannt, oder der in Tabelle 12 angegebenen mittleren Lastzustände und den Betriebsstunden der Kraftstoffverbrauch in Liter berechnet. Über diesen berechneten Kraftstoffverbrauch wurde der gesamte Heizölverbrauch von 306001 Liter verteilt. Mit den in Tabelle 11 angegebenen Emissionsfaktoren konnten dann über den Kraftstoffverbrauch die Emissionen gerätespezifisch ermittelt werden. Die wenigen NEA, die von Fremdfirmen betrieben werden, wurden nicht berücksichtigt, da zu ihnen weder Betriebsstunden noch Kraftstoffverbräuche vorlagen.

Tabelle 11: Emissionsindizes für stationäre und mobile NEA.

EFak-Typ	NO _x g/l	SO ₂ g/l	RUSS g/l	PM10 g/l	PM2,5 g/l	PN 1/l
PFV (vor 2008)	2,1E+01	8,4E-02	2,1E-01	5,3E-01	5,3E-01	5,3E+15
TALopt	1,7E+01	8,4E-02	1,5E-01	3,9E-01	3,9E-01	3,9E+15
KVopt	4,1E+01	8,4E-02	1,2E-01	3,0E-01	3,0E-01	3,0E+15
Mobil 2015	4,8E+01	8,4E-02	4,2E-01	1,0E+00	1,0E+00	1,0E+16

Tabelle 12: Mittlere Lastanteile der stationären NEA nach Einsatztyp und Emissionsfaktorentyp.

EFak-Typ	Lastanteil	
	CAT	Nicht-CAT
PFV (vor 2008)	21 %	16 %
TALopt	69 %	29 %
KVopt	47 %	20 %

Auch die mobilen NEA werden mit Heizöl betrieben. Ihr Verbrauch wird von der Fraport AG jedoch nicht mehr getrennt erfasst. Daher wurde die Differenz des Gesamtverbrauchs an Heizöl im Jahr 2015 und dem Heizöl, das von NEA, GPU und Heizölf Feuerung verbraucht wurde, den mobilen NEA zugeschlagen. Da die Einsatzorte der mobilen NEA variieren, wurden die aus dem Kraftstoffverbrauch und dem mittleren Emissionsfaktor für mobile NEA aus Tabelle 11 ermittelten Emissionen gleichmäßig auf die stationären NEA verteilt.

Am Frankfurter Flughafen wird insbesondere im Norden Fernwärme eingesetzt. Bei den verbleibenden Feuerungsanlagen wurde zwischen Gasfeuerung und Heizölf Feuerung unterschieden. Die Heizölf Feuerung auf dem Frankfurter Flughafen hat in den vergangenen Jahren an Bedeutung verloren. Im Jahr 2015 lag der Heizölf Verbrauch der Fraport AG für diese Emittentengruppe auf dem Flughafengelände bei rund 343200 Liter. Der Gasverbrauch lag 2015 bei fast 103 Mio. kWh. Neben dezentralen Gasfeuerungsanlagen entfällt der Hauptverbrauch auf das Heiz-Kälte-Werk mit 46,5 Mio. kWh und auf das Heizhaus Süd mit 13,8 Mio. kWh.

Für das Heiz-Kälte-Werk lagen Emissionsdaten aus der Emissionserklärung 2012 vor. Aus Ihnen konnten Emissionsindizes abgeleitet werden, die auch für das Heizhaus Süd angesetzt wurden. Die Emissionsindizes der Gasfeuerungsanlagen und der Heizölf Feuerungsanlagen wurden einer Studie des UBA (UBA, 2008) entnommen. Die Emissionsindizes für die Partikelanzahl wurden wie oben beschrieben

aus der Partikelmasse abgeleitet. Tabelle 13 enthält die angesetzten Emissionsfaktoren für die Heizöl- und Gasfeuerungsanlagen.

Tabelle 13: Emissionsindizes für Heizöl- und Gasfeuerungsanlagen.

Leistung (kW)	Heizölfeuerungsanlagen					
	NO _x g/l	SO ₂ g/l	RUSS g/l	PM10 g/l	PM2,5 g/l	PN 1/l
4 - 25	1,4E+00	1,1E+00	4,3E-02	4,3E-02	4,3E-02	4,3E+14
>25 - 50	1,5E+00	1,1E+00	2,2E-02	2,2E-02	2,2E-02	2,2E+14
>50	1,6E+00	1,1E+00	5,0E-02	5,0E-02	5,0E-02	5,0E+14
Mittel	1,6E+00	1,1E+00	4,6E-02	4,6E-02	4,6E-02	4,6E+14

Leistung (kW)	Gasfeuerungsanlagen					
	NO _x g/kWh	SO ₂ g/kWh	RUSS g/kWh	PM10 g/kWh	PM2,5 g/kWh	PN 1/kWh
4 - 25	6,8E-02	6,1E-03	1,1E-04	1,1E-04	1,1E-04	1,1E+12
>25 - 50	8,3E-02	6,1E-03	1,1E-04	1,1E-04	1,1E-04	1,1E+12
>50	9,0E-02	6,1E-03	1,1E-04	1,1E-04	1,1E-04	1,1E+12
Mittel	9,0E-02	6,1E-03	1,1E-04	1,1E-04	1,1E-04	1,1E+12
Heiz-Kälte-Werk	1,1E-01	6,1E-03	8,6E-05	8,6E-05	8,6E-05	8,6E+11

3.6 Emissionen aus Triebwerken

Flugzeuge setzen Schadstoffe aus ihren Haupttriebwerken und Hilfstriebwerken frei. Während die Hilfstriebwerke (*Auxiliary Power Units, APU*) meist nur nach der Landung und vor dem Start zur Energieversorgung im Flugzeug und für den Start der Haupttriebwerke benötigt werden, sind die Haupttriebwerke während des gesamten Start-Lande-Zyklus (*Landing Take-Off cycle, LTO*) in unterschiedlichen Laststufen in Betrieb.

Im Folgenden wird auf die Triebwerke von Strahlflugzeugen näher eingegangen. Für Flugzeuge und Hubschrauber mit Turboprop- oder Kolbenmotoren wurden im Rahmen dieses Projektes vereinfachende Annahmen getroffen, ihr Beitrag zur Gesamtemission aus dem Flugverkehr am Flughafen Frankfurt/Main ist deutlich kleiner als 1 %.

3.6.1 Haupttriebwerke

Für Haupttriebwerke von Strahlflugzeugen mit einer Schubkraft von mehr als 26,7 kN liegen Treibstoffverbrauch und Emissionsindizes (*Emission Indices, EI*), d. h. Menge eines Schadstoffs pro Menge verbrannten Treibstoffs, in der *ICAO Engine Emission Databank (EEDB)* vor. Die Datenbank wird im Auftrag der *International Civil Aviation Organization (ICAO)* von der *European Aviation Safety Agency (EASA)* gewartet (siehe www.easa.europa.eu) und ist öffentlich zugänglich. Für dieses Projekt wurde die aktuelle Version (*Issue*) 24 eingesetzt.

Die EEDB enthält die Zertifizierungswerte von Treibstoffverbrauch und Schadstoffemissionen aller zertifizierten Triebwerkstypen (rund 600) für vier Lastzustände des Triebwerks:

1. *Idle (ID)* mit 7 % Maximalschub

2. *Approach* (AP) mit 30 % Maximalschub
3. *Climbout* (CO) mit 85 % Maximalschub
4. *Take-off* (TO) mit 100 % Maximalschub

Neben den Treibstoffverbräuchen (in kg/s) sind die Emissionsindizes (in g/kg) für die Schadstoffe NO_x, HC und CO angegeben. Ergänzend wurde in diesem Projekt ein SO_x-Emissionsindex von 0,8 g/kg verwendet, was ein für den Treibstoff Jet-A gebräuchlicher, eher zu hoch angesetzter Wert ist und einem Schwefelgehalt von etwa 0,04 % oder 400 mg/kg entspricht.

Aus dem Produkt von Treibstoffverbrauch und Emissionsindex ergibt sich die Emissionsrate (in g/s) eines Triebwerkes. Zusammen mit der Anzahl der Triebwerke des Flugzeugs und der Verweilzeit (*Time-In-Mode*, TIM) in einem durch einen einheitlichen Lastzustand charakterisierten Segment des LTO folgt daraus die Emission.

Die EEDB enthält keine Emissionsindizes für Staub oder Ultrafeinpartikel. Es gibt aktuell Bestrebungen der ICAO, Ultrafeinpartikel in die Zertifizierung von Haupttriebwerken aufzunehmen (sowohl in Bezug auf Masse als auch in Bezug auf Anzahl), jedoch wird es noch einige Jahre dauern, bis eine entsprechend erweiterte EEDB zur Verfügung steht (siehe Arbeitsprogramme CAEP/11 und CAEP/12 der ICAO-Untergruppe *Committee on Aviation Environmental Protection*). Stattdessen sind in der EEDB für jeden Lastzustand sogenannte Ruß-Zahlen (*Smoke Number*, SN) angegeben, die den Schwärzungsgrad eines Filtermaterials charakterisieren.

Bei Temperaturen von mehreren hundert Grad Celsius liegen am Triebwerksaustritt nur nichtflüchtige Staubpartikel vor, hauptsächlich in Form von Ruß mit Partikeldurchmessern unter 100 nm, also Ultrafeinpartikel. Es gibt ein etabliertes Verfahren, um aus der Ruß-Zahl den Massen-Emissionsindex dieser nichtflüchtigen Ultrafeinpartikel (*non-volatile Particulate Matter*, nvPM) abzuschätzen. Das Verfahren ist im ICAO-Dokument 9889 (*Airport Air Quality Manual*) beschrieben (ICAO, 2011) und hat aus historischen Gründen die Bezeichnung *First Order Approximation Version 3.0* (FOA3).

Nach FOA3 wird aus der Ruß-Zahl mit Hilfe einer empirischen Relation die Massenkonzentration von nvPM am Triebwerksaustritt abgeschätzt, wobei in der EEDB fehlende Ruß-Zahlen aus der angegebenen maximalen Ruß-Zahl lastabhängig abgeleitet werden. Die Massenkonzentration (Masse pro Volumen) wird mit dem ebenfalls empirisch abgeschätzten spezifischen Volumen (Abluftvolumen pro Masse Treibstoff) multipliziert, das Ergebnis ist der Massen-Emissionsindex (Masse pro Masse Treibstoff). Dieses Verfahren wurde für dieses Projekt in Kombination mit der aktuellen EEDB angewendet.

Für Ultrafeinpartikel ist nicht so sehr die Massen-Emission, sondern die Anzahl-Emission von Interesse. Der Anzahl-Emissionsindex (Anzahl pro Masse Treibstoff) kann aus dem Massen-Emissionsindex von nvPM abgeschätzt werden. Hierzu wird angenommen, dass die Durchmesser der Partikel durch eine einmodige Lognormalverteilung (siehe z. B. Seinfeld & Pandis, 2016) mit mittlerem geometrischem Durchmesser d (*Geometric Mean Diameter*, GMD) und geometrischer Standardabweichung σ (*Geometric Standard Deviation*, GSD) beschrieben werden können. Der Anzahl-Emissionsindex n ergibt sich dann aus dem Massen-Emissionsindex m zu

$$n = \frac{m}{\left(\frac{\pi}{6}\right) d^3 \rho \exp\left[\left(\frac{9}{2}\right) \ln^2 \sigma\right]}$$

Hierbei ist ρ die Massendichte eines Partikels (typischerweise 1 g/cm^3 , dieser Wert wird auch im Rahmen dieses Projektes angesetzt). Für m kann die Massen-Konzentration, die Massen-Emissionsrate, der Massen-Emissionsindex oder die Gesamtmasse eingesetzt werden, n ist dann die entsprechende Anzahl-Konzentration, Anzahl-Emissionsrate, der Anzahl-Emissionsindex oder die Gesamtzahl.

Auf der Basis von Literaturwerten wurde der Wert für GSD auf 1,7 und der Wert für GMD lastabhängig auf 15 nm (ID), 20 nm (AP), 30 nm (CO) und 40 nm (TO) gesetzt (siehe u. a. Lobo et al., 2015a; Kinsey et al., 2010). Mit diesen Werten und den vorher bestimmten Massen-Emissionsindizes von nvPM wurde die EEDB um Anzahl-Emissionsindizes (*non-volatile Particulate Number*, nvPN) erweitert.

Auf diese Weise standen für sämtliche zertifizierten Triebwerke individuelle, lastabhängige Emissionsindizes für die Masse und die Anzahl von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln zur Verfügung, und zwar nachvollziehbar hergeleitet aus ausschließlich öffentlich zugänglichen Datenquellen.

Aus den oben aufgeführten Werten für GMD und GSD und der aufgeführten Gleichung resultiert eine nützliche Abschätzung:

► **Verhältnis von Anzahl zu Masse von Ultrafeinpartikeln aus Triebwerken**
 1 Gramm Ultrafeinpartikel, das aus einem Triebwerk freigesetzt wird, entspricht ungefähr 10^{16} bis 10^{17} Teilchen.

Sie kann zum Beispiel für eine Plausibilitätsprüfung verwendet werden, wenn Masse und Anzahl von Ultrafeinpartikeln aus Triebwerken angegeben sind: Zuerst die Masse in Gramm ausweisen, dann das Verhältnis von Anzahl zu Masse bilden; ist es Größenordnungen vom Wertebereich 10^{16} bis 10^{17} entfernt, dann stimmt in der Regel etwas nicht.

Die Tabelle 14 und Tabelle 15 geben ein paar Zahlenbeispiele für die so berechneten Emissionsindizes.

Tabelle 14: Beispiele für das Verhältnis von Anzahl zu Masse für verschiedene Werte des geometrischen mittleren Durchmessers (GMD) der Ultrafeinpartikel (geometrische Standardabweichung GSD 1,7 und Massendichte eines Partikels 1 g/cm^3).

GMD (nm)	Verhältnis Anzahl UFP zu Masse UFP (1/g)
10	$5 \cdot 10^{17}$
20	$7 \cdot 10^{16}$
30	$2 \cdot 10^{16}$
40	$8 \cdot 10^{15}$
50	$4 \cdot 10^{15}$

Tabelle 15: Beispiele für hergeleitete Massen- und Anzahlemissionsindizes von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln für häufig eingesetzte Triebwerke der EEDB.

Triebwerk (EEDB UID)	Massen-Emissionsindex (g/kg)				Anzahl-Emissionsindex (1/kg)			
	ID	AP	CO	TO	ID	AP	CO	TO
Trent 970-84 (8RR046)	0,004	0,015	0,019	0,014	5,9E+14	9,9E+14	3,8E+14	1,2E+14
CFM56-5C4 (2CM015)	0,049	0,034	0,350	0,421	7,8E+15	2,3E+15	7,0E+15	3,5E+15

Triebwerk (EEDB UID)	Massen-Emissionsindex (g/kg)				Anzahl-Emissionsindex (1/kg)			
	ID	AP	CO	TO	ID	AP	CO	TO
CFM56-5B4/3 (8CM055)	0,014	0,011	0,048	0,061	2,3E+15	7,8E+14	9,5E+14	5,1E+14

3.6.2 Hilfstriebwerke

Für Hilfstriebwerke (APU) gibt das ICAO-Dokument 9889 Treibstoffverbräuche und Emissionsraten von NO_x, HC und CO für 6 APU-Kategorien und unterschiedliche Lastzustände an: *Start-up and Stabilization* (Start des Hilfstriebwerks, SS/NL), *High Load* (Start der Haupttriebwerke, HL/MES), *Normal Running* (Flugzeug-Vorbereitung und Boarding, NR/ECS). Für PM10 ist eine mittlere Emissionsrate von rund 30 g/h angegeben. In Ergänzung zu diesen Angaben wurde für SO_x wie zuvor bei den Haupttriebwerken ein Emissionsindex von 0,8 g/kg zugrunde gelegt.

Wie bei den Haupttriebwerken kann in guter Näherung angenommen werden, dass die Freisetzung von PM10 ausschließlich in Form nichtflüchtiger Ultrafeinpartikel erfolgt. Aus der Massen-Emissionsrate wurde die Anzahl-Emissionsrate wieder durch Annahme eines typischen mittleren Durchmessers (GMD) und der Durchmesserstreuung (GSD) abgeschätzt. Anhand von Literaturwerten wurde GMD auf 30 nm und GSD auf 2,0 gesetzt (siehe Lobo et al., 2013; Lobo et al., 2015b). Die resultierenden Anzahl-Emissionsindizes, siehe Tabelle 16, sind von ähnlicher Größe wie die der Haupttriebwerke.

Tabelle 16: Abgeleitete Massen- und Anzahl-Emissionsindizes von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln für die APU-Kategorien nach ICAO-Dokument 9889.

APU-Kategorie	Massen-Emissionsindex (g/kg)			Anzahl-Emissionsindex (1/kg)		
	SS/NL	HL/MES	NR/ECS	SS/NL	HL/MES	NR/ECS
Business/regional (ID 991/992)	0,666	0,317	0,370	5,4E+15	2,6E+15	3,0E+15
Smaller/older types (ID 993)	0,416	0,238	0,303	3,4E+15	1,9E+15	2,5E+15
Smaller/newer types (ID 994)	0,444	0,266	0,333	3,6E+15	2,2E+15	2,7E+15
Midrange/all types (ID 995)	0,317	0,167	0,185	2,6E+15	1,4E+15	1,5E+15
Larger/older types (ID 996)	0,156	0,093	0,107	1,3E+15	7,6E+14	8,7E+14
Larger/newer types (ID 997)	0,188	0,102	0,136	1,5E+15	8,3E+14	1,1E+15

Für die Emissions- und Ausbreitungsrechnung wurde jedem Flugzeugtyp eine APU-Kategorie zugeordnet. Die Emissionsrate multipliziert mit der Laufzeit der APU (für *start-up* und *high load* nach ICAO-Dokument 9889, für *normal running* entsprechend der Flugzeugkategorie und der Standposition) ergibt die Gesamtemission der APU während der Abfertigung des Flugzeugs.

3.7 Ausbreitungsrechnung für die Emissionen des Flughafens und des Flugverkehrs

Für die im Abschnitt 3.5 aufgeführten Flughafen-Emittenten und für den Flugverkehr von und zum Flughafen Frankfurt/Main (mit den in Abschnitt 3.6 erläuterten Emissionsraten) wurden Ausbreitungsrechnungen mit dem Programmsystem LASPORT durchgeführt. Es verwendet als Ausbreitungsmodell das Partikelmodell LASAT, das auch für die Ausbreitungsrechnungen der Kfz-Emissionen in Abschnitt 3.4 eingesetzt wurde.

Im Folgenden werden die beiden Modellsysteme LASPORT und LASAT kurz erläutert (Abschnitte 3.7.1 und 3.7.2). Es folgt eine Beschreibung der Modellierung des Flugverkehrs und der weiteren Quellen (Abschnitte 3.7.3 und 3.7.4). Die unterschiedlichen Staub-Komponenten und weitere Parameter für die Ausbreitungsrechnung sind in den Abschnitten 3.7.5 und 3.7.6 erläutert. Abschnitt 3.7.7 gibt eine Übersicht der flughafen- und flugbedingten Gesamtemissionen. Beispiele für Auswertungen der berechneten Konzentrationsverteilungen sind in Abschnitt 3.7.8 gegeben. Schließlich sind in Abschnitt 3.7.9 Plausibilitätsbetrachtungen zu den Emissions- und Immissionsergebnissen aufgeführt.

3.7.1 LASPORT

Das Programmsystem LASPORT (*LASAT for Airports*) ermöglicht die Berechnung der Emission und Immission von flughafenbezogenen Emittenten einschließlich des Flugverkehrs. LASPORT (Janicke et al., 2007) ist das Standardsystem der Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen (ADV) und wird seit vielen Jahren an Europäischen Verkehrsflughäfen eingesetzt (u. a. Frankfurt/Main, München, Düsseldorf, Zürich, Wien, Milano, Paris).

LASPORT wurde von der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation (ICAO) evaluiert (ICAO, 2010) und in mehreren Untersuchungen und internationalen Projekten eingesetzt (u. a. Yamartino et al., 2004; Fleuti & Hofmann, 2005; PSDH, 2006; TEAM_Play, 2013).

Mit LASPORT werden die Emissionen aus Flugverkehr (Haupttriebwerke und Hilfstriebwerke), Bodenabfertigung (GPU und GSE) sowie luftseitigem Kfz-Verkehr bestimmt und in eine Ausbreitungsrechnung mit LASAT (Lagrangesches Partikelmodell) überführt. Der Flugverkehr kann detailliert berücksichtigt werden, bei Bedarf mit einer zeitlichen Auflösung einzelner Start- und Landevorgänge bis hinunter zu 10 Sekunden. Das typische Auswertintervall für die Konzentration liegt bei einer Stunde, typische Betrachtungszeiträume zwischen einem Tag und einem Jahr. Die räumliche Auflösung beträgt typischerweise 100 m bis einige 100 m, die Ausdehnung des Betrachtungsgebietes einige Kilometer bis einige 10 Kilometer.

Die von LASPORT zur Verfügung gestellten Methoden sind konform mit dem ICAO-Dokument 9889 (*Airport Air Quality Manual*). Die verwendete Ausbreitungsmodellierung ist konform mit den Richtlinien VDI 3945 Blatt 3 (Partikelmodell) und VDI 3783 Blatt 8 (Grenzschichtmodell).

Der Flugverkehr wird auf der Basis eines Flugtagebuches modelliert. Es enthält eine Liste der individuellen Flugbewegungen, jeweils mit Angaben zum Zeitpunkt der Landung bzw. des Starts, der An-dock- bzw. Abdockzeit, zur verwendeten Piste und zum Rollweg sowie zum Flugzeug- und Turbinentyp. Auf Grundlage dieser Informationen wird jede Flugbewegung als sich bewegende Quelle mit zeitlich abhängigen Emissionsraten und Ablufteigenschaften der Haupttriebwerke modelliert, die Zeitauf-lösung der Bewegung beträgt typischerweise 15 Sekunden.

Jedem auf dem Vorfeld abgefertigten Flugzeug werden individuelle Emissionen aus Hilfstriebwerken (APU), Bodenaggregaten (GPU) und Abfertigung (GSE) zugewiesen. Der land- und luftseitige Kfz-Verkehr wird über Systeme von Linienquellen mit generischen Jahres-, Wochen- und Tagesgängen der Bewegungen modelliert, wobei mehrere Kfz-Kategorien und Verkehrsszenarien berücksichtigt werden. Weitere Quellen werden individuell in Form von Punkt-, Linien-, Flächen- oder Volumenquellen mit individuellen generischen Zeitgängen festgelegt.

Das Ergebnis einer LASPORT-Rechnung sind die Gesamtemissionen über den Betrachtungszeitraum (aufgeteilt nach Spurenstoffen und Quellgruppen sowie beim Flugverkehr nach LTO-Segmenten) sowie die fortlaufenden Zeitreihen der dreidimensionalen Konzentrationsverteilung in Form von Stundenmitteln. Aus ihnen können Tagesmittel, Jahresmittel sowie Konzentrationszeitreihen an Monitor-punkten gebildet werden.

Neben der Evaluierung im Rahmen von ICAO (ICAO, 2010) und durch weitere unabhängige Experten (z. B. Yamartino et al., 2004) wurde LASPORT durch Vergleiche mit Messungen validiert, beispielswei-

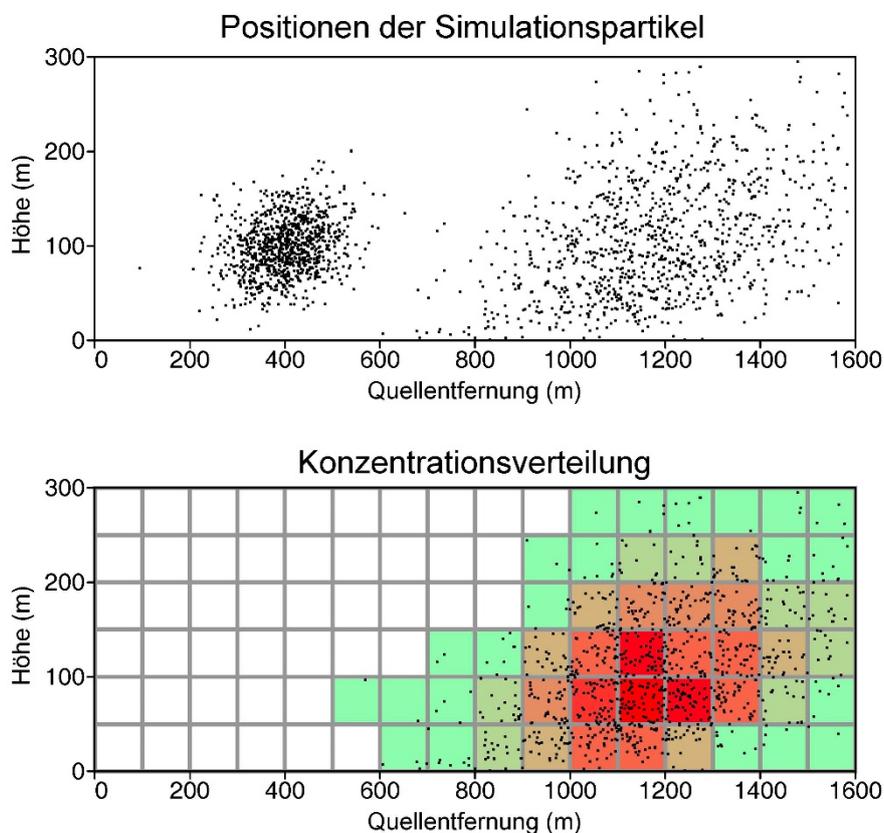
se anhand von DOAS-Messungen am Flughafen Düsseldorf (Janicke, 2008) und Messungen an den Flughäfen Zürich (Fleuti und Hofmann, 2005) und Frankfurt/Main (Fraport AG, 2011).

Die Rechnungen wurden mit LASPORT Version 2.3.5 (enthält LASAT Version 3.4.9) durchgeführt.

3.7.2 LASAT

Das Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrange-Simulation von Aerosol-Transport) berechnet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, indem für eine Gruppe repräsentativer Stoffpartikel der advective Transport und die turbulente Dispersion mit Hilfe eines Zufallsprozesses auf dem Computer simuliert wird (Lagrangesches Partikelmodell). Die Parameter, die Advektion und Diffusion beschreiben, werden aus meteorologischen Kenngrößen abgeleitet, die ein meteorologisches Grenzschichtmodell bereitstellt. Dieses wiederum wird durch aktuelle meteorologische Messdaten initialisiert. Aus der Aufenthaltsdauer der Partikel in einem kleinen Raumvolumen und der von den Partikeln transportierten Masse kann dann auf die Konzentration in dem Raumvolumen geschlossen werden, siehe Abbildung 34.

Abbildung 34: Stark vereinfachte, schematische Darstellung des Konzeptes der Lagrangeschen Ausbreitungsmodellierung. Die obere Abbildung zeigt zwei Momentaufnahmen einer Wolke aus 1000 Simulationspartikeln, die in der Höhe 100 m bei Wind von links kommend freigesetzt wurden, einmal 80 Sekunden und einmal 240 Sekunden nach der Freisetzung. Man erkennt in der späteren Wolke den Einfluss der Windscherung in Bodennähe. Die untere Abbildung veranschaulicht, wie durch Auszählen der Partikel (genauer der zeitintegrierten Masse der Partikel) in einem Auszählgitter auf die Konzentration in jeder Gitterzelle geschlossen wird.



Quelle: Janicke

Vorteile gegenüber anderen Modellierungstechniken sind unter anderem:

- ▶ Im Nahbereich von Quellen (bis einige 100 m Quellentfernung) wird die Dispersion in der Atmosphäre durch den Lagrange-Ansatz korrekter beschrieben als durch Modelle, die auf der klassischen Diffusionsgleichung beruhen.
- ▶ Die Dispersion wird nicht durch numerische Effekte, wie sie bei Differenzenverfahren in der Regel unvermeidbar sind, verfälscht. Eine Punktquelle wird zum Beispiel tatsächlich als punktförmige Quelle behandelt.
- ▶ Durch Wahl der Partikelzahl kann der Anwender selbst bestimmen, ob er kurzer Rechenzeit oder hoher Rechengenauigkeit den Vorzug gibt.
- ▶ Komplexe Quellsysteme (z. B. Flughäfen oder Straßennetze) lassen sich ökonomischer handhaben als bei Fahnenmodellen, indem die Anzahl der freigesetzten Simulationspartikel proportional zur lokalen Quelledichte gewählt wird.

LASAT beruht auf einem Forschungsmodell, das 1980 entwickelt und in verschiedenen Forschungsvorhaben erprobt wurde. Seit 1990 ist es allgemein als Softwarepaket verfügbar und wird bei Landesbehörden, TÜV's, Gutachterbüros und der Industrie als Standardwerkzeug eingesetzt und in übergeordneten Programmsystemen eingesetzt (z. B. LASPORT; LASAIR; JRODOS; siehe z. B. Janicke & Janicke, 2007).

Das LASAT zugrunde liegende Modellkonzept ist in der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 beschrieben. LASAT war Grundlage für die Entwicklung des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000, dem offiziellen Referenzmodell der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft). LASAT ist verifiziert nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 und wurde über die letzten drei Jahrzehnte anhand einer Vielzahl experimenteller Datensätze validiert. LASAT kann konform zur TA Luft eingesetzt werden und liefert dann identische Ergebnisse wie AUSTAL2000.

3.7.3 Modellierung der Flugbewegungen

Vom Flughafen Frankfurt/Main wurde ein Flugtagebuch mit den individuellen Flugbewegungen für das Jahr 2015 bereitgestellt. Tabelle 17 listet die Anzahl der Bewegungen auf (eine Bewegung ist entweder ein Start oder eine Landung), aufgeteilt nach den LASPORT-Flugzeuggruppen.

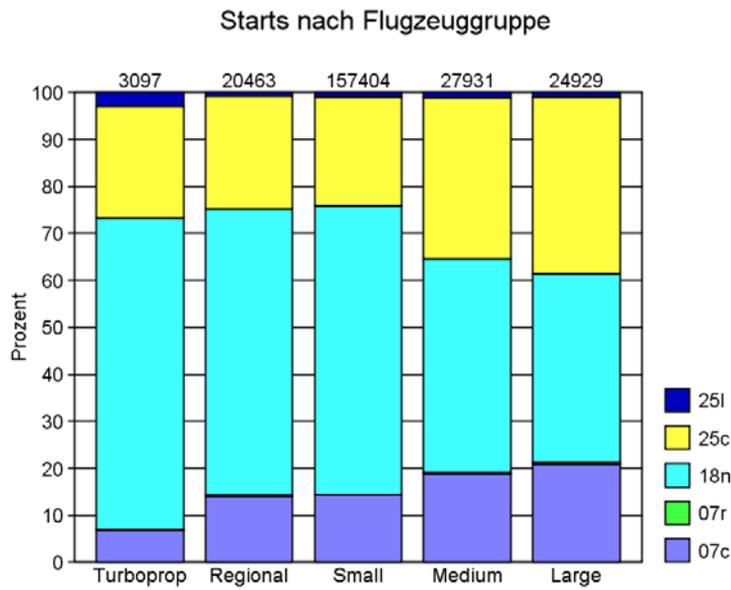
Tabelle 17: Flugbewegungen am Flughafen Frankfurt/Main 2015, aufgeteilt nach LASPORT-Flugzeuggruppen.

Flugzeuggruppe	Beispiele	Bewegungen 2015	Prozent
Large	B744, A340, A380	49856	11
Medium	B760, B770, A330	55862	12
Small	A320, A319, B730	314802	67
Regional	E190, F100	40969	9
Turboprop	DH8, AT70	6194	1
Andere	E500, AS500	468	<1

Flugzeuggruppe	Beispiele	Bewegungen 2015	Prozent
Summe		468151	100

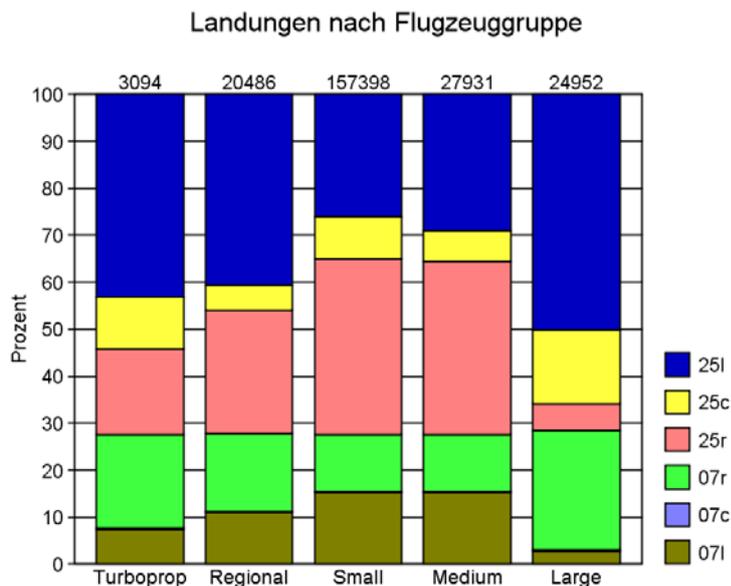
Die Verteilung der Bewegungen auf die Start- und Landebahnen ist in Abbildung 35 und Abbildung 36 grafisch dargestellt.

Abbildung 35: Verteilung der Starts 2015 auf die Flugzeuggruppen und Startbahnen.



Quelle: Janicke

Abbildung 36: Verteilung der Landungen 2015 auf die Flugzeuggruppen und Landebahnen.



Quelle: Janicke

Zu jeder Flugbewegung (Start oder Landung) waren im Flugtagebuch folgende Angaben vermerkt:

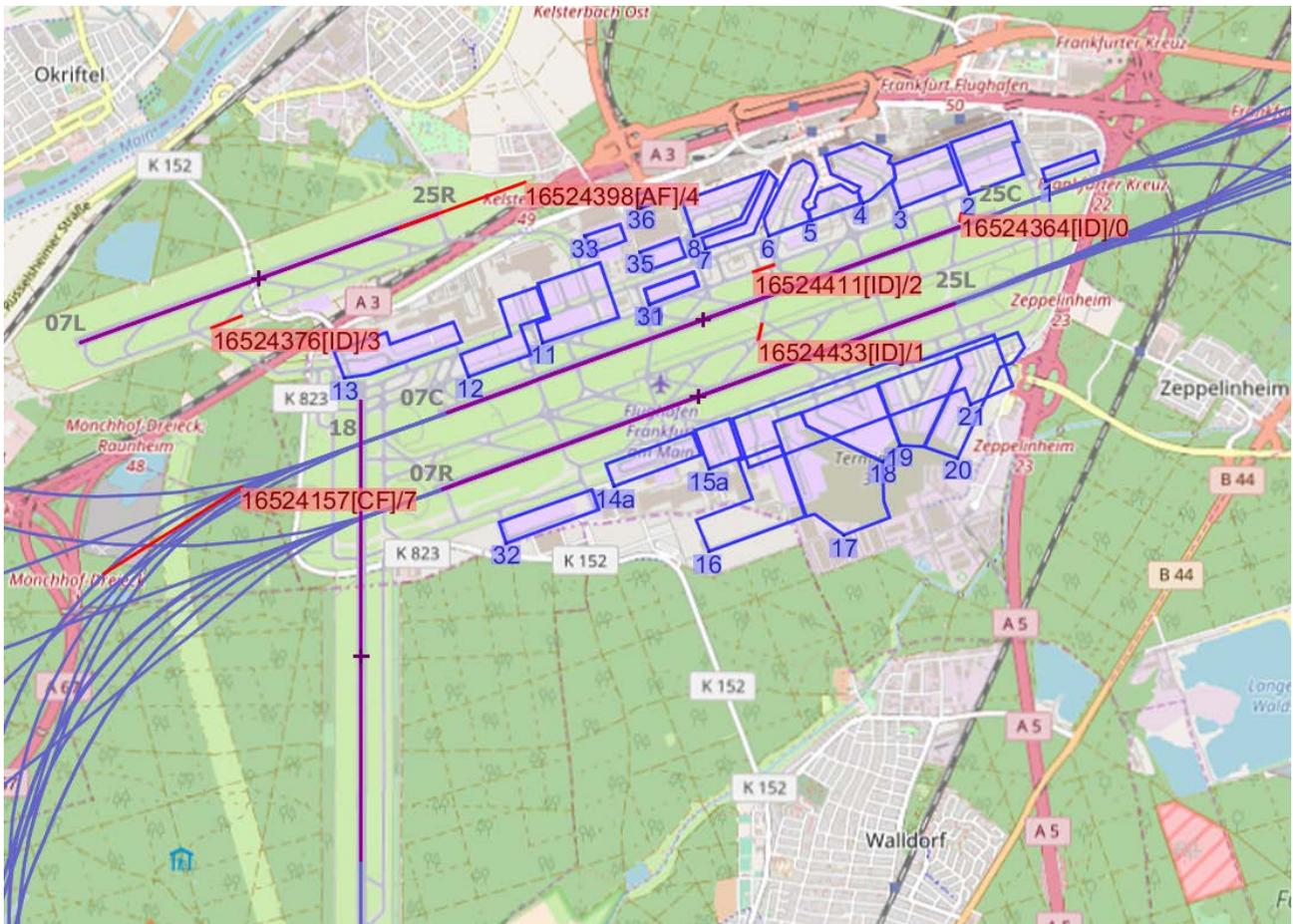
- ▶ Zeitpunkt der Landung bzw. des Starts
- ▶ Zeitpunkt des Andockens bzw. Abdockens
- ▶ Piste
- ▶ Rollweg
- ▶ Positionsbereich
- ▶ Flugroute bei Starts
- ▶ Flugzeugtyp
- ▶ Triebwerkstyp und Anzahl der Triebwerke.

Anhand der LASPORT-Datenbank und des Flugzeugstyps wurde jeder Flugbewegung ein vertikales Anflug- und Abflugprofil entsprechend der Lärmklassierung AzB zugewiesen. Zusammen mit den oben aufgeführten Angaben und der Georeferenzierung der Pisten und Rollwege war damit für jede Flugbewegung der dreidimensionale und zeitliche Verlauf festgelegt. Ihm wurden die nach Abschnitt 3.6 bestimmten, flugzeugspezifischen und lastabhängigen Emissionsraten zugewiesen.

Alternativ zu den Zertifizierungs-Emissionsraten und den Standardprofilen nach AzB hätte mit LASPORT auch eine leistungsbasierte Modellierung von Emissionen und Profilen erfolgen können (Verfahren ADAECAM auf Grundlage des kommerziellen Leistungsmodells PIANO). Sie liefert in der Regel geringere Emissionen (beim Start zum Beispiel geht der Zertifizierungsansatz von 100 % Maximalschub aus, während es im leistungsbasierten, realistischeren Ansatz typischerweise 80 % sind). Da der Zertifizierungsansatz leichter darstellbar ist und auf ausschließlich öffentlich zugänglichen Daten basiert, wurde er für dieses Projekt gewählt. Zudem stimmen die AzB-Profile besser mit Auswertungen von RADAR-Daten am Flughafen Frankfurt/Main überein als es für die ADAECAM-Profile der Fall ist.

Abbildung 37 zeigt als Beispiel eine Momentaufnahme der Flugbewegungen (Aufsicht, horizontaler Ausschnitt), wie sie in der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt wurden.

Abbildung 37: Momentaufnahme der Flugbewegungen (Aufsicht, horizontaler Schnitt), wie sie in der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt wurden. Die violetten Linien kennzeichnen die Pisten, die blauen Umrisse die Positionsbereiche, die blauen Linien die Abflugrouten und die roten Linien einzelne Flugbewegungen, jeweils mit einer Information zur Flug-ID und dem Lastzustand. Die Länge einer roten Linie entspricht der Strecke, die das Flugzeug innerhalb von 15 Sekunden zurückgelegt hat (Hintergrundkarte: OpenStreetMap - © OpenStreetMap (and) contributors).



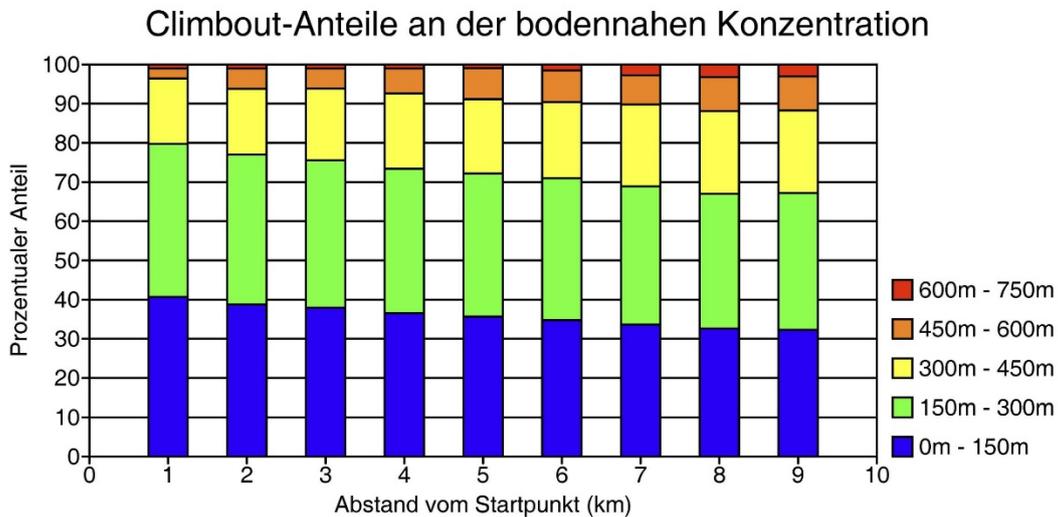
Quelle: Janicke

Spurenstoffe werden von den Triebwerken nicht passiv freigesetzt, sondern in einer heißen, gerichteten und turbulenten Abluftströmung, die zusätzlich durch die Bewegung des Flugzeugs (u. a. Bildung von Wirbelschleppen) beeinflusst wird. Diese Effekte werden in LASPORT in parametrischer Form berücksichtigt, indem den austretenden Simulationsteilchen eine gerichtete Austrittsgeschwindigkeit und Anfangsstreuung aufgeprägt wird, die auf einer vorgegebenen Zeitskala abklingen. Zusätzlich wird der Emissionsort horizontal und vertikal aufgeweitet und vertikal versetzt. Die Werte der entsprechenden Modellierungsparameter hängen vom LTO-Segment und von der Flugzeugkategorie ab.

Die Flugbewegungen wurden bis zu der international üblichen Standardhöhe von 3000 ft (914 m) über Grund verfolgt. Emissionen in größerer Höhe haben im Vergleich zu den bodennahen Emissionen nur wenig Relevanz in Bezug auf die bodennahe Konzentration, da die freigesetzten Stoffe durch Turbulenz und Diffusion nur langsam zum Boden transportiert werden und sich so über ein großes Gebiet verdünnen, bevor ein Teil schließlich den Boden erreicht. Oberhalb der Mischungsschichthöhe, die im Mittel von der Größenordnung 1000 m ist, verhindern zusätzlich Inversionslagen den Vertikaltransport zum Boden hin. Als Beispiel zeigt Abbildung 38 den typischen Beitrag verschiedener Höhen-

segmente des Steigflugs eines Flugzeugs auf den Gesamtbeitrag des Steigflugs an der bodennahen Konzentration in verschiedenen Abständen in Lee des Startpunktes.

Abbildung 38: Typischer prozentualer Anteil der in verschiedenen Höhen freigesetzten Emissionen eines Steigflugs am Gesamtbeitrag des Steigflugs zur bodennahen Konzentration in verschiedenen Entfernungen in Lee des Startpunktes (nach Janicke et al., 2007).



Quelle: Janicke

3.7.4 Modellierung weiterer Quellen

3.7.4.1 Hilfstriebwerke

Die Emissionen aus Hilfstriebwerken wurden als Flächenquellen auf den Positionsbereichen berücksichtigt. Die Emissionsrate wurde als Stundenmittel anhand der aktuellen Flugzeuge, die auf einem Positionsbereich abgefertigt werden, festgelegt. Eine thermische Überhöhung wurde näherungsweise nach Richtlinie VDI 3782 Blatt 3 (1985) mit einem vorgegebenen Wärmestrom Q berücksichtigt.

Die Laufzeiten einer APU für den Start der APU (*start-up and stabilization*, T_{ss}) und für den Start der Haupttriebwerke (*high load*, T_{hl}) wurden nach ICAO-Dokument 9889 festgelegt. Die Laufzeiten während der Abfertigung (*normal running*) vor dem Start (T_{dep}) und nach der Landung (T_{arr}) hängen vom Positionsbereich ab und wurden vom Flughafen vorgegeben, typische Werte sind in Tabelle 18 aufgeführt.

Tabelle 18: Parameter zur Modellierung der APU-Emissionen.

Flugzeuggruppe	Q (MW)	Laufzeiten			
		T _{ss} (s)	T _{hl} (s)	T _{dep} (min)	T _{arr} (min)
Large	0,50	180	140	49	5
Medium	0,30	180	35	39	5
Small	0,17	180	35	31	5
Regional	0,07	180	35	24	5

3.7.4.2 Bodenstromaggregate und Abfertigung

Die Emissionen aus Bodenstromaggregaten (*Ground Power Units, GPU*) und Abfertigung (*Ground Support Equipment, GSE*) wurden ähnlich wie die APU als bodennahe Flächenquellen auf den Positionsbereichen modelliert. Die Laufzeiten und Emissionsraten für die GPU sowie die Abfertigungsemissionen pro LTO wurden im Rahmen der flughafenbezogenen Emittenten festgelegt, siehe Abschnitt 3.5. Ihre zeitlichen Aktivitätsprofile (Zeitgänge) ergaben sich wie die der APU aus der Anzahl der Flugzeuge, die auf einem Positionsbereich innerhalb einer Stunde abgefertigt wurden.

3.7.4.3 Kfz-Verkehr

Der Kfz-Verkehr wurde auf ein System von Linienquellen abgebildet mit generischen, stundenfeinen Zeitgängen (Jahres-, Wochen- und Tagesgang) für den luftseitigen und den landseitigen Verkehr. Die Emissionen auf einem Streckenabschnitt ergaben sich aus den Summen der Kfz-Bewegungen, wobei zwischen verschiedenen Kfz-Gruppen und Verkehrsszenarien unterschieden wurde. Für weitere Details siehe Abschnitt 3.5.

3.7.4.4 Weitere Quellen

Weitere Quellen wie der Triebwerksprüfstand und Triebwerke beim Probelauf im Betrieb wurden als Punkt-, Flächen- und Volumenquellen mit vorgegebenen Jahresemissionen und individuellen Zeitgängen (Jahres-, Wochen- und Tagesgang) modelliert. Auf den Ansatz einer Abgasfahnenüberhöhung bei den Feuerungsanlagen wurde im Rahmen eines konservativen Ansatzes verzichtet.

3.7.5 Staubkomponenten für die Ausbreitungsrechnung

Wie in vorangegangenen Abschnitten ausgeführt mussten für die Ausbreitungsrechnungen der flughafenbezogenen Emittenten und des Flugverkehrs unterschiedliche Datenbanken herangezogen werden. Für NO_x und SO_x ist das unproblematisch, da diese Substanzen klar definiert sind. Für die unterschiedlichen Staubkomponenten sieht es anders aus:

- ▶ Für die Haupttriebwerke liefert die ICAO-Datenbank Angaben (EEDB) in Kombination mit der Methode FOA3 eine Abschätzung für PM_{10} (Masse), worin nichtflüchtige Bestandteile und durch gasförmige Vorgänger nach Austritt erzeugte flüchtige Bestandteile enthalten sind. Der nichtflüchtige Massenanteil (nvPM, praktisch ausschließlich Ultrafeinpartikel) liefert zusammen mit der Methode FOA3 und Annahmen zum Durchmesser (GMD und GSD) eine Abschätzung für die Anzahl nichtflüchtiger Ultrafeinpartikel (nvPN).
- ▶ Für die APU liefert ICAO-Dokument 9889 eine Abschätzung für PM_{10} (Masse). Es wurde angenommen, dass es sich hierbei hauptsächlich um nichtflüchtige Ultrafeinpartikel (nvPM) handelt (aktuelle Arbeiten zu einer Aktualisierung des ICAO-Dokumentes 9889 bestätigen diese Annahme), und analog zu den Triebwerken wurde mit Hilfe einer geschätzten Durchmessererteilung (GMD und GSD) auf die Anzahlemission geschlossen (nvPN).
- ▶ Für den Kfz-Verkehr liefern die Datengrundlage HBEFA und weitere ausgewertete Literatur (im Folgenden als HBEFA+ zusammengefasst) Massenangaben zu PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, Ruß und die Anzahl von PM. Für Ruß wurde hierbei konservativ angenommen, dass PM aus Leichtverkehr (Pwk, LNF) zu einem Massenanteil von 60 % und PM aus Schwerverkehr (SNF, Busse) zu einem Massenanteil von 40 % aus Ruß besteht.

Um diese unterschiedlichen Definitionen und Angaben zu den Staubkomponenten nicht zu vermischen, wurden folgende Komponenten definiert, die in der Ausbreitungsrechnung getrennt behandelt wurden:

- ▶ PM_{10} : Masse von flüchtigen und nichtflüchtigen Partikeln mit einem Durchmesser kleiner als $10 \mu\text{m}$.

- ▶ PM25: Masse von flüchtigen und nichtflüchtigen Partikeln mit einem Durchmesser kleiner als 2,5 µm.
- ▶ RUSS: Masse von nichtflüchtigen Rußpartikeln.
- ▶ NVPM: Masse von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln.
- ▶ NVPN: Anzahl von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln.

Zusätzlich wurden die Ausbreitungsrechnungen getrennt für folgende Quellgruppen durchgeführt:

- ▶ AC+APU: Haupttriebwerke und Hilfstriebwerke der Flugzeuge.
- ▶ GPU+GSE: Bodenstromaggregate und Abfertigung.
- ▶ CAR+OTHER: Flughafenbezogener Kfz-Verkehr und weitere Quellen auf dem Flughafen.

Auf diese Weise ist es sowohl möglich, als Ergebnis der Ausbreitungsrechnungen die einzelnen PM-Komponenten aufgeschlüsselt nach Quellgruppen bzw. Datenbasis zu betrachten, als auch den Beitrag aller Quellgruppen zur Konzentration einer PM-Komponente aufzusummieren.

Für letzteres sind Näherungen erforderlich, da hierfür eine PM-Komponente für alle zu summierenden Quellgruppen definiert sein muss. Die Tabelle 19 gibt eine Übersicht über die Datengrundlagen und Näherungen für die drei wichtigsten Quellgruppen Haupttriebwerke (AC), Hilfstriebwerke (APU) und Kfz-Verkehr (CAR).

Beispielsweise wurde für die Triebwerke angenommen, dass die Emission von PM_{2,5} gleich der von PM₁₀ ist. Das ist eine gute Näherung, da Triebwerke Partikel praktisch ausschließlich in Form von Ultrafeinpartikeln freisetzen. Anders sieht es aus für die Freisetzung der Komponente NVPM (Masse nichtflüchtiger Ultrafeinpartikel) aus dem Kfz-Verkehr: Während diese Komponente für die Haupttriebwerke aufgrund der verwendeten Datenbasis und Herleitung eindeutig ist, liegt sie für den Kfz-Verkehr auf Grundlage der Datenbasis HBEFA nicht vor. Hier wurde behelfsweise angenommen, dass sie der HBEFA-Angabe für Ruß entspricht. Das ist eine weniger gute (jedoch konservative) Näherung, da Rußpartikel in Kfz-Emissionen auch Durchmesser größer als 100 nm haben können.

Diese Näherungen sind letztendlich nicht kritisch, da jede Komponente aus jeder Quellgruppe getrennt betrachtet werden kann. Sie zeigen aber, wie schwierig es im Bereich PM und UFP ist, unterschiedliche Emittenten mit jeweils unterschiedlichen Datengrundlagen zusammenzuführen, da unterschiedliche Definitionen und Standards vorliegen. Diese Problematik verstärkt sich, wenn Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung mit Messungen verglichen werden, da den Messungen wiederum andere Definitionen der Staub-Komponenten zugrunde liegen können (etwa in Bezug auf den erfassten Durchmesserbereich).

Tabelle 19: Festlegung von Staubkomponenten für die drei wichtigsten Quellgruppen Haupttriebwerke (AC), Hilfstriebwerke (APU) und Kfz-Verkehr (CAR).

Quellgruppe	PM10	PM25	RUSS	NVPM	NVPN
AC	FOA3	PM10	NVPM	FOA3	NVPM+GMD+GSD
APU	Dok. 9889	PM10	PM10	PM10	NVPM+GMD+GSD
CAR	HBEFA+	HBEFA+	HBEFA+	RUSS	HBEFA

3.7.6 Parameter für die Ausbreitungsrechnung

Die Rechnungen wurden konservativ ohne Deposition durchgeführt. Mögliche physikalische oder chemische Umsetzungen von Partikeln während des Transportes (z. B. Gas-Partikel-Konversion, Agglomeration) wurden nicht berücksichtigt, da hierzu keine belastbaren Aussagen vorlagen. Für die Modellierung der Anzahl-Konzentration der freigesetzten nicht-flüchtigen Ultrafeinpartikel in nicht zu

großer Quellentfernung ist dieser vereinfachte Ansatz sachgerecht, da hier Ablagerung durch Deposition noch keine wesentliche Rolle spielt und Anlagerungen aus der Gasphase die Anzahl der nicht-flüchtigen Partikel nicht beeinflusst.

Für die Meteorologie wurden dieselben Daten wie für den Kfz-Umlandverkehr eingesetzt (siehe Abschnitt 3.2).

Auch das Rechengitter stimmte mit dem des Kfz-Umlandverkehrs überein, allerdings wurde eine etwas gröbere Maschenweite von 200 m statt 100 m gewählt. Testrechnungen haben gezeigt, dass hiermit die Konzentrationsgradienten der betrachteten Quellgruppen hinreichend aufgelöst werden, insbesondere außerhalb des Flughafenareals. Die gröbere Maschenweite ermöglichte eine geringere Anzahl von Simulationspartikeln, damit eine etwas kürzere Rechendauer (rund 10 Tage) und damit die Möglichkeit, Quellgruppen innerhalb des vorgegebenen Projekt-Zeitrahmens getrennt zu rechnen.

Es wurden getrennte Rechnungen für die drei Quellgruppen AC+APU (Haupt- und Hilfstriebwerke), GPU+GSE (Bodenstromaggregate und Abfertigung) und CAR+OTHER (flughafenbezogener Kfz-Verkehr und weitere Quellen auf dem Flughafen) durchgeführt. Somit war es möglich, die Teilbeiträge dieser Quellgruppen auszuweisen (*source apportionment*).

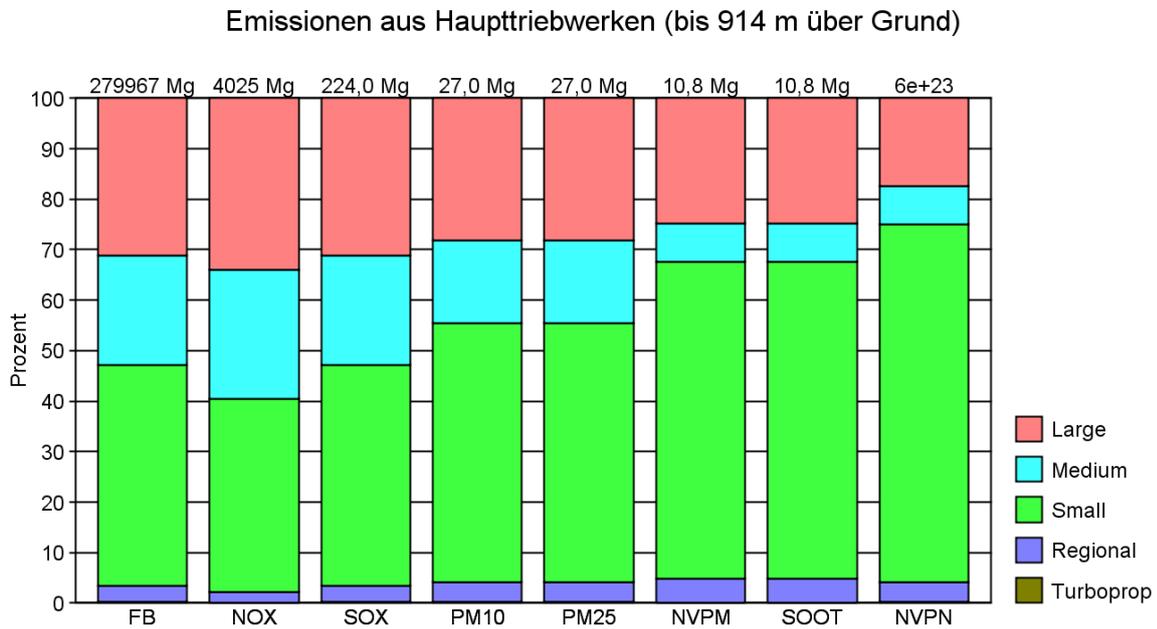
Jede Rechnung lieferte die 8760 aufeinanderfolgenden, dreidimensionalen Verteilungen der Konzentrations-Stundenmittel für das Jahr 2015. Die relative statistische Unsicherheit der Stundenmittel lag im Kernbereich der Konzentrationsfahnen unter 5 %.

3.7.7 Flughafen- und flugbedingte Gesamtemissionen

Mit der Festlegung aller Quellgruppen, Emissionsraten und Zeitgänge für die Ausbreitungsrechnung steht auch die Gesamtemission der einzelnen Quellgruppen für das Jahr 2015 fest. Sie wird standardmäßig von LASPORT berechnet und ausgewiesen. Bei der Gesamtemission ist formal ein Höhenbereich festzulegen, für den die Emissionen summiert und ausgewiesen werden. Typische Werte sind Höhen von 0 m bis 300 m (besonders relevant für die bodennahe Immission) und Höhen von 0 m bis 914 m bzw. 3000 ft (Höhe des ICAO-LTO). In der folgenden Auflistung wie auch in den Ausbreitungsrechnungen wurden Emissionen bis in 3000 ft Höhe betrachtet. Siehe auch Abschnitt 3.7.3.

Abbildung 39 zeigt die Emissionen aus den Haupttriebwerken (AC), aufgeteilt nach Flugzeuggruppen entsprechend der Nomenklatur von LASPORT. Zwischen 40 und 70 % der Emissionen (je nach Schadstoff) stammen von kleinen Strahlflugzeugen (*Small*, z. B. A319, A320, B735), zwischen 10 und 20 % von Strahlflugzeugen mittlerer Größe (*Medium*, z. B. B777, A332, A333) und zwischen 20 und 30 % von großen Strahlflugzeugen (*Large*, z. B. B747, A340, A380). Regionalflugzeuge (*Regional*) und Turboprops (*Turboprop*) spielen in Bezug auf die Emission eine untergeordnete Rolle.

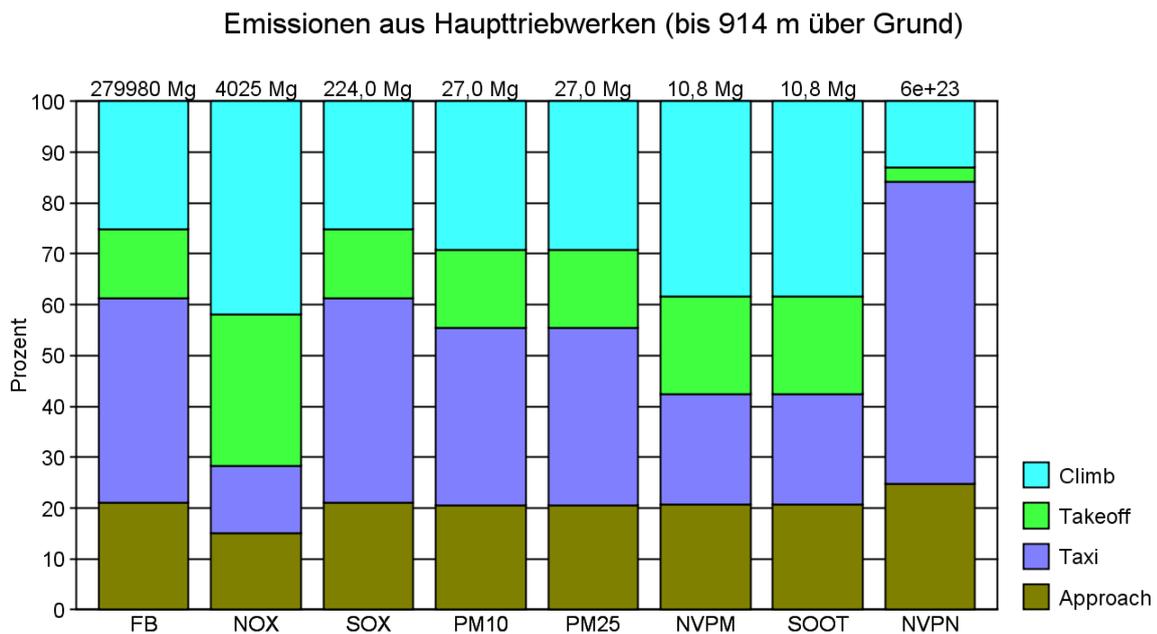
Abbildung 39: Emissionen aus Haupttriebwerken für das Jahr 2015, aufgeteilt nach Flugzeuggruppen. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der Flugzeuggruppen wieder.



Quelle: Janicke

Abbildung 40 zeigt Emissionen aus den Haupttriebwerken, diesmal aufgeteilt nach LTO-Segmenten.

Abbildung 40: Emissionen aus den Haupttriebwerken für das Jahr 2015, aufgeteilt nach LTO-Segmenten. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der LTO-Segmente wieder.



Quelle: Janicke

Bei der Anzahl nichtflüchtiger Ultrafeinpartikel (NVPN) liefert die Emission auf den Rollwegen den Hauptbeitrag. Gründe sind die langen Emissionszeiten und die im Vergleich zu höheren Lastzuständen kleinen Partikeldurchmesser.

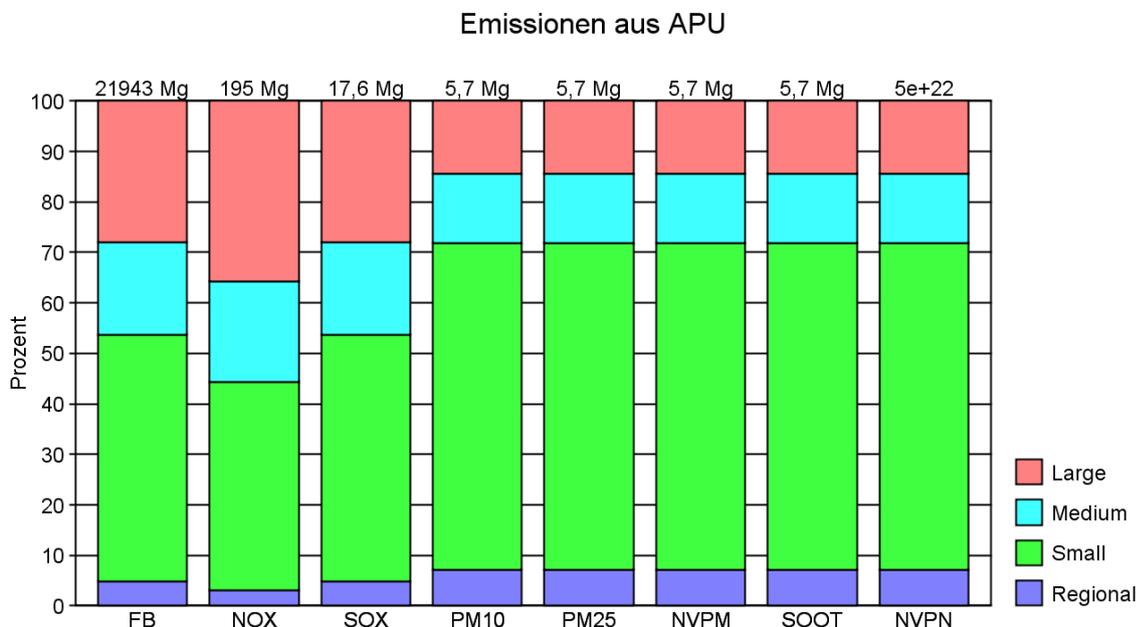
Abbildung 41 zeigt die Emissionen aus Hilfstriebwerken (APU), aufgeteilt nach Flugzeuggruppen. Kleine Strahlflugzeuge liefern mit rund 60 % den Hauptbeitrag zur Masse und Anzahl von Ultrafeinpartikeln (NVPM bzw. NVPN).

Schließlich zeigt Abbildung 42 die Gesamtemissionen der in diesem Abschnitt betrachteten flughafenbezogenen Quellen und des Flugverkehrs, aufgeteilt nach den Quellgruppen Haupttriebwerke (AC), Hilfstriebwerke (APU), Bodenstromaggregate (GPU), Abfertigung (GSE), flughafenbezogenem Kfz- (CAR), weitere Quellen (OTHER).

Die emissionsseitig dominierenden Quellen sind der Flugverkehr (AC+APU) und der Kfz-Verkehr (CAR), die anderen Quellgruppen machen in Summe weniger als 10 % der Gesamtemission aus. Der relativ hohe Beitrag des Kfz-Verkehrs zu PM10 kommt durch hohe Beiträge von Abrieb und Aufwirbelung zustande. Für den Beitrag der Hilfsaggregate zur Masse und Anzahl von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln (NVPM bzw. NVPN) sind die relativ langen Laufzeiten (typischerweise zwischen einer halben und einer Stunde pro LTO) verantwortlich.

Die Haupttriebwerke sind für mehr als 90 % der Anzahl der freigesetzten nichtflüchtigen Ultrafeinpartikel verantwortlich, der größte Teil stammt von den Rollbewegungen (siehe Abbildung 40).

Abbildung 41: Emissionen aus den Hilfstriebwerken (APU) für das Jahr 2015 aufgeteilt nach Flugzeuggruppen. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der Flugzeuggruppen wieder.

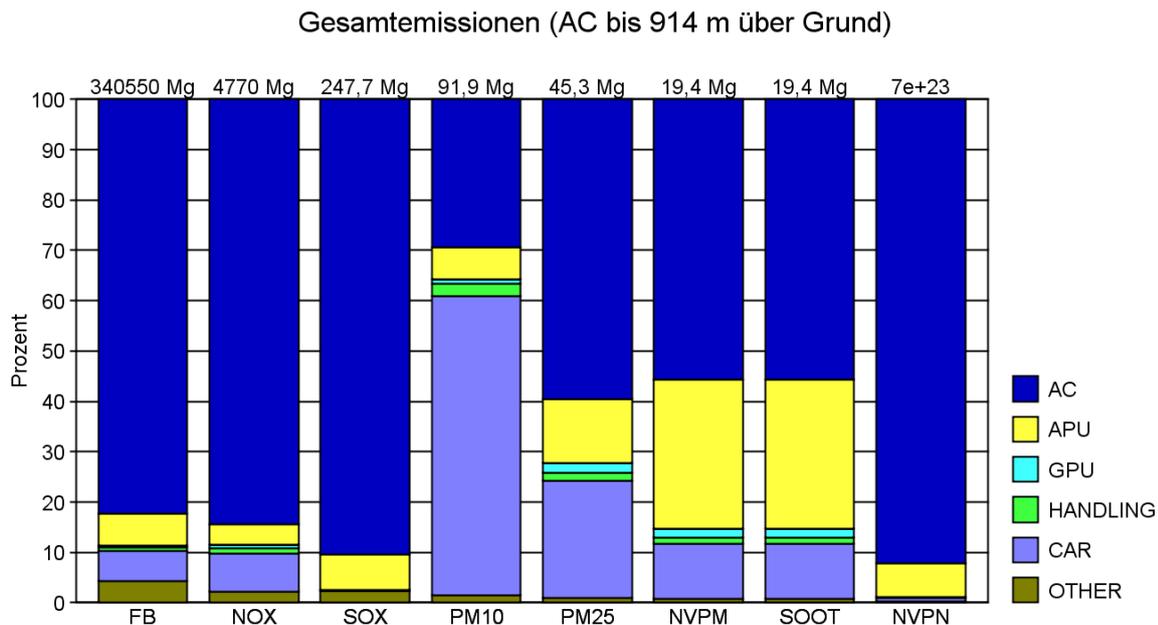


Quelle: Janicke

Die Emission von nichtflüchtigen Partikeln des Flughafens stammt zu mehr als 90 % von den Haupttriebwerken (Abbildung 42). Die Durchmesser der dabei freigesetzten Partikel liegen unter 50 nm.

Mehr als 50 % der Triebwerksemissionen sind auf Rollbewegungen am Boden zurückzuführen (Abbildung 40) mit Partikeldurchmessern unter 20 nm. Die Rollbewegungen leisten nach diesen Modellrechnungen einen wesentlichen Beitrag zur Langzeitbelastung durch nichtflüchtige ultrafeine Partikel auf dem Flughafen und in seiner unmittelbaren Umgebung.

Abbildung 42: Gesamtemission der flughafenbezogenen Quellen und des Flugverkehrs für das Jahr 2015, aufgeteilt nach Quellgruppen. Über einem Balken ist die Gesamtemission in Tonnen (Mg) bzw. Anzahl aufgeführt, die Farbsegmente geben die relativen Beiträge der Quellgruppen wieder.



Quelle: Janicke

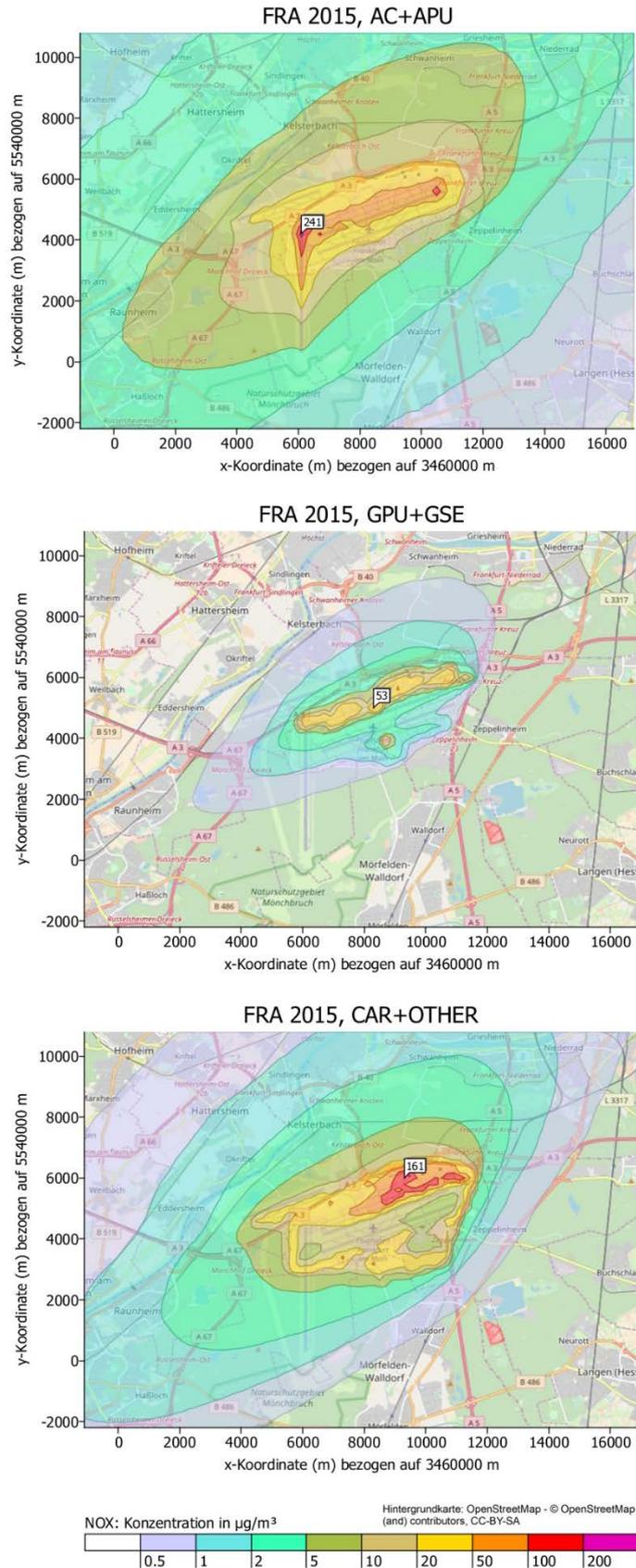
3.7.8 Konzentrationen

Aus den Ergebnissen der Ausbreitungsrechnungen zu den flughafenbezogenen Quellen und dem Flugverkehr für das Jahr 2015 können für NO_x, SO_x und die betrachteten PM-Komponenten unterschiedliche Konzentrationswerte berechnet werden:

- ▶ Jahresmittelwerte
- ▶ Aufeinanderfolgende Tagesmittelwerte oder maximale Tagesmittelwerte
- ▶ Zeitreihen der Stundenmittel an vorgegebenen Orten
- ▶ Mittlere Stundenmittel in Abhängigkeit von der Windrichtung
- ▶ Auswertung für jede Quellgruppe (AC+APU), (GPU+GSE), (CAR+OTHER) oder für die Summe aller Quellgruppen.

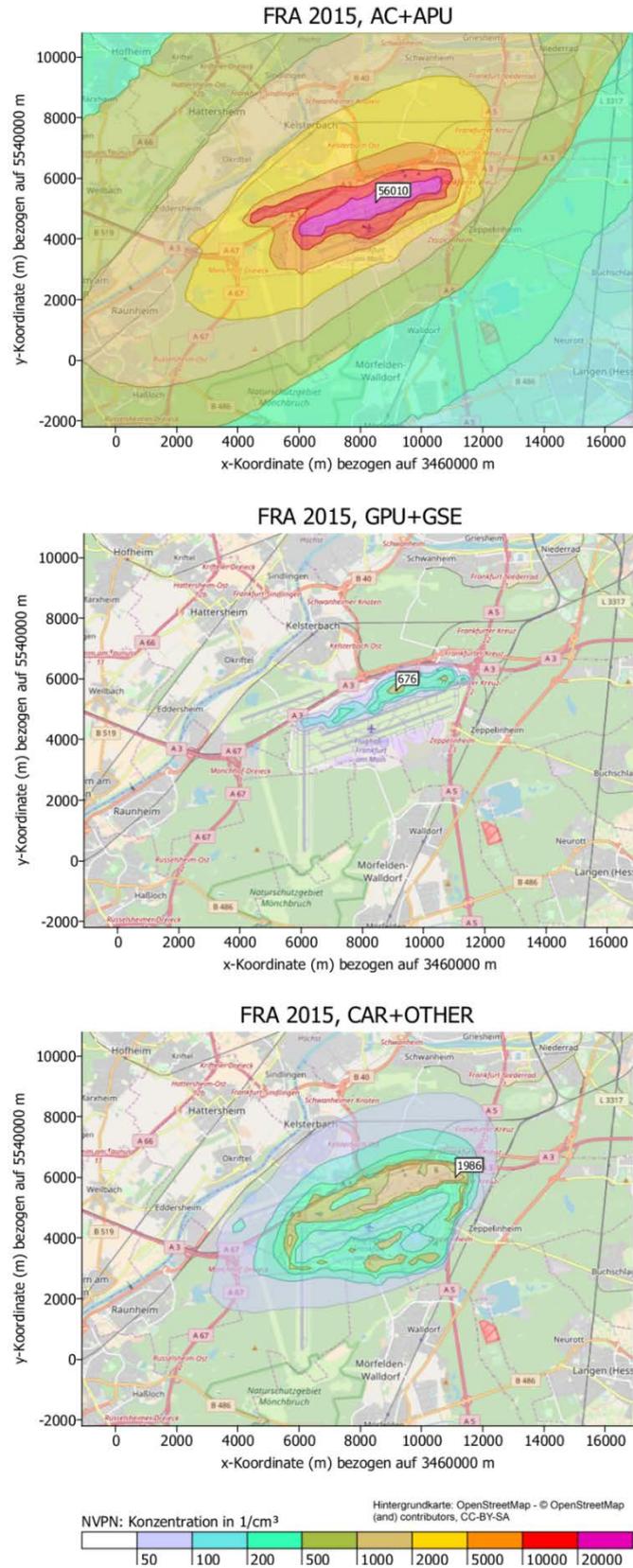
Aus der Vielzahl möglicher Auswertungen sind in den folgenden Abbildungen einige Beispiele dargestellt.

Abbildung 43: Jahresmittel der bodennahen Konzentration von NO_x für die drei Quellgruppen AC+APU, GPU+GSE und CAR+OTHER (Ausschnitt). Das Kästchen zeigt jeweils den Maximalwert in µg/m³.



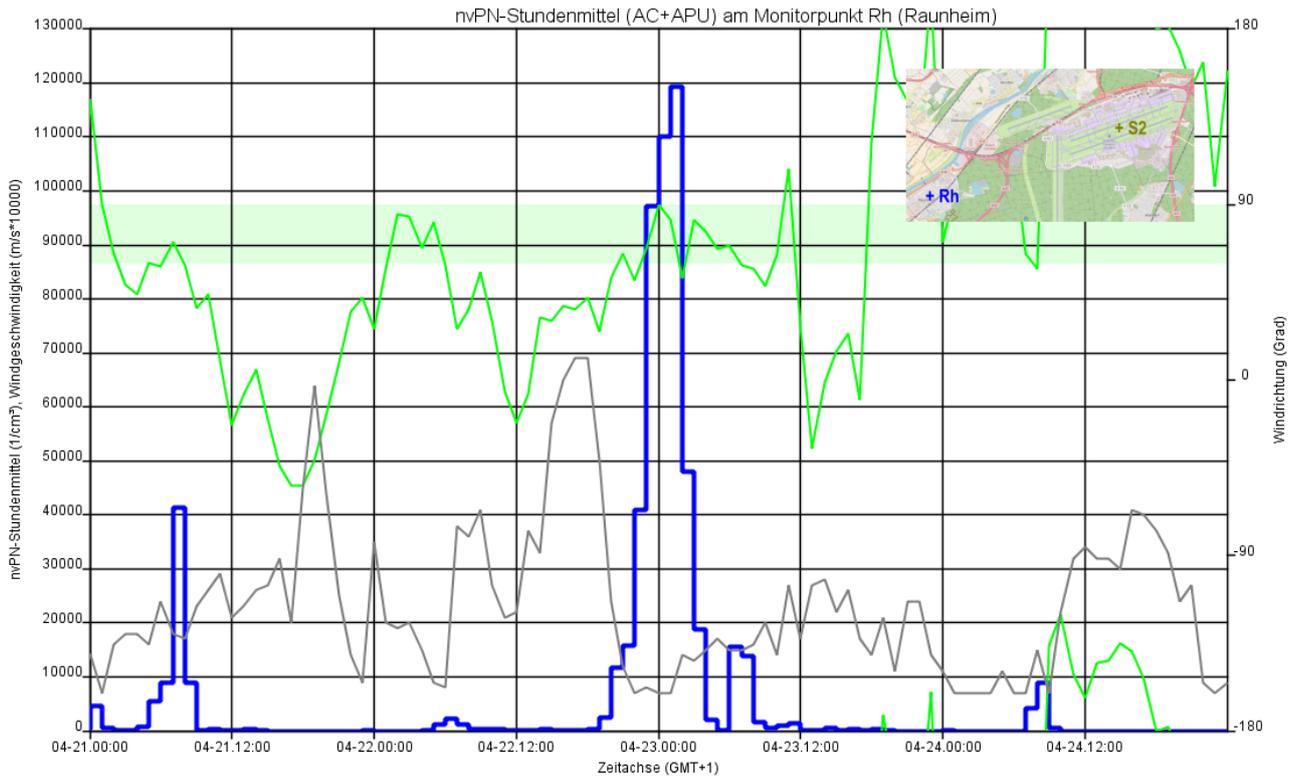
Quelle: Janicke

Abbildung 44: Jahresmittel der bodennahen Anzahl-Konzentration von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln (NVPN) für die drei Quellgruppen AC+APU, GPU+GSE und CAR+OTHER (Ausschnitt). Das Kästchen zeigt jeweils den Maximalwert in $1/cm^3$.



Quelle: Janicke

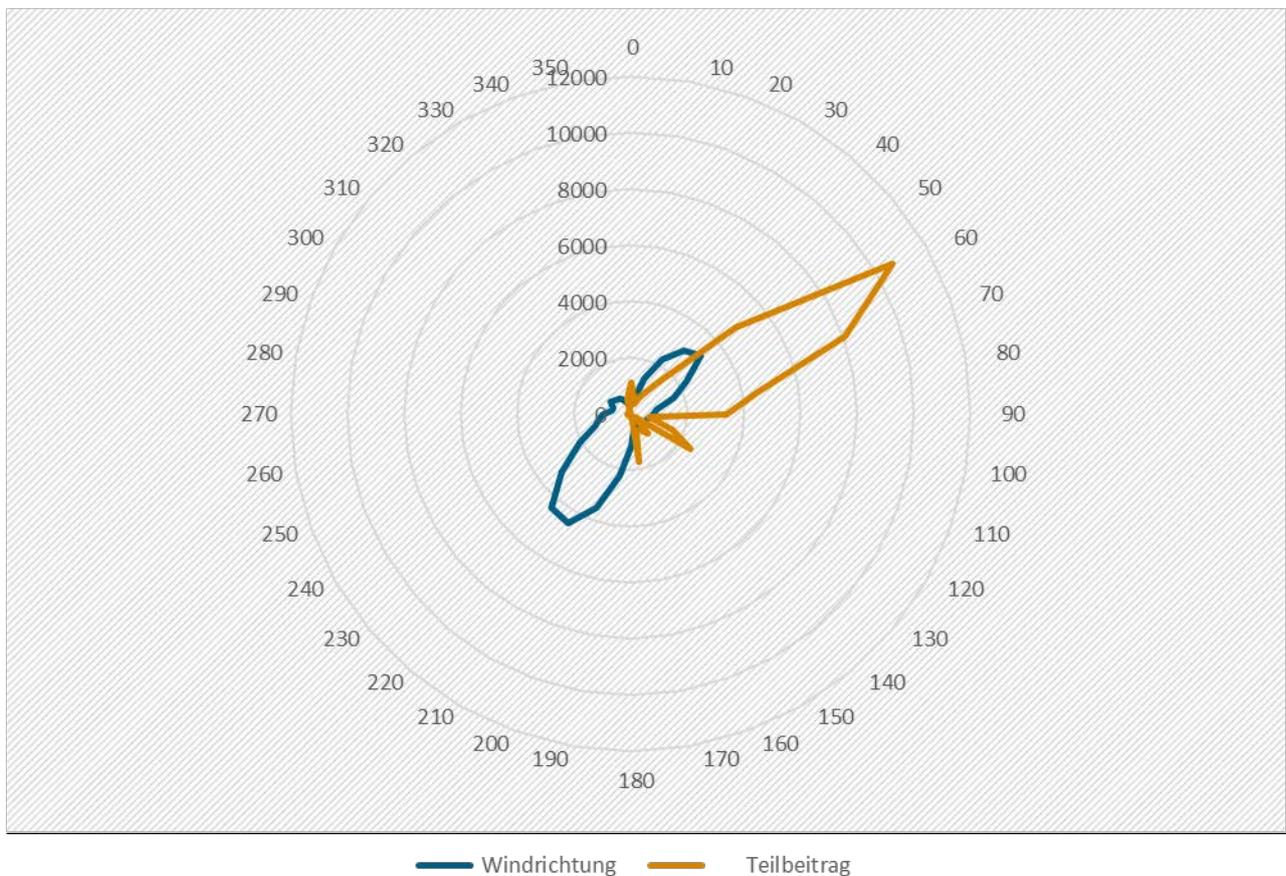
Abbildung 45: Verlauf des modellierten Stundenmittels der Anzahl-Konzentration von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln (NVPN) am Monitorpunkt Raunheim (siehe Inlet) für die Quellgruppe AC+APU (Triebwerke) für ein paar Tage im April 2015 (blaue Linie). Mit dargestellt ist der Verlauf der Windrichtung (grüne Linie) und der Windgeschwindigkeit am Anemometer (graue Linie). Das Maximum von 120000 1/cm³ tritt bei Wind vom Flughafen her (grünes Band) und Windgeschwindigkeit unter 1 m/s auf. Eine nähere Analyse der Daten zeigt, dass zu dieser Zeit sehr stabile Schichtung herrschte und das Maximum auf eine Reihe von Abflügen von der Startbahn West zurückgeführt werden kann.



Quelle: Janicke

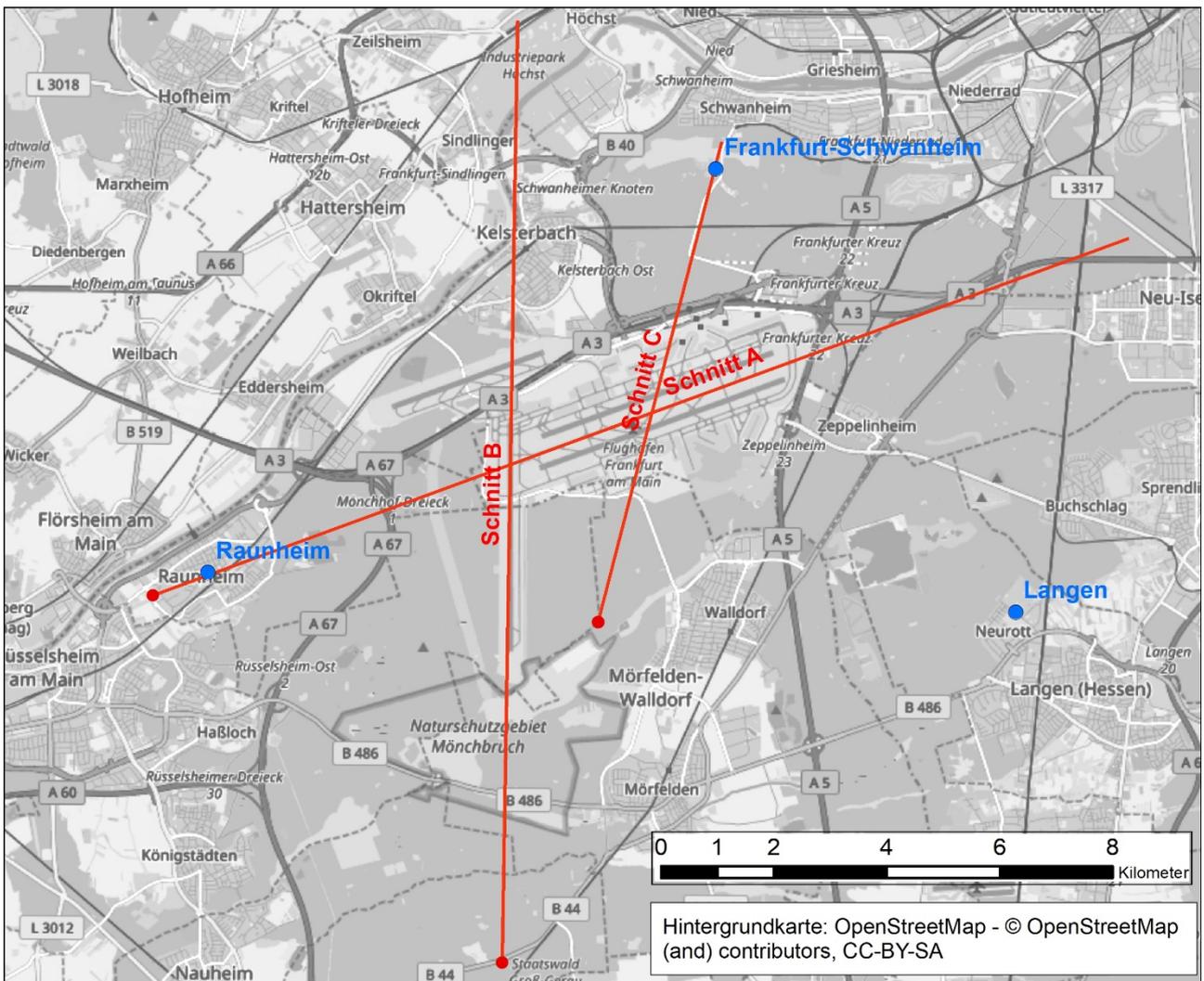
Abbildung 46: Polardiagramm der modellierten Stundenmittel (AC+APU+GPU+GSE+CAR+OTHER) der Anzahl-Konzentration von nichtflüchtigen Ultrafeinpartikeln am Monitorpunkt Raunheim. Jedes der 8760 Stundenmittel für das Jahr 2015 wurde dem aktuellen Windrichtungssektor (-5 bis 5 Grad, 5 bis 15 Grad, usw.) zugeordnet und für jeden Sektor der Mittelwert der zugeordneten Stundenmittel bestimmt und als Abstand vom Mittelpunkt eines Kreises aufgetragen (braune Linie). Die blaue Linie zeigt die Häufigkeit eines Windsektors (Windrose). Der Beitrag vom Flughafen ist erwartungsgemäß am größten, wenn der Wind aus Richtung des Flughafens (etwa 60 Grad) weht. Es ist zu beachten, dass nur der Flughafenbeitrag (ohne Umlandquellen und ohne Hintergrund) nichtflüchtiger Partikel (ohne flüchtige Komponenten) aufgetragen ist.

**Monitorpunkt Raunheim, Teilbeitrag Flughafen
Stundenmittel nichtflüchtige UFP 2015 in 1/cm³**



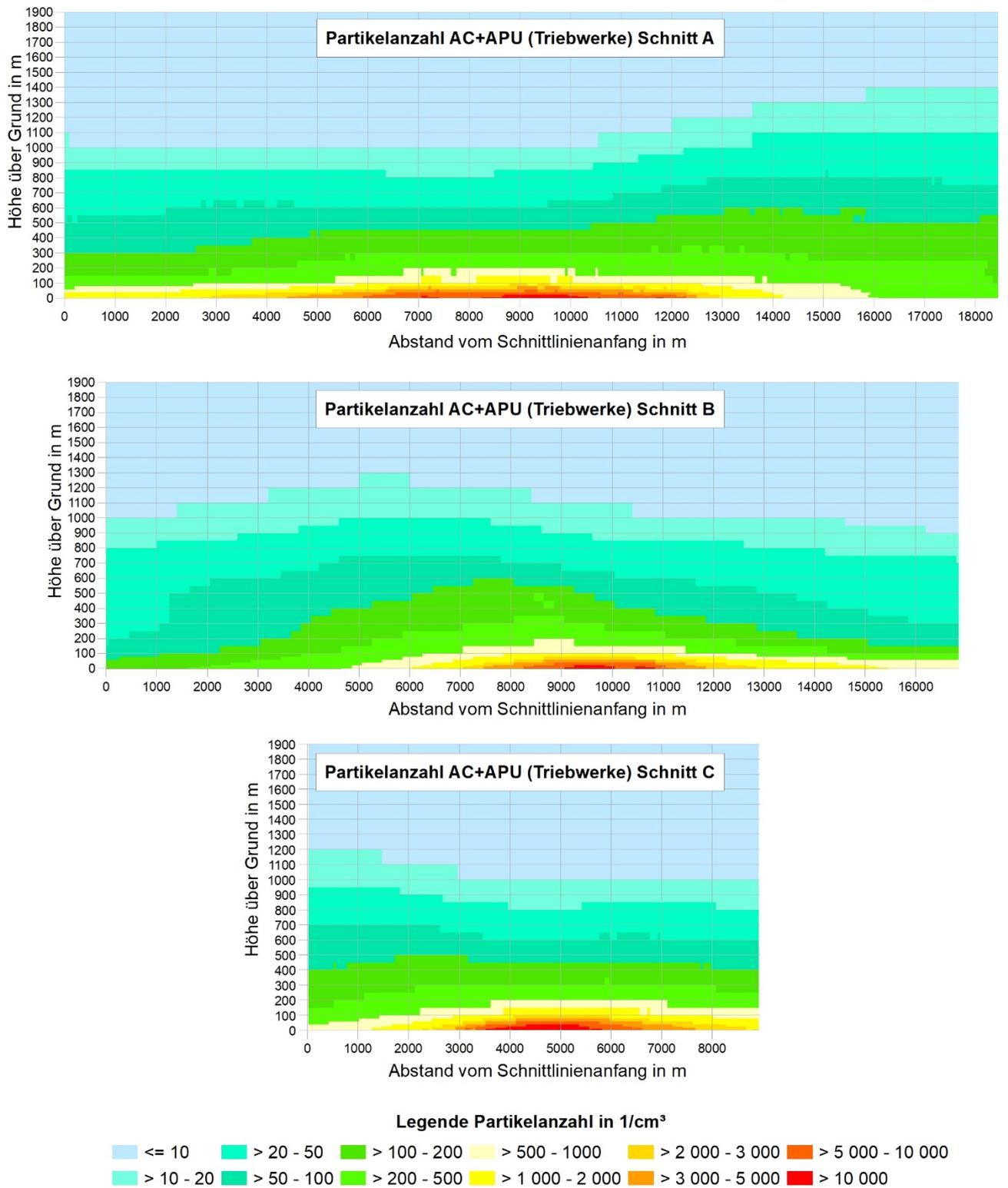
Quelle: Janicke

Abbildung 47: Lage der Vertikalschnitte



Quelle: Lohmeyer

Abbildung 48: Vertikalschnitte der modellierten Partikelzahlen im Jahresmittel aus Triebwerken (AC+APU). Die Lage der Vertikalschnitte ist in Abbildung 47 dargestellt. Der Ursprung der Vertikalschnitte entspricht dem südwestlichen Punkt der Schnittlinien der Karte (roter Anfangspunkt).



Quelle: Lohmeyer

3.7.9 Plausibilitätsbetrachtungen

Die berechneten Emissionen und Konzentrationen wurden eingehend geprüft und einer Reihe von Plausibilitätsbetrachtungen unterzogen, die im Folgenden stichpunktartig aufgeführt sind.

Emission aus Haupttriebwerken

1. Für die Gesamtemission aus Haupttriebwerken ist das Verhältnis NO_x/FB etwa 14 g/kg, was einem typischen mittleren Emissionsindex entspricht. Das Verhältnis von SO_x/FB ist für Haupt- und Hilfstriebwerke exakt 0,8 g/kg und entspricht der Vorgabe für die Emissionsindizes.
2. Der Anteil von nicht-flüchtigem PM an PM10, also das Verhältnis $\text{NVPM}/\text{PM}_{10}$, beträgt in der Gesamtemission der Haupttriebwerke rund 2/5, das ist ein typischer Wert nach der Methode FOA3 (individuelle Werte liegen je nach Triebwerk und Triebwerksart zwischen etwa 1/2 und 1/6).
3. Die verwendete Methodik zur Bestimmung der Anzahl-Emissionsindizes für die Haupttriebwerke basiert auf den Ruß-Zahlen der ICAO-Datenbank EEDB und der Methodik FOA3 nach ICAO-Dokument 9889. In der Datenbank gibt es eine Reihe von Einträgen mit der Ruß-Zahl 0, nach der bisherigen Fassung des Dokuments 9889 sollen diese auch so berücksichtigt werden. Das würde jedoch bedeuten, dass für diese Triebwerke und Lastzustände die PM-Emission 0 wäre, was nicht realistisch ist. Daher wurde stattdessen ein Wert 0 wie ein ungültiger Wert interpretiert und ein Ersatzwert aus der maximalen Ruß-Zahl abgeleitet (Calvert-Methode nach Dokument 9889). War auch keine maximale Rußzahl angegeben, wurde ersatzweise der Wert 10 verwendet. Im Vergleich zu einer Rechnung ohne diese Korrekturen ergaben sich so etwa 15 % höhere PM-Emissionen.
4. Für ausgewählte Triebwerke wurde die Anzahl-Emission von Ultrafeinpartikeln pro LTO mit der in diesem Projekt verwendeten Methode bestimmt und mit entsprechenden Werten verglichen, die auf gemessenen, verlustkorrigierten Emissionsindizes beruhen, die im Rahmen von Triebwerksmessungen in ICAO/CAEP bestimmt wurden. Die Übereinstimmung bewegt sich zumeist innerhalb eines Faktors 2 ohne systematische Über- oder Unterschätzungen.
5. Für die Haupttriebwerke beträgt das Verhältnis NVPN/NVPM , also das Verhältnis von Anzahl zu Masse, rund $6\text{E}+16$ 1/g. Das liegt innerhalb der Bandbreite gemäß der Abschätzung in Abschnitt 3.6.1 und entspricht einem über den LTO gemittelten Durchmesser (GMD) von rund 20 nm, was konsistent mit den Vorgaben von 15 nm (Idle), 20 nm (Approach), 30 nm (Climb), 40 nm (Takeoff) ist.
6. Eine detailliertere Auswertung weist für die Flugzeuggruppe *Small* (mit rund 67 % bzw. 157000 LTOs die Gruppe mit den meisten Flugbewegungen) für Takeoff eine Emission von 1058 kg NVPM und $9\text{E}+21$ NVPN aus. Diese Werte lassen sich größenordnungsmäßig unter Verwendung typischer Anhaltswerte nachvollziehen: Die Emission von NVPM ergibt sich aus der Anzahl der Starts (rund 157000) mal der Emissionsdauer (rund 40 s) mal dem Treibstoffverbrauch (rund 2,5 kg/s) mal dem Emissionsindex (rund 60 mg/kg). Das ergibt eine Gesamtemission für NVPM von 942 kg. Multiplikation dieser rund $1\text{E}+6$ g mit dem typischen Verhältnis NVPN/NVPM bei Takeoff von $1\text{E}+16$ 1/g ergibt eine Gesamtemission für NVPN von $1\text{E}+22$.
7. Eine weitere Auswertung der Gesamtemission aus Haupttriebwerken bis 300 m Höhe über Grund liefert für NO_x 2317 Mg und für PM10 17 Mg. Das stimmt gut mit den Werten überein, die von der Fraport AG für das Vorjahr 2014 ermittelt wurden (2242 Mg bzw. 17 Mg, siehe Fraport AG, 2016).
8. Tests haben gezeigt, dass die Gesamtemission von NVPM und damit auch NVPN empfindlich von einzelnen Triebwerkszuordnungen abhängen kann. Das spielt eine Rolle, wenn einzelne Triebwerkstypen dominant in der Flotte vertreten sind oder wenn die Zuordnung von Triebwerken zu einzelnen Flugzeugen aufgrund fehlender Informationen nicht eindeutig ist. Der Grund liegt in der Abhängigkeit der NVPM-Emission nach FOA3 von der Rauchzahl n (Faktor $n^{1,234}$) und, bei Triebwerken vom Typ MTF (*mixed turbofan*), dem Nebenstromverhältnis b (Faktor $1+b$). Beispielsweise ergibt sich nach FOA3 für das MTF-Triebwerk mit der ICAO-UID 11A005 und Rauchzahlen von 4,9 (Takeoff) und 2,4 (Idle) und dem Nebenstromverhältnis 4,5 eine mehr als 10 mal höhere NVPM-

Gesamtemission über den LTO als für das TF-Triebwerk 3CM020 mit Rauchzahlen von 0,5 (Take-off) und 2,1 (Idle), obwohl Leistung und Treibstoffverbrauch beider Triebwerke sehr ähnlich sind.

9. Die Gesamtemission aus Haupttriebwerken bis 914 m (3000 ft) Höhe über Grund beträgt für NO_x 4025 t und für PM10 27 t. Diese Werte können mit einem Bericht des Flughafens Zürich für das Jahr 2008 verglichen werden (Fleuti & Maraini, 2012). Die Bewegungen betragen rund 275000 (etwa 60 % der von Frankfurt 2015) und die angegebenen Emissionen sind rund 1200 t bzw. 11 t. Die Unterschiede zu einer einfachen Skalierung der Frankfurt-Ergebnisse sind durch den unterschiedlichen Flottenmix (in Frankfurt beispielsweise 23 % große und mittlere Flugzeuge, in Zürich nur 10 %), das unterschiedliche Flughafen-Layout (u. a. längere Rollwege in Frankfurt) und unterschiedliche Steigprofile und Lastannahmen bedingt.

Weitere Emissionen

1. Die den APU zugrunde liegenden Emissionsraten nach ICAO-Dokument 9889 betragen für die vorherrschenden Flugzeuggruppen Small, Medium und Large im Mittel etwa 1400 g/h NO_x und 33 g/h PM10. Bei rund 200000 LTOs für diese Flugzeuge und einer APU-Laufzeit pro LTO von 45 min ergeben sich 210 Mg NO_x und 5 Mg PM10. Die genauen Ergebnisse (195 Mg bzw. 6 Mg) stimmen gut mit dieser Überschlagsrechnung überein.
2. Im Vergleich zum Flughafen Zürich sind die APU-Emissionen bezogen auf die Emissionen aus Haupttriebwerken recht hoch, ein Grund sind die aufgrund fehlender detaillierter Erkenntnisse relativ hoch, d. h. konservativ angenommenen Laufzeiten.
3. Die für die GPU vorgegebenen Emissionsraten betragen für die vorherrschenden Flugzeuggruppen *Small*, *Medium* und *Large* im Mittel grob 230 g/h NO_x und 3 g/h NVPM. Die vorgegebenen GPU-Laufzeiten variieren stark über die verschiedenen Positionsbereiche. Die gewichtete, mittlere Laufzeit pro LTO beträgt grob 50 min. Bei rund 200000 LTOs ergeben sich somit 38 Mg NO_x und 0,5 Mg NVPM, was die genauen Ergebnisse (35 Mg bzw. 0,4 Mg) in etwa trifft.
4. Für die Gesamtemissionen aus GPU ist das Verhältnis NVPN/NVPM mit 2E+14 1/g relativ niedrig und deutet darauf hin, dass den angegebenen Emissionsraten von NVPM und NVPN relativ große Durchmesser zugrunde liegen.
5. Für die Abfertigung betragen die Emissionen für die vorherrschenden Flugzeuggruppen *Small*, *Medium* und *Large* grob 300 g NO_x und 1,5 g NVPM (Ruß) pro Flugzeug und LTO. Bei rund 200000 LTOs ergeben sich damit 60 Mg NO_x und 0,3 Mg NVPM. Diese Überschlagsrechnung stimmt gut mit den genauen Ergebnissen (52 Mg bzw. 0,3 Mg) überein.
6. Für die Gesamtemissionen aus Abfertigung ist das Verhältnis NVPN/NVPM gleich 3E+15 1/g. Unter der Annahme einer Standardabweichung GSD von 1,7 entspricht das Durchmesser zwischen etwa 30 und 50 nm.
7. Die PM10-Gesamtemission aus dem Kfz-Verkehr ist mit 55 Mg erheblich größer als in einer früheren Untersuchung mit etwa 11 Mg (Fraport AG, 2016). Der Grund liegt insbesondere in der Berücksichtigung von Abrieb und Aufwirbelung in den Emissionsfaktoren für PM10.
8. Für die Gesamtemissionen aus dem Kfz-Verkehr beträgt das Verhältnis NVPN/NVPM 2E+15 1/g. Unter der Annahme einer Standardabweichung GSD von 1,7 entspricht das Durchmesser zwischen etwa 30 und 50 nm.
9. Für die Staub-Komponenten PM10, PM25, RUSS, NVPM und NVPN ist eine Aufsummierung der Beiträge der unterschiedlichen Quellgruppen nur begrenzt aussagekräftig, da unterschiedliche Definitionen, Abschätzungen und Datensysteme zugrunde liegen. Beispielsweise ist in den Kfz-Emissionen von PM10 Abrieb und Aufwirbelung berücksichtigt, im Gegensatz zum Flugverkehr; und im Gegensatz zu den Kfz-Emissionen beruht die Ruß-Emission des Flugverkehrs auf einer konservativen Schätzung (für Haupttriebwerke gleich dem nicht-flüchtigen Anteil nach FOA3, für APU gleich PM10 nach ICAO-Dokument 9889).

Konzentrationen

1. Das Jahresmittel der Konzentrationsverteilung von NO_x (und SO_x) entspricht recht gut den Ergebnissen einer früheren Untersuchung (Ausbauprogramm Flughafen Frankfurt, Gutachten G13.1).
2. Bei dem Vergleich der in diesem Abschnitt modellierten Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln mit Messungen ist zu beachten, dass in dieser Teilmodellierung kein Umland und kein Hintergrund berücksichtigt und nur der passive Transport der freigesetzten nichtflüchtigen Ultrafeinpartikel betrachtet wurde.

Das Polardiagramm in Abbildung 46 weist am Monitorpunkt Raunheim für Wind vom Flughafen ein mittleres Stundenmittel für das Jahr 2015 von etwa 10000 1/cm^3 (3 – 1000 nm) aus, während Messungen der HLNUG (Jacobi, 2017) für das Jahr 2016 einen mittleren Wert von etwa 35000 1/cm^3 liefern. In diesem gemessenen Wert ist jedoch Umland und Hintergrund (aus dem Diagramm grob geschätzt auf $9000 \text{ bis } 15000 \text{ 1/cm}^3$) enthalten und es wurde die Summe aus nichtflüchtigen und flüchtigen Partikeln mit Durchmessern bis 1000 nm bestimmt. Weitere Messungen der HLNUG (Rose & Jacobi, 2018) am Monitorpunkt Raunheim für den Zeitraum Oktober 2017 bis Februar 2018 weisen tagsüber und bei Wind vom Flughafen eine mittlere Anzahlkonzentration für Partikeldurchmesser zwischen 10 nm und 30 nm (flüchtige und nichtflüchtige Komponenten) von etwa 13000 1/cm^3 aus.

3. Messungen hinter Triebwerken legen nahe (Timko et al., 2013), dass das Anzahl-Verhältnis von neu gebildeten (flüchtigen) zu freigesetzten nicht-flüchtigen Partikeln nach einer Transportzeit von ein paar Sekunden je nach Lastzustand der Triebwerke etwa 10 bis 50 beträgt und nach einer Transportzeit von rund 2 bis 3 Minuten auf etwa 4 bis 8 abfällt. Von daher ist es denkbar, dass an der Station Raunheim (Transportzeiten in der Größenordnung 30 Minuten) noch ein merklicher Teil während des Transportes erzeugter flüchtiger Partikel vorliegt, die gemessen, in der Modellierung aber nicht berücksichtigt wurden. Eine Messung, die zwischen nichtflüchtigen und flüchtigen Partikeln unterscheidet, könnte hier näheren Aufschluss liefern.
4. In der Vorstellung der Ergebnisse im Rahmen eines Workshops wurde die Frage aufgeworfen, in wieweit der Effekt von Wirbelschleppen in der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt wurde und welchen Einfluss er auf die Konzentration hat. Das Herunterziehen der Abluftfahne aufgrund von Wirbelschleppen wurde parametrisch berücksichtigt auf Grundlage von einschlägiger Literatur (Gerz & Ehret, 1997; Gerz et al., 1998; siehe auch Unterstrasser et al., 2014). Hierbei werden mittlere Verhältnisse berücksichtigt, in realen Einzelfällen können sich sowohl kleinere als auch größere Effekte ergeben.

Eine detailliertere Berücksichtigung wird durch folgende Umstände erschwert: Größe und Dynamik der Wirbel hängen von Flugzeugtyp, Schub und meteorologischen Verhältnissen (Windprofil, Schichtungsstabilität, Windrichtung relativ zur Flugbewegung) ab; nur ein Teil der Triebwerksabluft wird in die Wirbel eingemischt; der Wirbelbewegung nach unten steht ein thermische Auftrieb der heißen Abluft nach oben entgegen; die Wirbel werden horizontal mit dem mittleren Wind verdriftet; in Bodennähe wirkt je nach Schichtungsstabilität eine starke Windscherung (Geschwindigkeit und Richtung); am Boden gibt es eine Teilreflexion nach oben (Impulserhaltung), so dass nicht nur ein Transport von oben nach unten, sondern auch von unten nach oben stattfindet. In Bezug auf Feinstaub-Messungen wäre zusätzlich zu klären, in wieweit ein Wirbel, der auf dem Boden aufkommt, bereits abgelagerten Staub aufwirbelt.

Die hier gewählte Modellierung enthält konservative, d. h. die bodennahe Konzentration eher überschätzende Elemente, da angenommen wurde, dass nicht nur ein Teil, sondern die gesamte Abluft der Turbinen in die Wirbelschleppung eingemischt wird, da der thermische Auftrieb der heißen Abluft vernachlässigt wurde und da eine Reflexion der Wirbelschleppen am Erdboden und ihre horizontale Verdriftung nicht berücksichtigt wurden.

Die von der HLNUG (Rose & Jacobi, 2018) durchgeführten Messungen kommen zu dem Ergebnis, dass das Auftreten der Ultrafeinpartikel in der Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main durch

den bodennahen Transport geprägt ist, also durch die Emissionen, die beim Betrieb auf dem Flughafengelände entstehen. Nach diesem Befund ist ein Beitrag durch Wirbelschleppen eher klein. Das deckt sich mit den Abschätzungen, die sich aus den Modellrechnungen auf der Basis von Stundenmitteln ergeben. Für wesentlich kürzere Zeiträume machen die Modellrechnungen keine Aussage.

3.8 Anteile der Quellgruppen und Gesamtbelastung

Um die Gesamtbelastung zu erhalten, die mit Messergebnissen verglichen werden können, wurden die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für die Emissionsgruppen

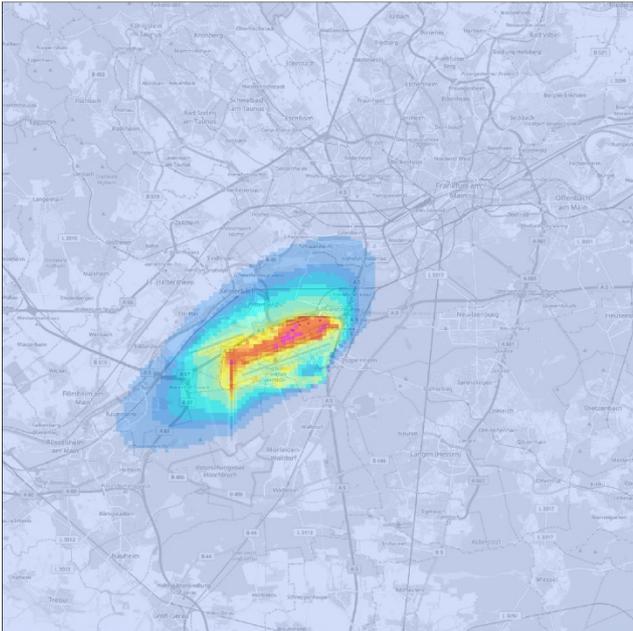
- ▶ Kfz-Verkehr des Umlandes,
- ▶ Flugbetrieb inklusive Bodenabfertigung und
- ▶ Hintergrundbelastung

aufsummiert. In Abbildung 49 bis Abbildung 54 sind die modellierten, bodennahen Jahresmittel der Konzentrationen dieser Emissionsquellen getrennt voneinander und als summierte Gesamtbelastung für die Luftschadstoffe NO_x , SO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, Ruß und die Partikelanzahl dargestellt.

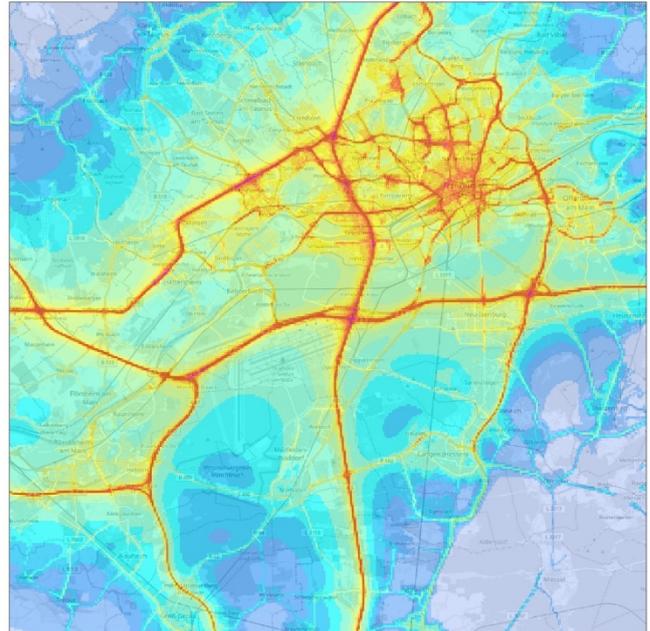
Die berechnete Konzentrationszusatzbelastung resultierend aus dem Flughafenbetrieb und Bodenabfertigung ist in den Abbildungen oben links dargestellt. Der Flughafen setzt sich in den Konzentrationskarten deutlich ab. So liegen z. B. die berechneten jahresmittleren NO_x -Konzentrationen auf dem Flughafen bei bis zu über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und sinken bis spätestens in eine Entfernung von 1 km auf weniger als $30 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ (siehe Abbildung 49). Die berechneten jahresmittleren Ultrafeinpartikel-Anzahlkonzentrationen auf dem Flughafen liegen bei über $60000 \text{ 1}/\text{cm}^3$ und sinken bis in eine Entfernung von 1 km und darunter auf weniger als $10000 \text{ 1}/\text{cm}^3$, bis spätestens in 5 km Entfernung sinken sie auf kleiner $5000 \text{ 1}/\text{cm}^3$ (siehe Abbildung 54). Die Konzentrationen resultierend aus Kfz-Verkehr außerhalb des Flughafens sind in den Abbildungen oben rechts dargestellt. Die Hauptverkehrswege wie Autobahnen und Bundesstraßen und das Stadtgebiet von Frankfurt sind in den Konzentrationskarten deutlich zu erkennen. Konzentrationen direkt an der Straße werden für NO_x von mehr als $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für Ultrafeinpartikel von unter $5000 \text{ 1}/\text{cm}^3$ berechnet. Die berechneten jahresmittleren Konzentrationen der Hintergrundbelastung ist in den Abbildungen unten links dargestellt. Hier liegen die höchsten Konzentrationen in den dichter bebauten Bereichen, wie z. B. dem Frankfurter Stadtgebiet. So liegen die berechneten Hintergrundkonzentrationen für NO_x bei maximal $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in weiten Bereichen des Modellgebietes bei unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für Ultrafeinpartikel bei maximal $25000 \text{ 1}/\text{cm}^3$ bzw. unter $5000 \text{ 1}/\text{cm}^3$. Die Gesamtbelastung, die Summe aller separat modellierten Beiträge, ist in den Abbildungen unten rechts dargestellt. Die jahresmittleren Konzentrationsverteilungen der Gesamtbelastung spiegeln das Gelände des Frankfurter Flughafens bei allen betrachteten Komponenten deutlich wider. Der Beitrag des Kfz-Verkehrs ist bei allen Komponenten außer SO_2 und Ultrafeinpartikeln auch in der Gesamtbelastung deutlich zu erkennen. Der Anteil der Hintergrundbelastung bei SO_2 und Ultrafeinpartikel stellt einen hohen Anteil, sodass der Beitrag des Kfz-Verkehrs sich nicht mehr signifikant abhebt, der Flughafen allerdings schon. In der großflächigen Betrachtung der modellierten Beiträge aus Hintergrundbelastung, Umlandverkehr und Flughafen an dem Jahresmittel der Gesamtkonzentration sticht der Flughafenbereich mit hohen Konzentrationswerten insbesondere für SO_2 und die Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel hervor (Abbildung 50 und Abbildung 54).

Abbildung 49: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von NO_x in µg/m³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

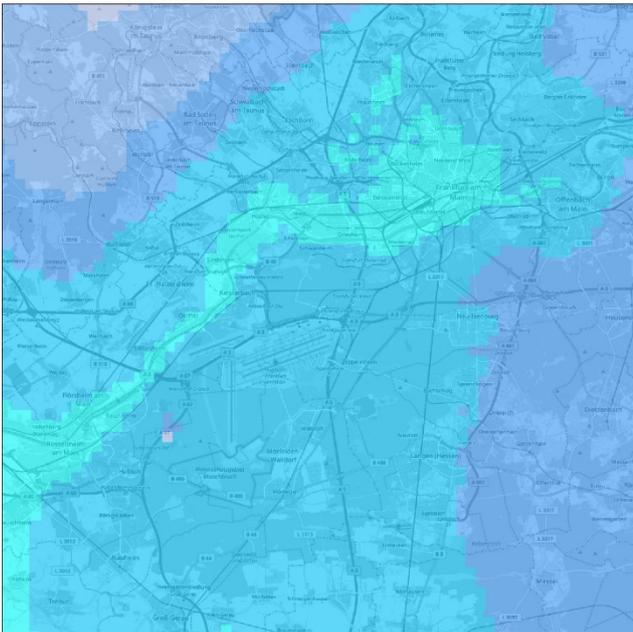
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



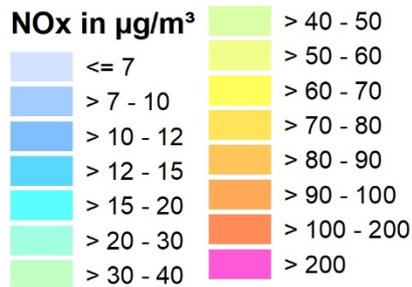
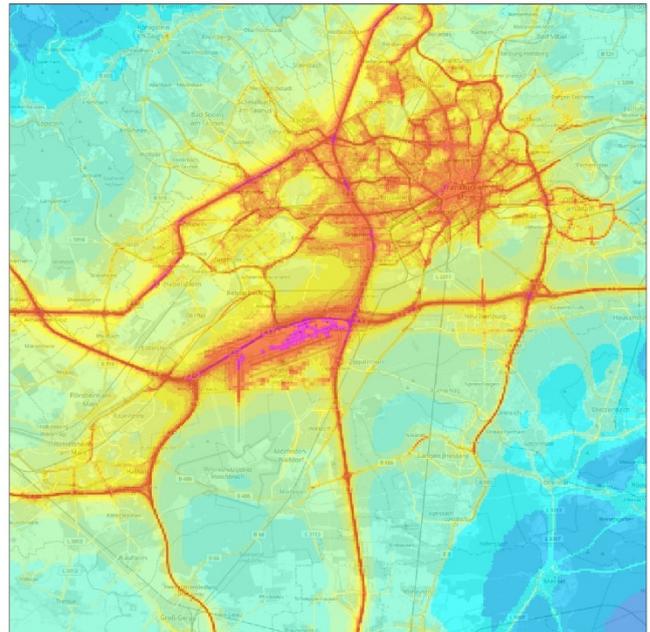
Kraftfahrzeuge Umland



Hintergrundbelastung



Gesamtbelastung

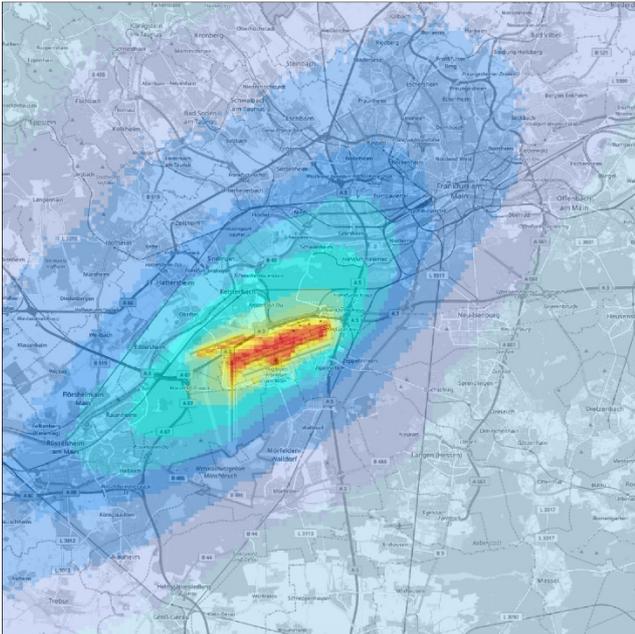


© Lohmeyer
Hintergrundkarte:
© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

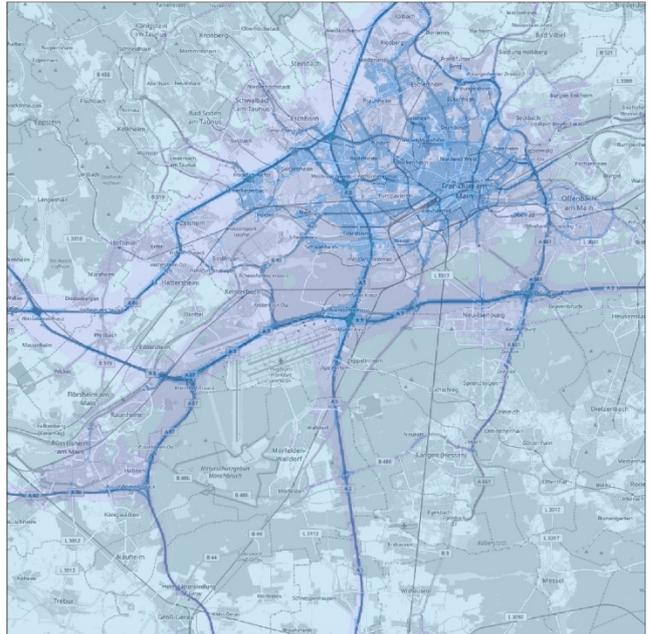


Abbildung 50: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von SO₂ in µg/m³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

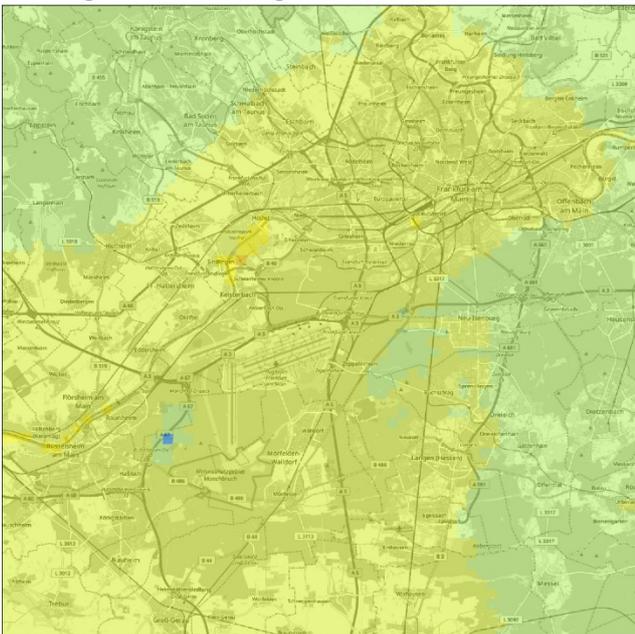
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



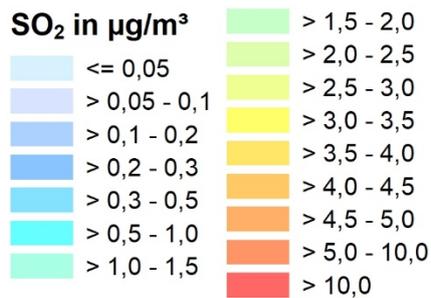
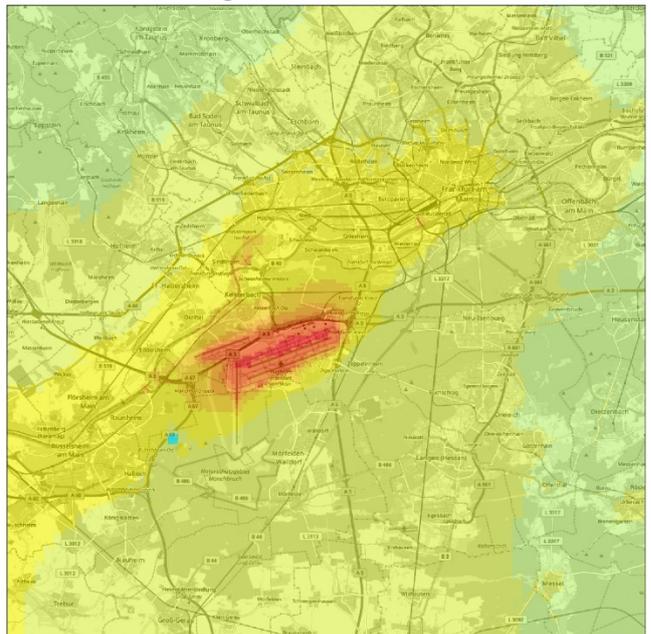
Kraftfahrzeuge Umland



Hintergrundbelastung



Gesamtbelastung



© Lohmeyer
 Hintergrundkarte:
 © OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

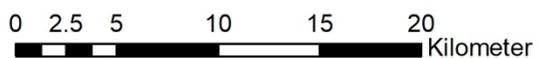
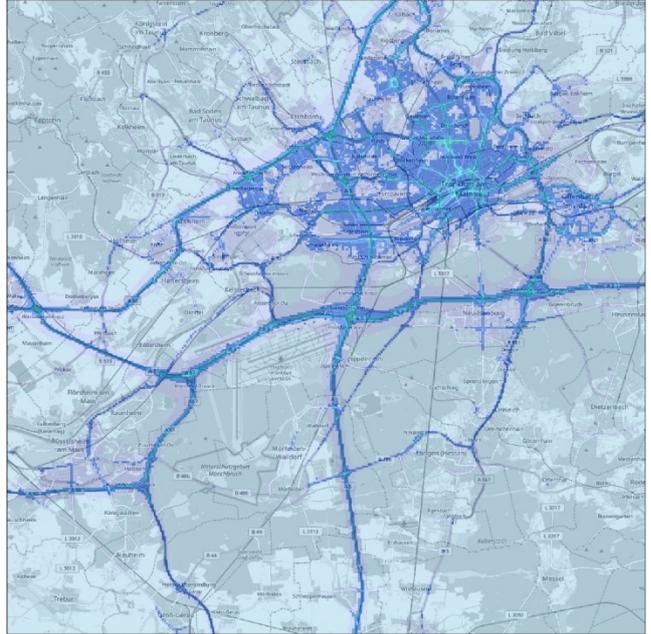


Abbildung 51: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von PM10 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

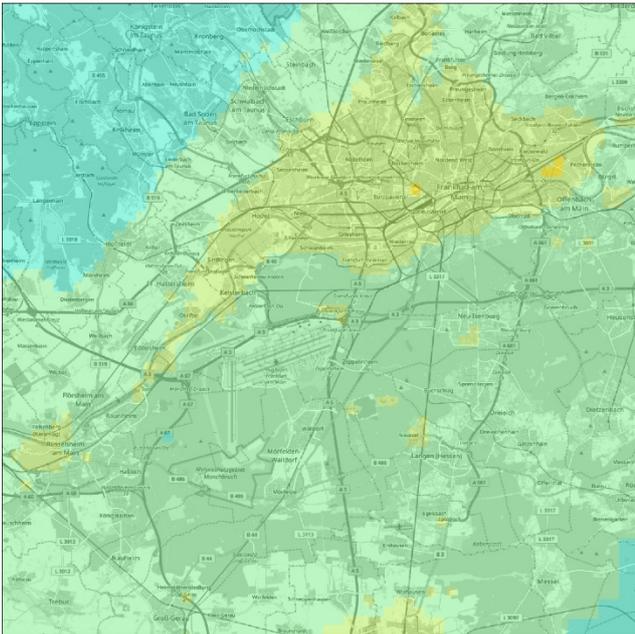
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



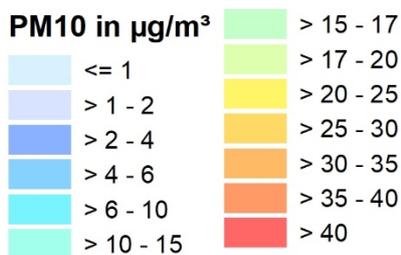
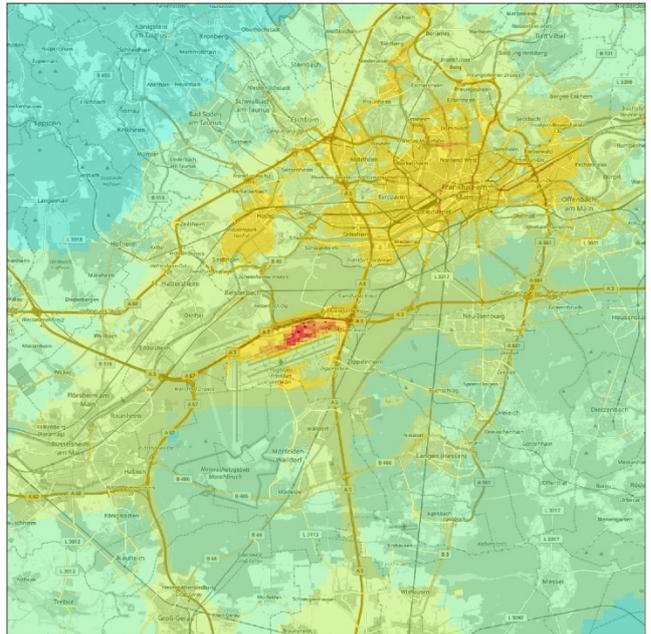
Kraftfahrzeuge Umland



Hintergrundbelastung



Gesamtbelastung



© Lohmeyer
 Hintergrundkarte:
 © OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

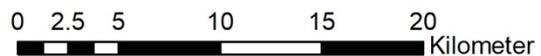
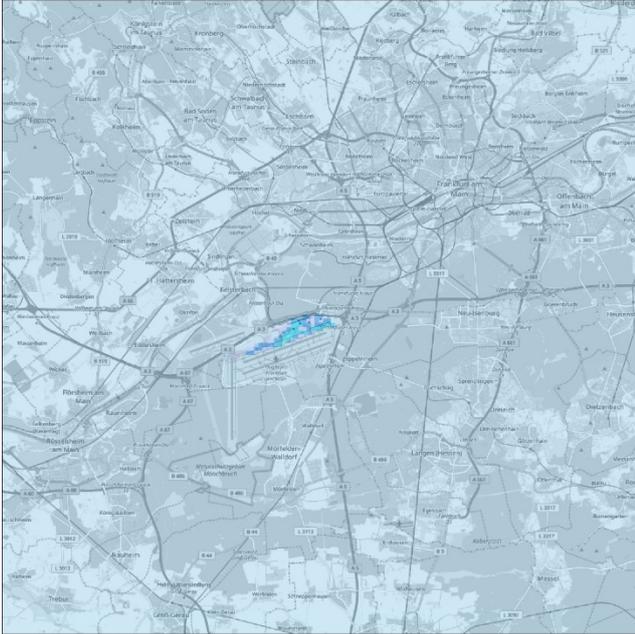
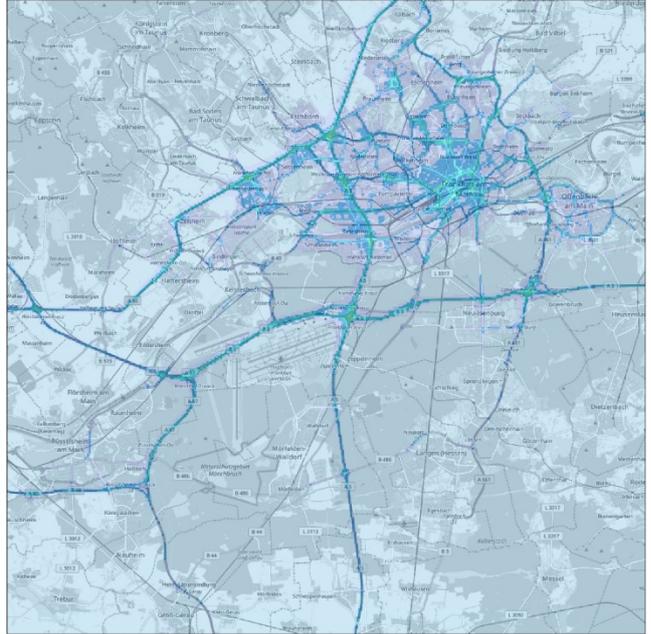


Abbildung 52: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von PM_{2,5} in µg/m³ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

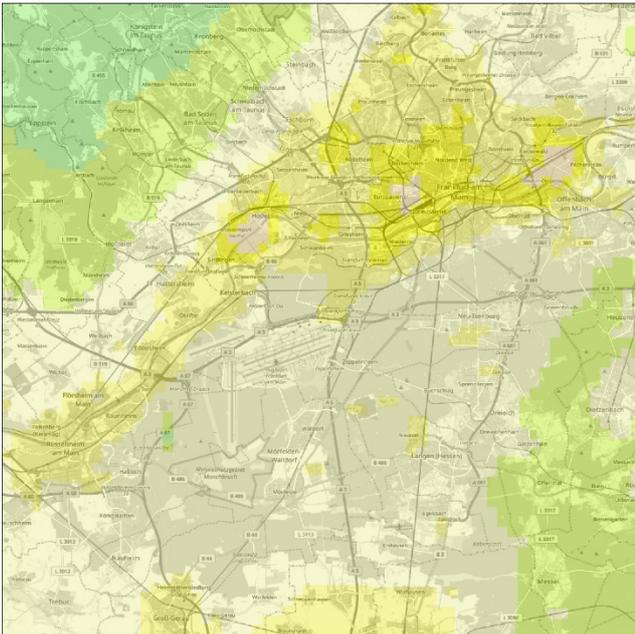
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



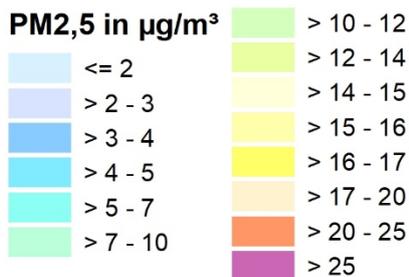
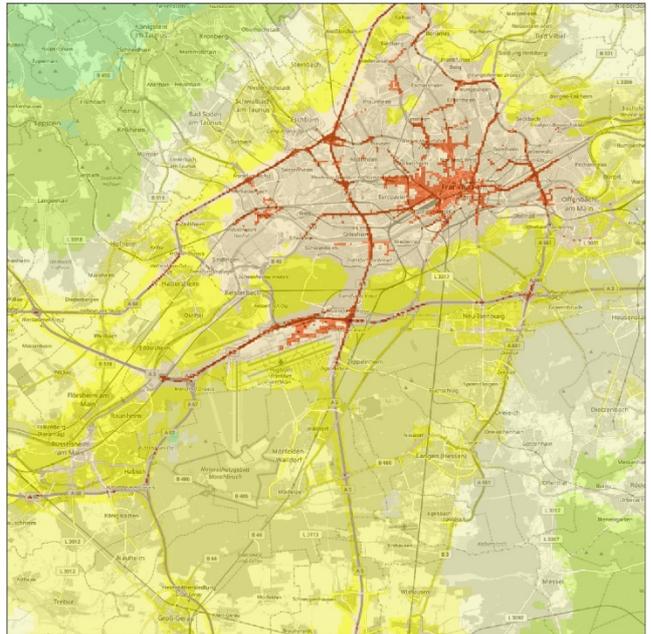
Kraftfahrzeuge Umland



Hintergrundbelastung



Gesamtbelastung



© Lohmeyer
Hintergrundkarte:
© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

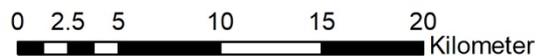
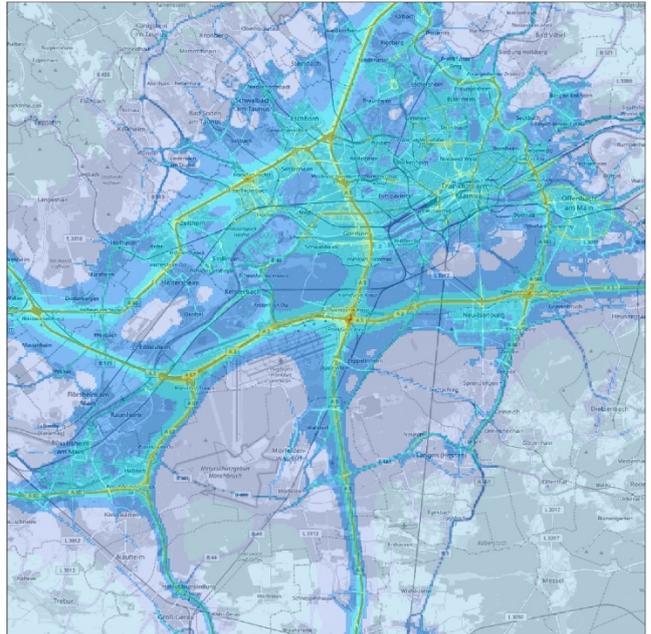


Abbildung 53: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Konzentration von Ruß in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

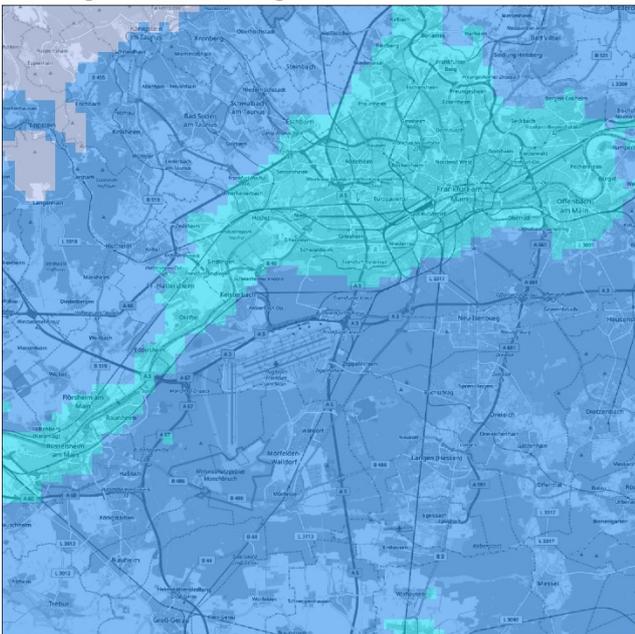
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



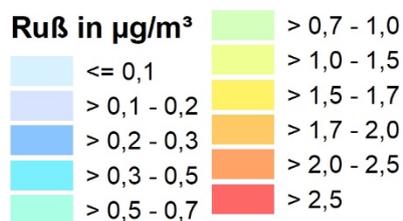
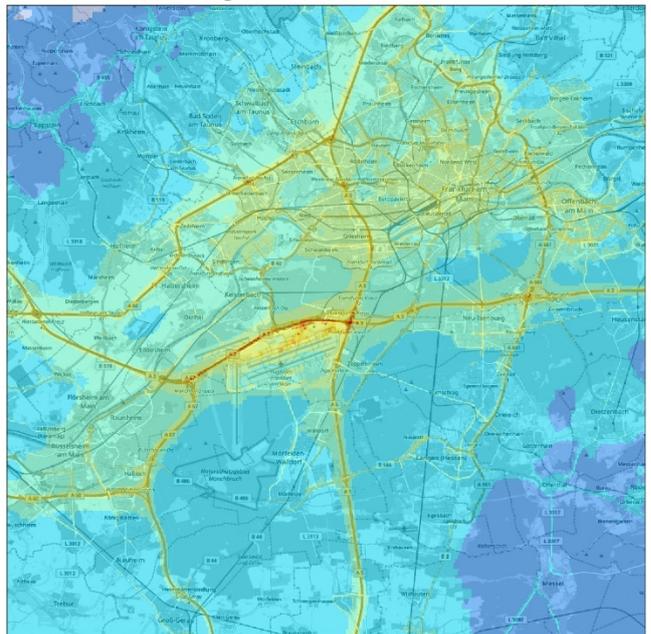
Kraftfahrzeuge Umland



Hintergrundbelastung



Gesamtbelastung



© Lohmeyer
 Hintergrundkarte:
 © OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

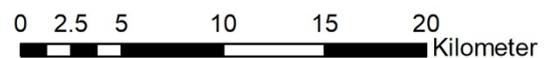
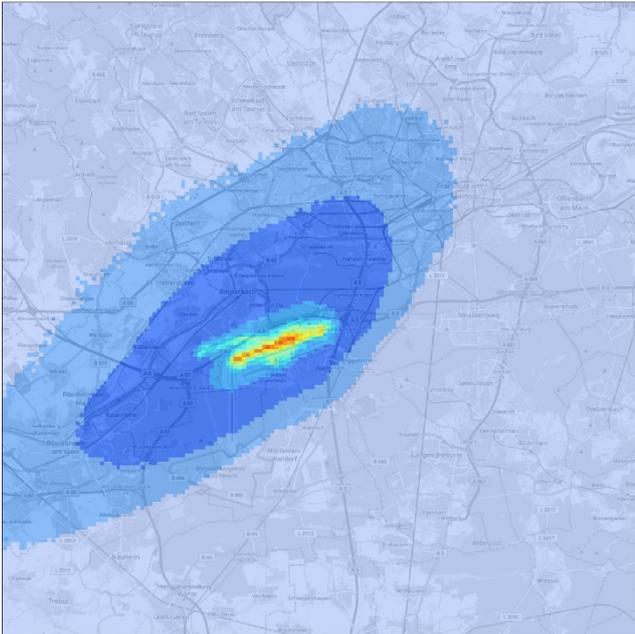
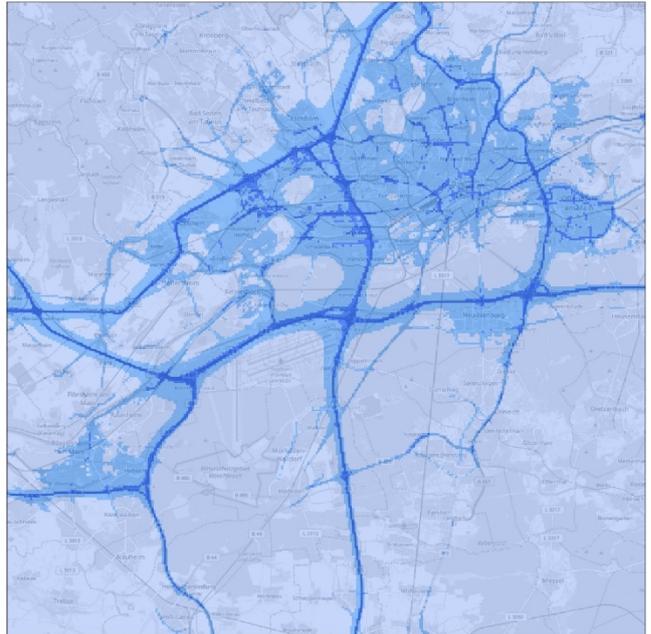


Abbildung 54: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln (PN) in $1/\text{cm}^3$ für die Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

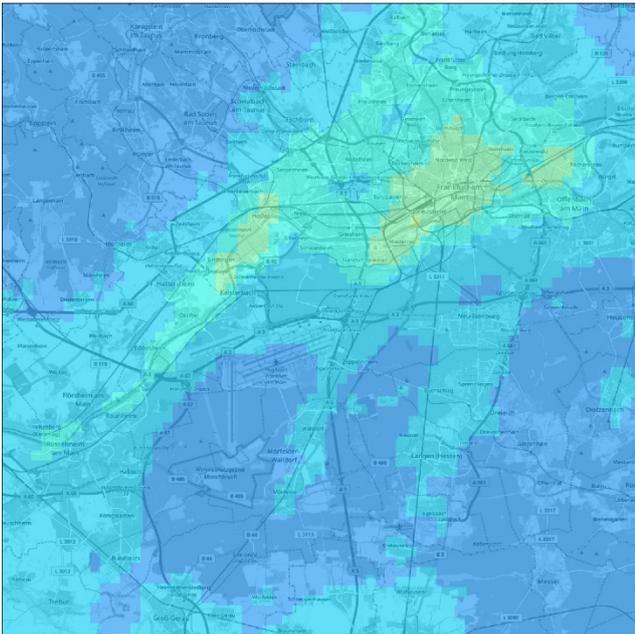
Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung



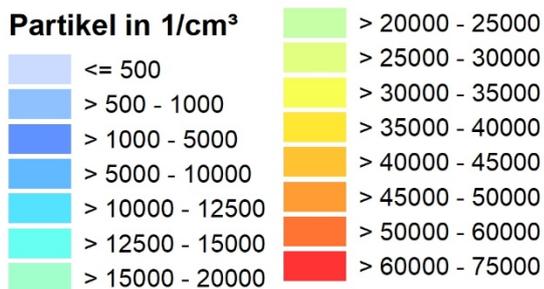
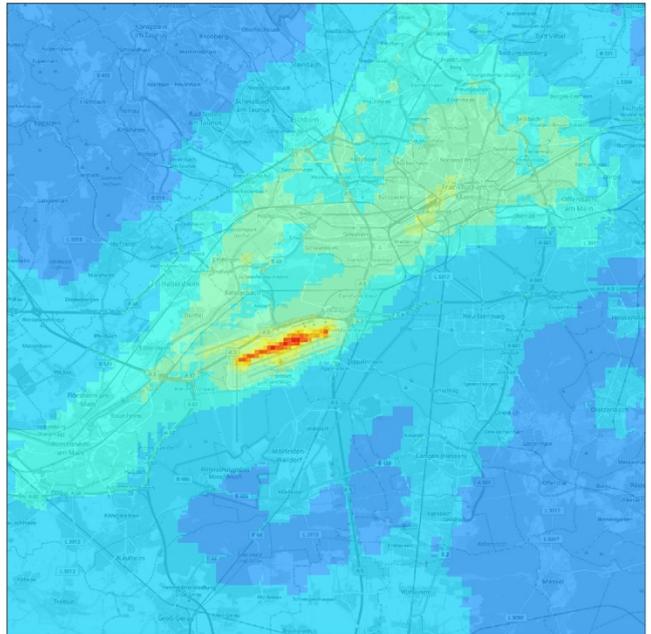
Kraftfahrzeuge Umland



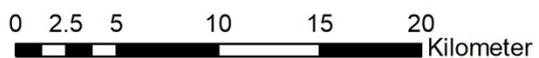
Hintergrundbelastung



Gesamtbelastung



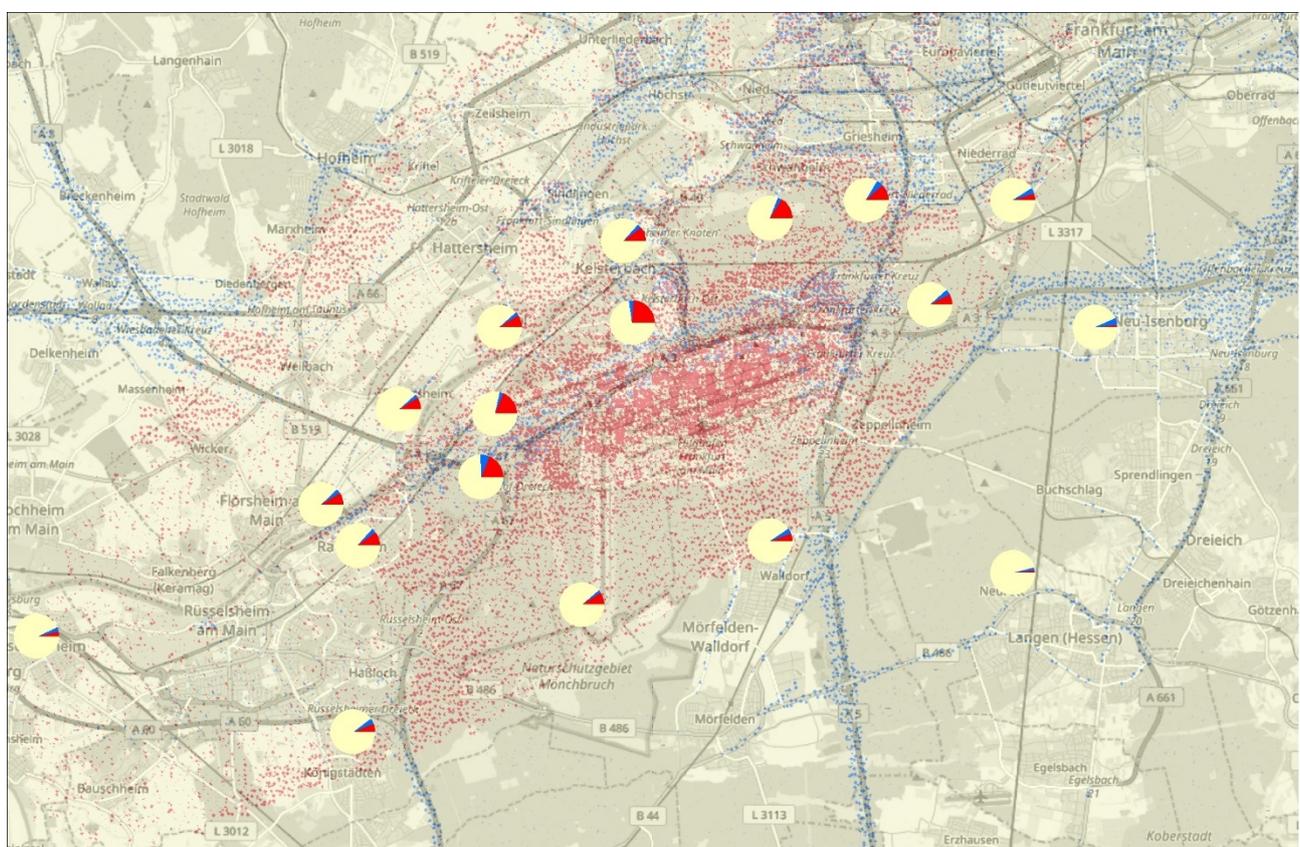
© Lohmeyer
Hintergrundkarte:
© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA



Für die anderen betrachteten Stoffe treten vergleichbar hohe Gesamtkonzentrationen auch in anderen Bereichen, etwa im Umfeld von Autobahndreiecken und dem Gebiet der Stadt Frankfurt auf. Das gilt insbesondere für die Stoffe PM_{2,5} und Ruß (Abbildung 52 und Abbildung 53). In ein paar Kilometern Entfernung vom Flughafen fallen die modellierten Jahresmittel der Gesamtkonzentration auf Werte ab, wie sie auch für andere Bereiche des Betrachtungsgebietes typisch sind.

Die Modellergebnisse zeigen, dass der Einfluss des Flughafens auf das Jahresmittel der Gesamt-Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln mit zunehmender Entfernung und in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtungen deutlich abnimmt. So liegt der durch den Flughafen verursachte Anteil nördlich des Flughafens in ca. 1 km Entfernung bei ca. 25 % der Gesamtbelastung und in 2,5 km nur noch bei unter 10 %. Vergleiche dazu auch Abbildung 55.

Abbildung 55: Räumliche Verteilung der Anteile der Quellgruppen Kfz-Verkehr des Umlandes, Flugbetrieb und Bodenabfertigung und Hintergrundbelastung für die bodennah berechnete Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln.



Anteile der Quellgruppen



- Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung
- Kraftfahrzeuge Umland
- Hintergrundbelastung

Punkt = 1000 Partikel /cm³
 Punkte sind entsprechend Quellgruppe eingefärbt.

Hintergrundkarte: OpenStreetMap - © OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA



4 Vergleich Modellierung-Messung

Zur qualitativen und quantitativen Einschätzung der Modellierung wurden Vergleiche der Modellergebnisse mit gemessenen Werten durchgeführt.

Dieser Vergleich ist bzgl. der Partikelanzahl problematisch, da sich die betrachteten Größenklassen sowohl zwischen den Emissionsfaktoren der verschiedenen Quellen (siehe Abschnitte 3.3.4, 3.4.1 und 3.6) als auch zwischen modellierten Anzahl-Konzentrationen und Größenklassenspektren der Messgeräte zum Teil unterscheiden. Zudem wurden bei der Modellierung mit Ausnahme der Hintergrundbelastung mit EURAD keine flüchtigen Partikel berücksichtigt. Bei den eingesetzten Messgeräten werden jedoch in Summe sowohl flüchtige als auch nichtflüchtige Partikel gemessen.

Für das der Modellierung zu Grunde gelegte Bezugsjahr 2015 lag lediglich an der Messstation Langen eine vollständige UFP-Messreihe vor. Da in Langen ausschließlich ultrafeine Partikel gemessen wurden, konnte an dieser Station kein Vergleich mit den anderen Schadstoffkomponenten wie Partikelmasse oder Stickoxiden durchgeführt werden.

An der Messstation Raunheim liegen zwar für das gesamte Jahr 2015 Messdaten zu Partikelmasse und Stickoxiden vor, ultrafeine Partikel wurden jedoch 2015 nur für insgesamt 2,5 Monate in Episoden im September, November und Dezember gemessen. An der Messstation Frankfurt-Schwanheim werden erst seit September 2017 ultrafeine Partikel gemessen. Eine Übersicht über die vorliegenden Messzeiträume sowie die eingesetzte Messtechnik mit den entsprechenden Größenklassenspektren gibt Tabelle 20.

Tabelle 20: UFP-Bandbreiten der modellierten Emissionen und der gemessenen Konzentrationen.

ID	Kategorie	Datensatz / Lage / Modell	Grundlage / Emissionen	Partikel-typ	Durchmesser / Unterbereiche	Zeitraum / Auflösung
M1	Messung	HLNUG Raunheim	UCPC (3776)	v+nv	3 – 1000 nm nein	ab 09/2015 5s
M2	Messung	HLNUG Raunheim	SMPS (3936)	v+nv	10 – 500 nm ja	ab 9/2017 5 min
M3	Messung	HLNUG Schwanheim	SMPS (3936)	v+nv	10 – 500 nm ja	ab 10/2017 5 min
M4	Messung	UBA Langen	SMPS (3031)	v+nv	20 – 500 nm ja	ab 2015 10 min
M5	Messung	UBA Langen	SMPS (3936)	v+nv	10 – 500 nm ja	ab 2015 5 min
S1	Modell	Hintergrund EURAD+MADE	GRETA	v+nv	3 – 3000 nm ja	2015 1 h
S2	Modell	AC+APU LASPORT	ICAO und FOA3N	nv	15 – 50 nm nein	2015 1 h
S3	Modell	Flughafen, weitere LASPORT	HBEFA und weitere	nv	23 – 4000 nm nein	2015 1 h
S4	Modell	Kfz Umland LASAT	HBEFA und weitere	nv	23 – 4000 nm nein	2015 1 h

M = Messung, S = Simulation, nv = non volatile (nichtflüchtig), v = volatile (flüchtig)

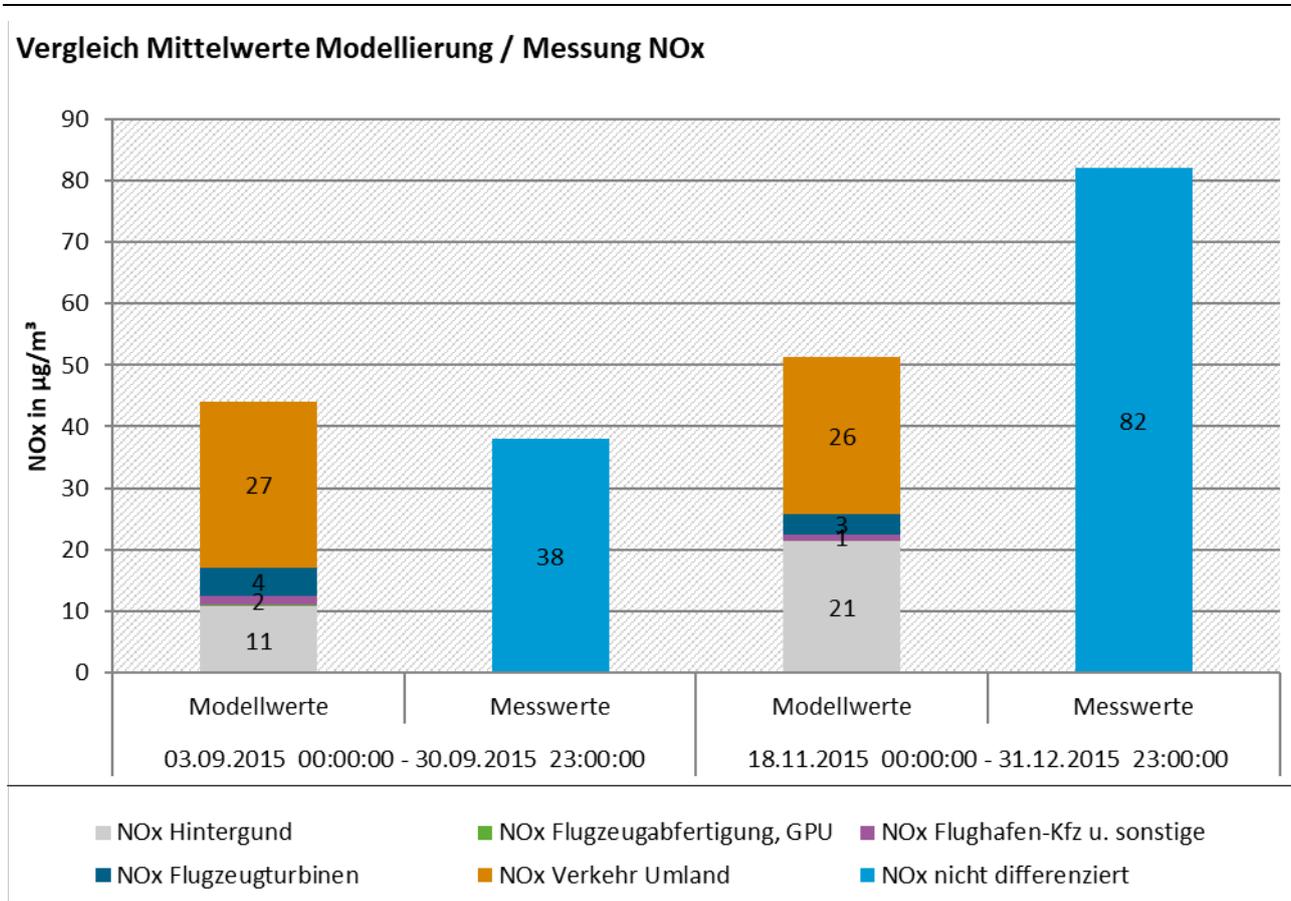
In den folgenden zwei Abschnitten werden Vergleiche Modell-Messung an der von der HLNUG betriebenen Messstation in Raunheim (Lage siehe Abbildung 6) aufgeführt. Neben den UFP werden NO_x und PM10 betrachtet. Es werden gemessene Werte als Mittelwerte (Abschnitt 4.1) und Zeitreihen (Abschnitt 4.2) mit den modellierten Werten verglichen. Darüber hinaus wird ein Modell-Messung-Vergleich in Abhängigkeit von Windrichtung und Windgeschwindigkeit unter Verwendung jährlicher Zeitreihen an den Messstationen Raunheim, Langen und Frankfurt Schwanheim diskutiert (Abschnitt 4.3).

4.1 Langzeitmittel in Raunheim

Für das Modellierungsjahr 2015 liegen 2,5 Monate UFP-Messdaten für die Zeiträume 03.09.2015 bis 30.09.2015 und 18.11.2015 bis 31.12.2015 vor. Daher wurde der Vergleich mit Modelldaten nur für diese Episoden durchgeführt. In Abbildung 56 bis Abbildung 58 sind die Mittelwerte für NO_x, PM10 und UFP getrennt nach Messepisoden gegenübergestellt. In den Darstellungen wird modellseitig zwischen Konzentrationen der Emissionsquellgruppen des Umlandverkehrs, der Flugzeugabfertigung, des Flughafenverkehrs, der Flugzeugturbinen sowie der Hintergrundbelastung unterschieden. Eine Differenzierung der Messwerte nach diesen Quellgruppen war nicht möglich.

In Abbildung 56 sind die gemessenen und modellierten NO_x-Mittelwerte dargestellt. In der Messepisode 03.09.2015 bis 30.09.2015 liegen die modellierten NO_x-Mittelwerte ca. 15 % über den gemessenen und in der Messepisode 18.11.2015 bis 31.12.2015 sind die modellierten Werte mit ca. 30 % niedriger als die gemessenen NO_x-Mittelwerte. Die Unterschiede zwischen den Mittelungsperioden sind modellseitig im Wesentlichen in der unterschiedlichen Hintergrundbelastung begründet (11 im Vergleich zu 25 µg/m³).

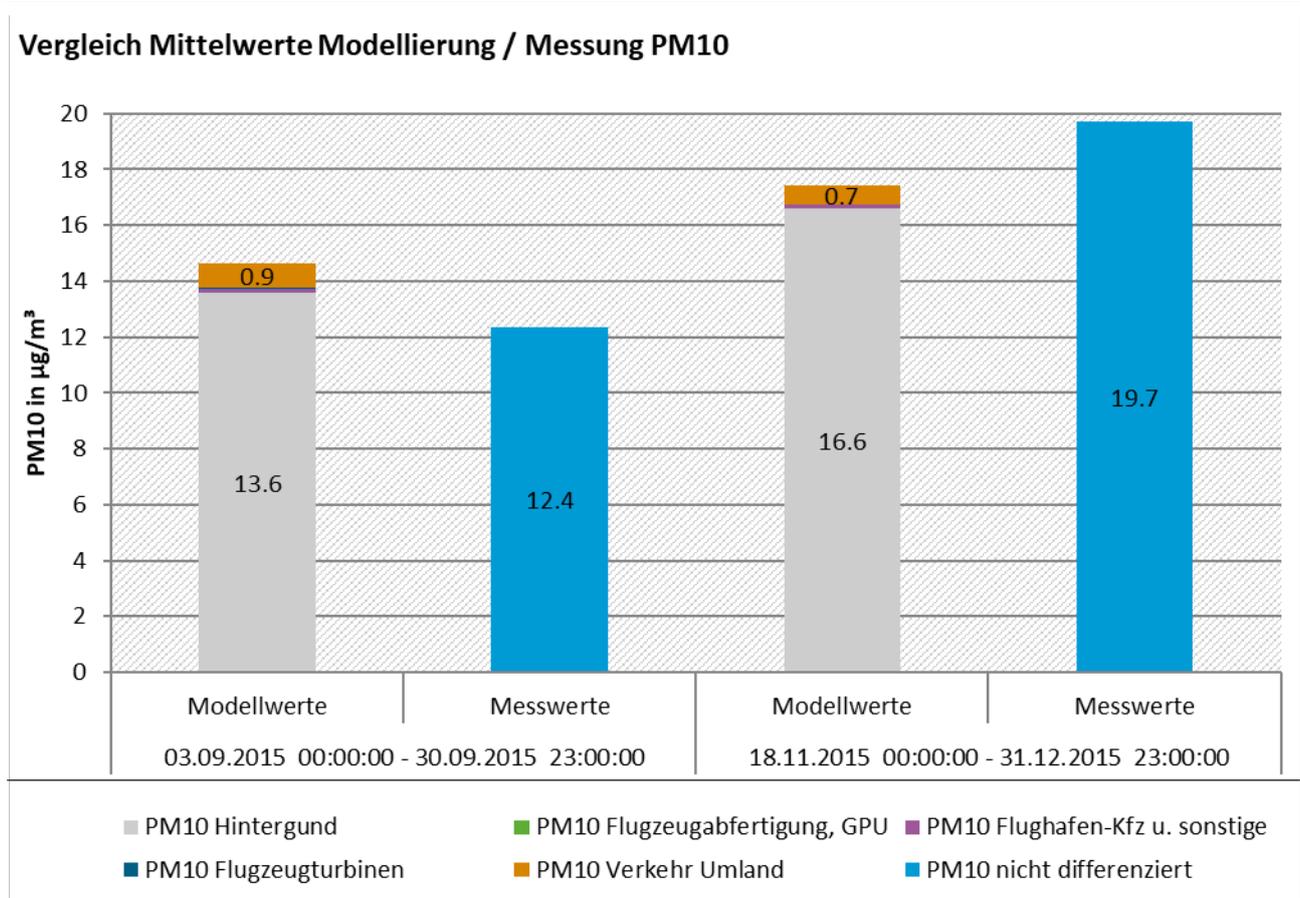
Abbildung 56: Vergleich Modellierung Messung der NO_x-Mittelwerte September, November-Dezember 2015 an der Station Raunheim.



Quelle: Lohmeyer

In Abbildung 57 sind die gemessenen und modellierten PM10-Mittelwerte dargestellt. In der Messeperiode 03.09.2015 bis 30.9.2015 überschätzen die modellierten PM10-Mittelwerte die Messwerte um ca. 15 % und in der Messeperiode 18.11.2015 bis 31.12.2015 liegen die modellierten Werte mit den gemessenen PM10-Mittelwerten fast gleichauf. Die Unterschiede sind wie bei NO_x modellseitig im Wesentlichen in den unterschiedlichen Hintergrundbelastungen begründet.

Abbildung 57: Vergleich Modellierung Messung der PM10-Mittelwerte September, November-Dezember 2015 an der Station Raunheim.



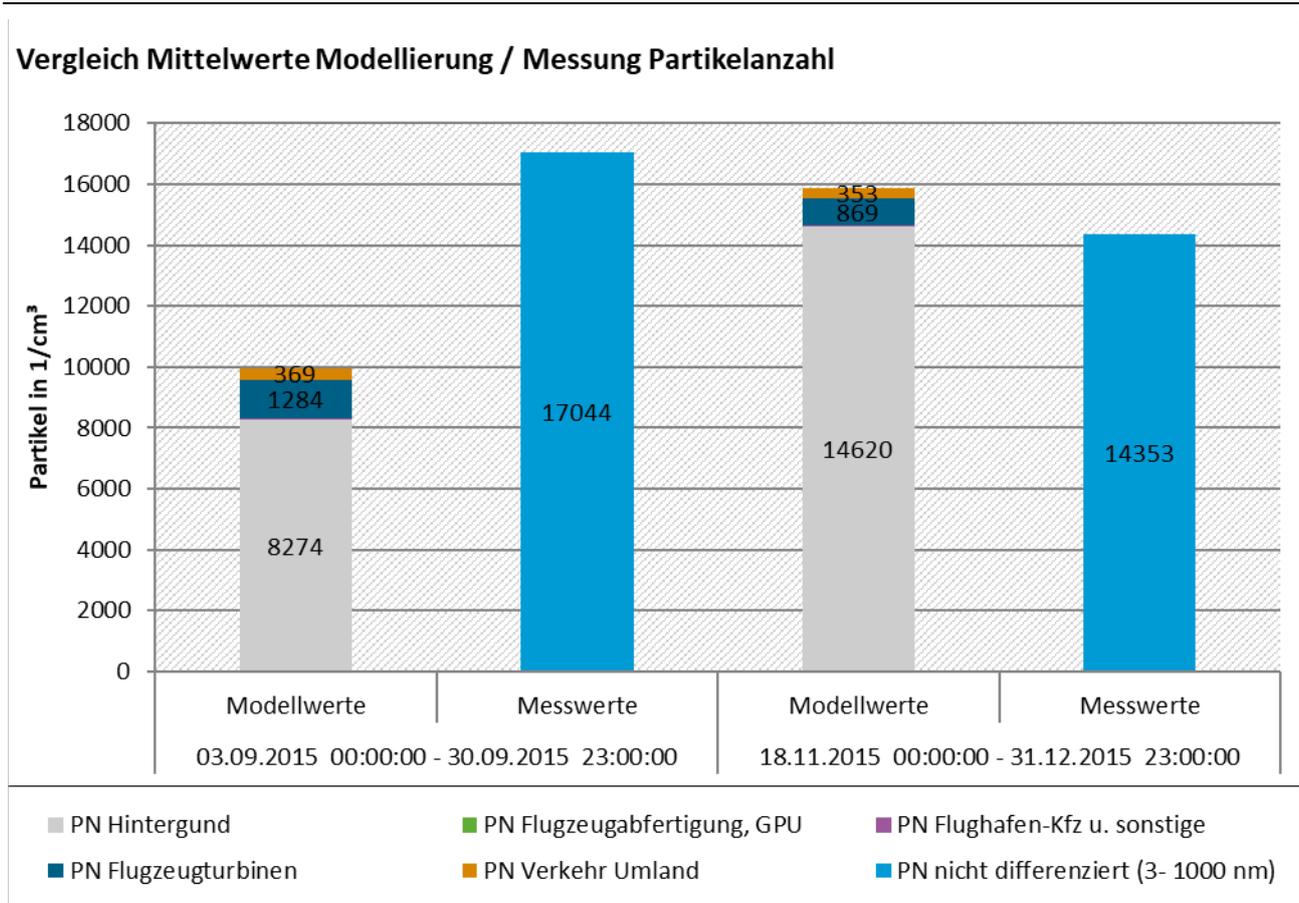
Quelle: Lohmeyer

In Abbildung 58 sind die gemessenen und modellierten UFP-Mittelwerte dargestellt. In der Messeperiode 03.09.2015 bis 30.9.2015 liegen die modellierten UFP-Mittelwerte ca. 45 % unter den Messwerten.

In der Messeperiode 18.11.2015 bis 31.12.2015 überschätzen die modellierten die gemessenen UFP-Mittelwerte um ca. 15 %. Die Unterschiede zwischen den Mittelungsperioden sind hier modellseitig ebenfalls in der Hintergrundbelastung begründet.

Der berechnete Anteil des Flughafenbetriebes auf die UFP-Anzahlkonzentration an der Messstation Raunheim beträgt 7 % bzw. 3 %.

Abbildung 58: Vergleich Modellierung Messung der UFP-Mittelwerte September, November-Dezember 2015 an der Station Raunheim.



Quelle: Lohmeyer

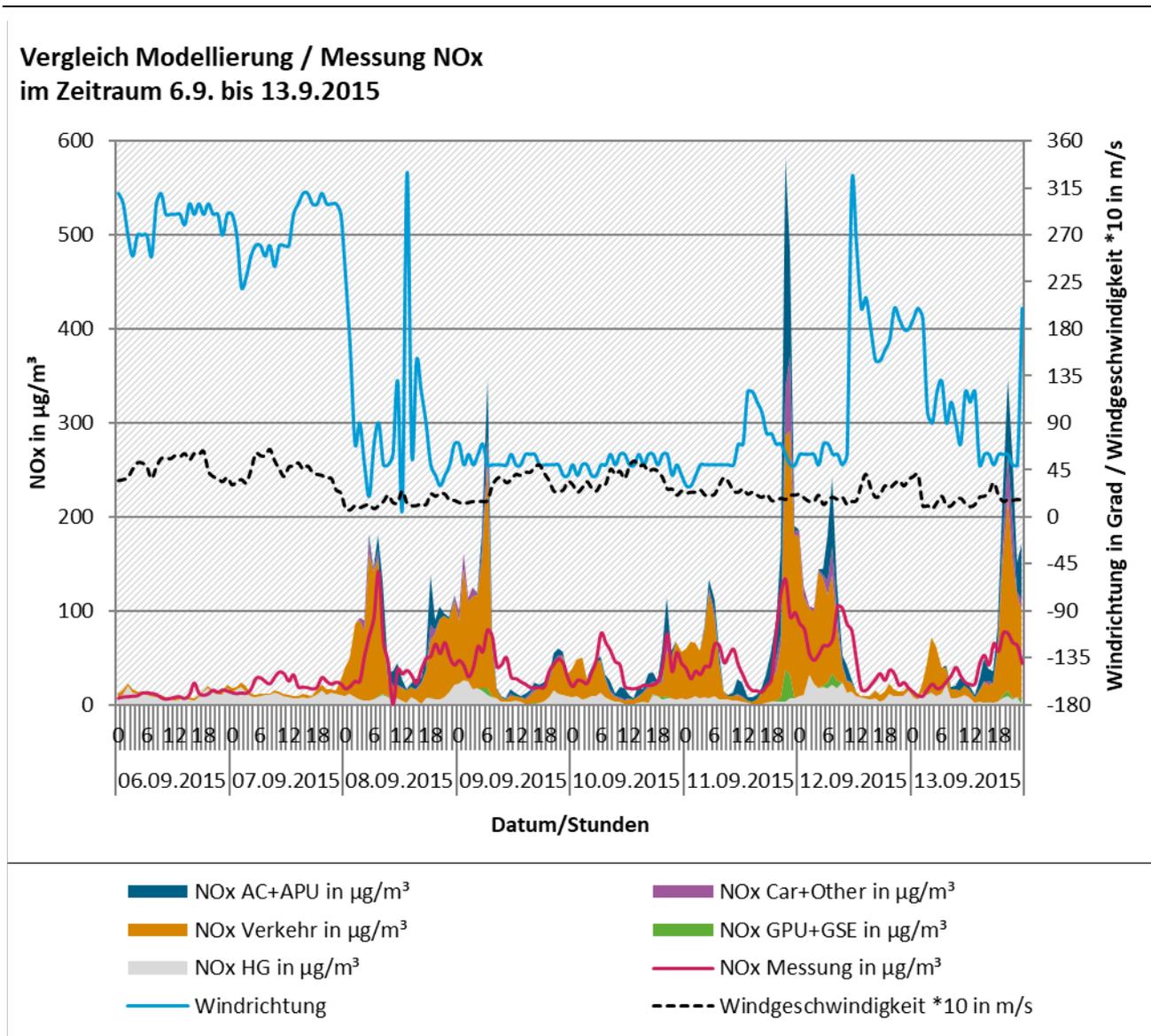
4.2 Einzelne Zeitreihe in Raunheim

Für eine Woche im September 2015 werden beispielhaft die ausgeprägten zeitlichen Schwankungen der modellierten und der gemessenen Konzentrationen im Zusammenspiel mit Windrichtung und Windgeschwindigkeit dargestellt.

Bei Vergleichen dieser Art ist zu beachten, dass eine genaue Übereinstimmung zwischen dem modellierten und dem gemessenen zeitlichen Verlauf der Konzentration im allgemeinen nicht erwartet werden kann, da in die Modellierung eine Vielzahl von Faktoren, welche den Konzentrationswert zu einem bestimmten Zeitpunkt bestimmen, nicht eingegangen sind. Beispielsweise können kurzzeitige Freisetzen, die in der Modellierung nur mit einem Mittelwert der Emission oder des Emissionsortes abgebildet sind, eine Rolle spielen, ebenso kurzzeitig inhomogene meteorologische Kenngrößen. Eher vergleichbar sind daher statistische Kenngrößen der modellierten und der gemessenen Konzentrationszeitreihe (etwa die oben aufgeführten Jahresmittel) und Korrelationsgrößen beider Zeitreihen über längere Zeiträume (etwa die weiter unten dargestellten Konzentrationsrosen).

Die Konzentrationszeitreihen für die ausgewählte Woche 6. bis 13. September 2015 sind in Abbildung 59 bis Abbildung 61 für NO_x, PM10 und PN aufgeführt.

Abbildung 59: Beispielhafter Vergleich Modellierung-Messung für die NO_x-Zeitreihe an der Station Raunheim.



Quelle: Lohmeyer

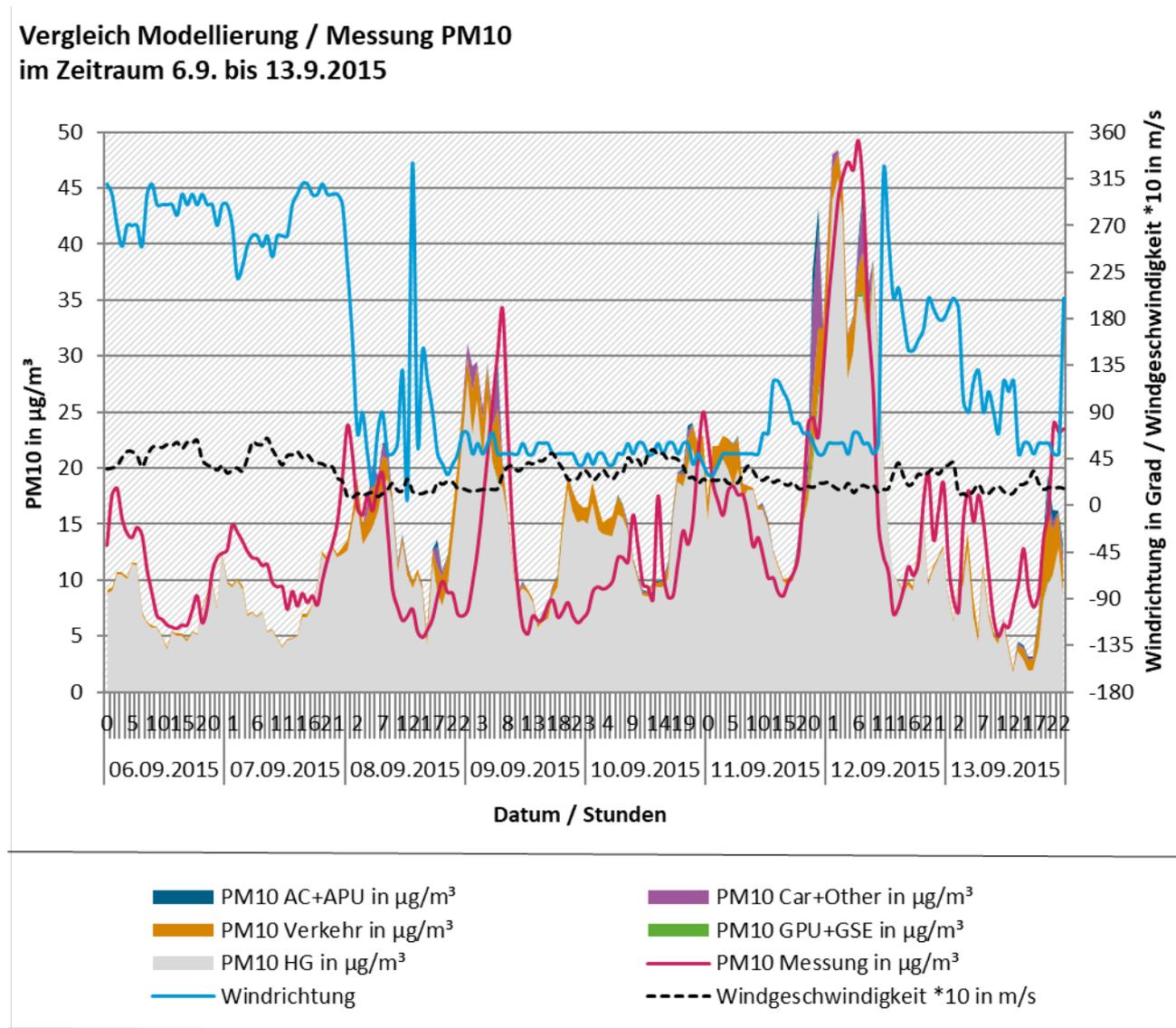
Dargestellt sind die auf Stundenbasis gemessen und modellierten Konzentrationen als gestapelte Flächen und der zeitliche Verlauf von Windrichtung und Windgeschwindigkeit als Linien. Die Konzentration ist auf der Linken Vertikal-Achse die Windrichtung und -geschwindigkeit sind kombiniert auf der rechten Vertikalachse aufgetragen.

Abbildung 59 zeigt den Vergleich für die NO_x-Zeitreihe. Die Messwerte (rote Linie) passen in ihrer Dynamik relativ gut zu den modellierten Werten (gestapelte, farbige Flächen). Niedrige Konzentrationen treten bei Windrichtungen aus Südwest bis Nordwest (Windrichtung zwischen 225° und 315°) auf. Höhere Konzentrationen treten bei Wind aus Nordost bis Ost auf, d. h. bei Wind aus Richtung des Flughafens (Windrichtung ca. 20°) und der Autobahnen A3 und A76 (Windrichtung etwa zwischen 20° und 90°).

Die Modellierung überschätzt die gemessenen Daten an einigen Spitzen um ein vier- bis fünffaches. Ein Muster für diese Abweichungen ist nicht zu erkennen.

Abbildung 60 zeigt den Vergleich für die PM10-Zeitreihe. Die Messwerte (rote Linie) passen in ihrer Dynamik sehr gut zu den modellierten Werten (gestapelte, farbige Flächen).

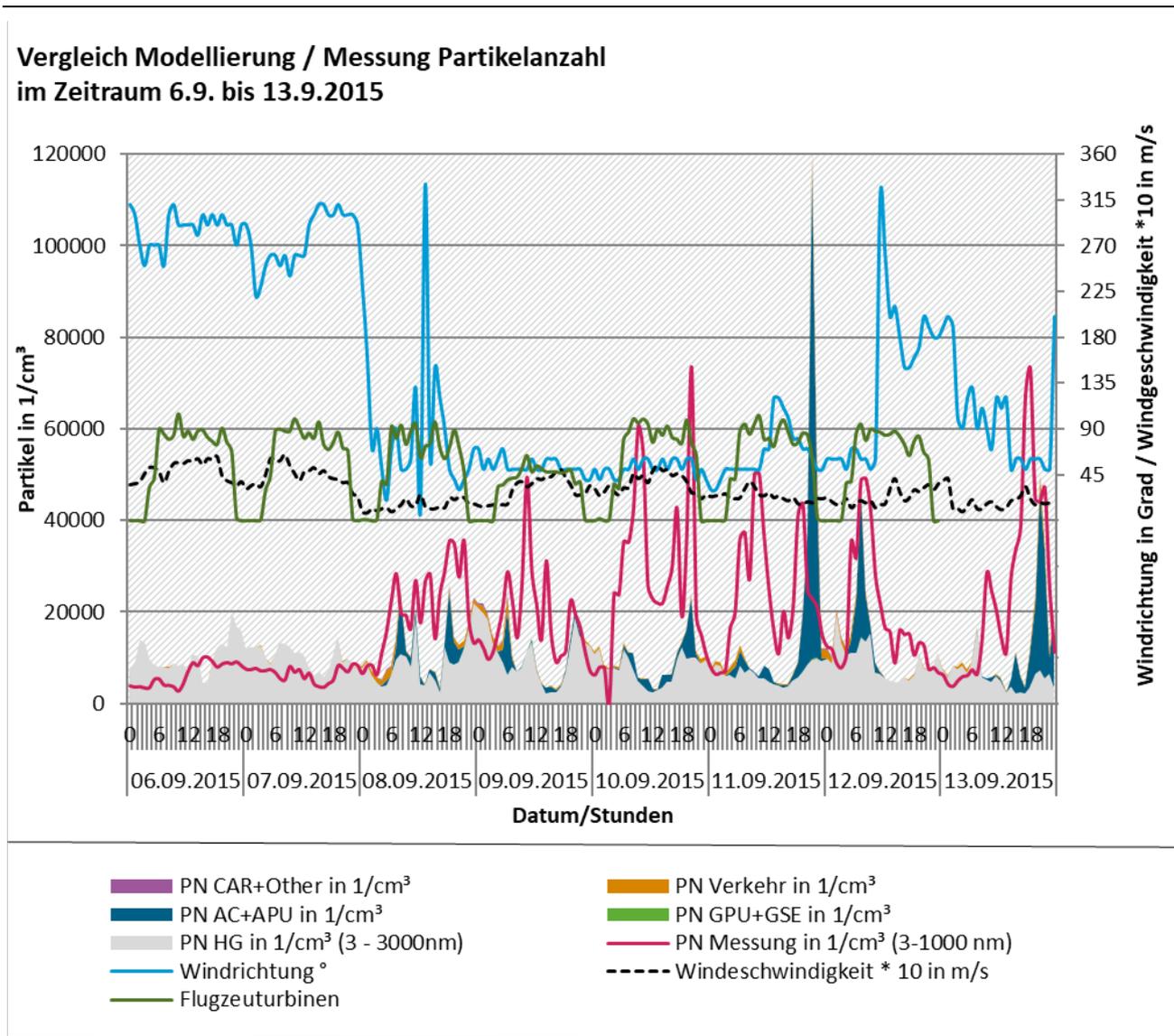
Abbildung 60: Beispielhafter Vergleich Modellierung-Messung für die PM10-Zeitreihe an der Station Raunheim.



Quelle: Lohmeyer

Schließlich zeigt Abbildung 61 den Vergleich für die UFP-Zeitreihe. Die Messwerte (rote Linie) passen in ihrer Dynamik nur schlecht zu den modellierten Werten (farbige Flächen). Die Dynamik der gemessenen und auch der modellierten Werte ist bei Nordostwinden, d. h. aus Richtung Flughafen und Autobahnen am stärksten ausgeprägt. Jedoch liefert die Modellierung oft deutlich kleinere Werte als die Messungen.

Abbildung 61: Beispielhafter Vergleich Modellierung-Messung für die UFP-Zeitreihe an der Station Raunheim.



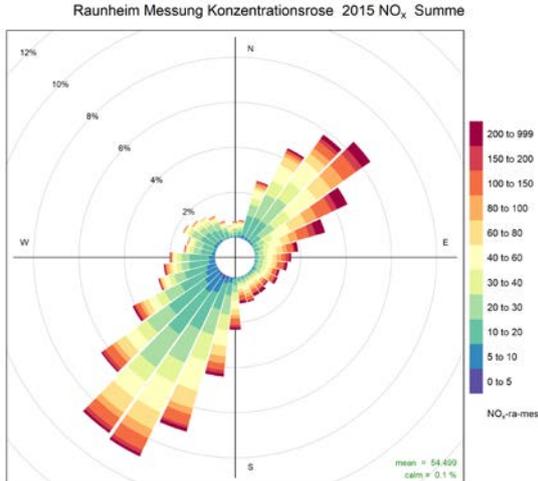
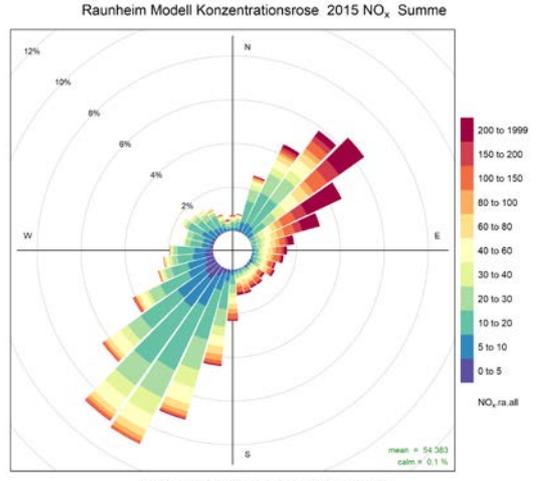
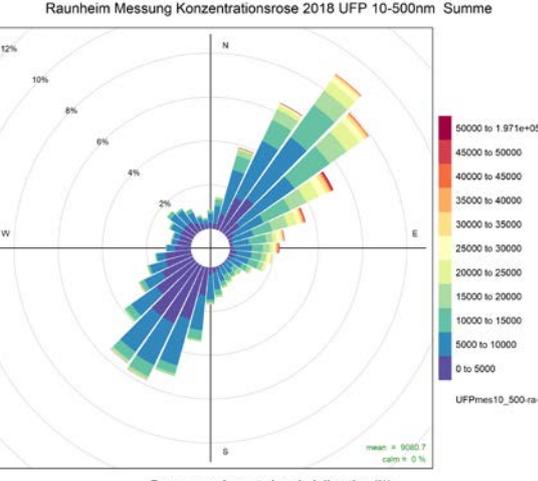
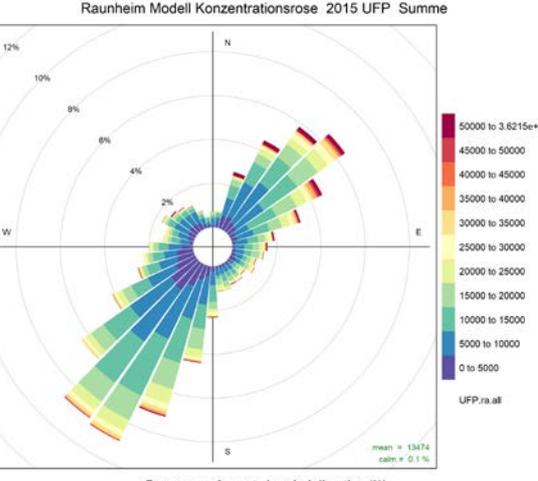
Quelle: Lohmeyer

4.3 Statistische Auswertung nach Windrichtung

Bei den Auswertungen stellt sich die Frage, wie stark der Frankfurter Flughafen die Konzentrationen an den Messstationen Raunheim und Langen beeinflusst. Dazu wurden Konzentrationsrosen auf Basis von modellierten und gemessenen Konzentrationszeitreihen erstellt, in denen die Häufigkeiten auftretender Konzentrationen in Abhängigkeit von 36 Windrichtungssektoren dargestellt sind (Konzentrationsrosen). Für die Auswertungen wurde die Zeitreihe der Windrichtung verwendet, die auch in den Ausbreitungsrechnungen zum Einsatz kam (DWD-Messstation Frankfurt Flughafen). Am Beispiel der Abbildung 62 wird erklärt, wie die Konzentrationsrosen zu lesen sind.

Die Kreise zeigen die Konzentrationshäufigkeit in den ausgewerteten Windsektoren in Prozent an. Die Windrichtung ist anhand des Windrichtungskreuzes abzulesen. So kann aus der Konzentrationsrose abgelesen werden, wie häufig ein entsprechend der Legende eingefärbtes Konzentrationsintervall vorkommt.

Abbildung 62: Vergleich Modellierung-Messung für die statistische Auswertung der NO_x- und PN-Konzentrationszeitreihen (Konzentrationsrose) an der Station Raunheim.

Messung	Modell
<p>Raunheim NO_x in µg/m³</p>  <p>Raunheim Messung Konzentrationsrose 2015 NO_x Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 54.439 calm = 0.1%</p>	 <p>Raunheim Modell Konzentrationsrose 2015 NO_x Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 54.583 calm = 0.1%</p>
<p>Raunheim PN in 1/cm³</p>  <p>Raunheim Messung Konzentrationsrose 2018 UFP 10-500nm Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 6020.7 calm = 0%</p>	 <p>Raunheim Modell Konzentrationsrose 2015 UFP Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 13474 calm = 0.1%</p>

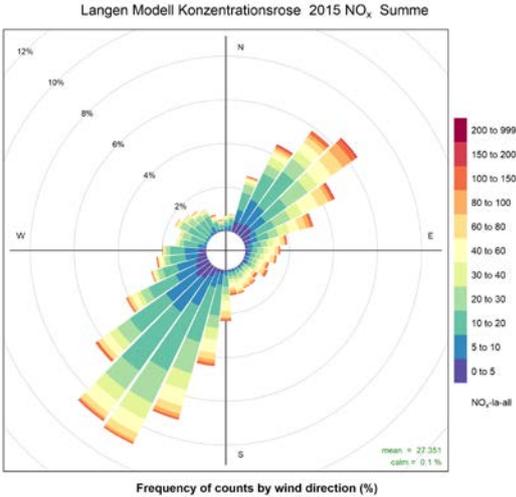
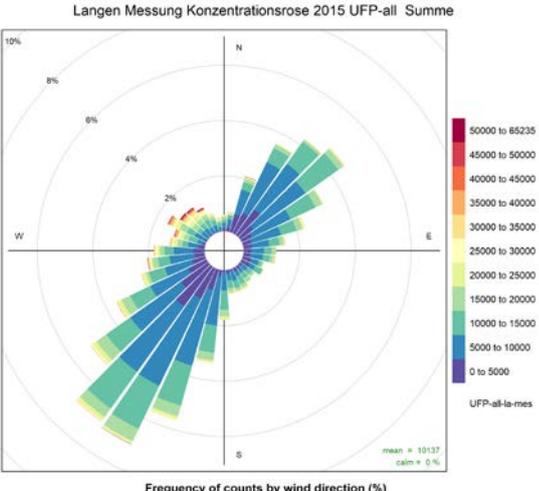
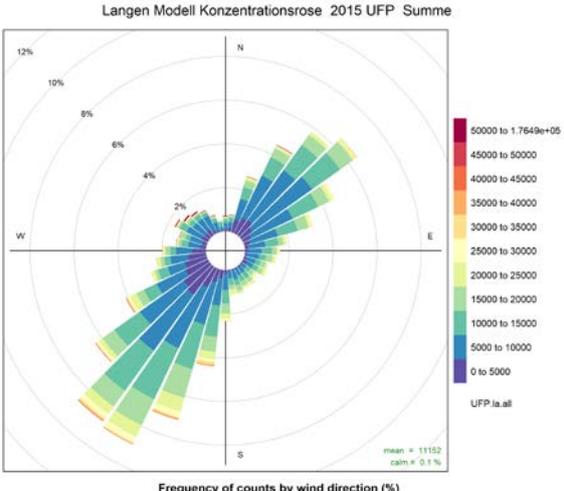
Quelle: Lohmeyer

Insgesamt erreichen die Messstation Raunheim NO_x-Konzentrationen aus Süd-West am häufigsten (8 % bis 9 %), was durch die gleiche Hauptwindrichtung bedingt ist. An der Messstation Raunheim kommen die höchsten NO_x-Konzentrationen am Häufigsten aus Nord-Ost. Dies zeigt sich darin, dass in den nord-östlichen Windsektoren die höchsten Konzentrationsintervalle größer 100 µg NO_x/m³ mit ca. 2 % einen größeren Anteil einnehmen, als mit ca. 1 % bei den süd-westlichen Windsektoren. Die Auswertungen der Modellergebnisse spiegeln die gemessenen Konzentrationsverteilung ähnlich wider. Stärkste Abweichung: In den nord-östlichen Windsektoren sind bei den modellierten Auswertungen die Anteile der höchsten Konzentrationsintervalle mit ca. 3 % höher als bei den gemessenen und bei süd-westlichen Windsektoren mit unter 0.3 % deutlich niedriger.

Die Auswertungen der gemessenen UFP-Konzentrationen basieren auf dem Messzeitraum 2018, da das Modelljahr 2015 nicht komplett als Messzeitreihe verfügbar war. Die Auswertung zeigt, dass die häufigsten und höchsten Konzentrationen aus nord-östlichen Windrichtungen kommen. Die modellierte UFP-Konzentrationsrose zeigt im Gegensatz dazu die Verteilung der modellierten NO_x -Konzentrationsrose in der der süd-westliche Windsektor stärker ausgeprägt ist, aber die höchsten Konzentrationen aus Nord-Ost kommen.

In der Abbildung 63 sind die Konzentrationsrosen für die Messstation Langen dargestellt. Ein Vergleich der Modelldaten mit NO_x -Messwerten ist hier nicht möglich, da an der Messstation Langen keine NO_x -durchgeführt werden.

Abbildung 63: Vergleich Modellierung-Messung für die statistische Auswertung der NO_x - und PN-Konzentrationszeitreihen (Konzentrationsrose) an der Station Langen.

Messung	Modell
Langen NO_x in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Keine Messung vorhanden	 <p>Langen Modell Konzentrationsrose 2015 NO_x Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 27.351 calm = 0.1%</p>
Langen PN in $1/\text{cm}^3$	
 <p>Langen Messung Konzentrationsrose 2015 UFP-all Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 10137 calm = 0%</p>	 <p>Langen Modell Konzentrationsrose 2015 UFP Summe</p> <p>Frequency of counts by wind direction (%)</p> <p>mean = 11152 calm = 0.1%</p>

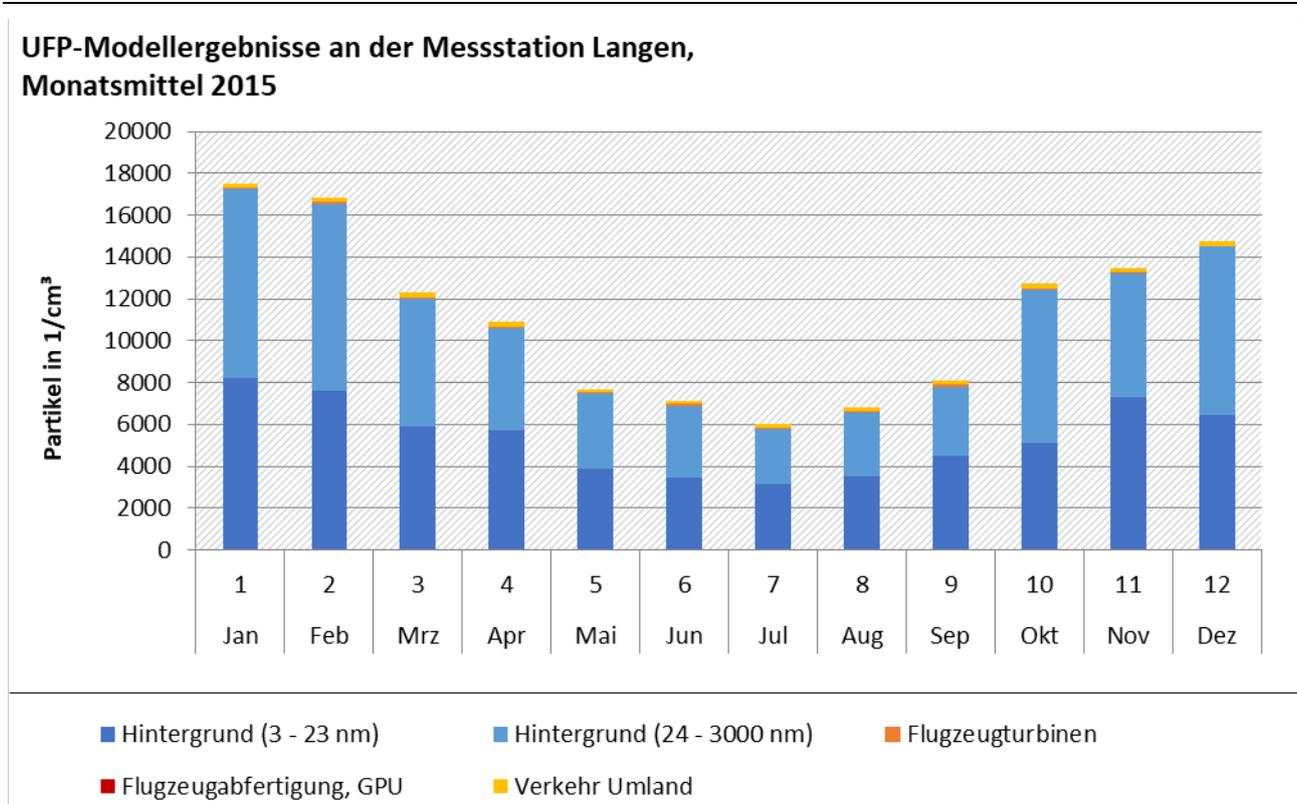
Quelle: Lohmeyer

Die auf Messwerten basierende PN-Konzentrationsrose weist eine ähnliche Konzentrationsverteilung wie die süd-west bzw. nord-ost dominierte Windrichtungsverteilung auf. Die höchsten PN-Konzentrationen werden aus nord-west für wenige Fälle (ca. 0.1 % pro Windsektor) registriert.

4.4 Jahrgang Langen

An der UBA-Messstelle in Langen liegt im Gegensatz zu der HLNUG-Messstation Raunheim eine UFP-Messzeitreihe eines SMPS-Gerätes für das gesamte Modelljahr 2015 vor. Da die Messstation Langen nicht in Hauptwindrichtung des Flughafens und sich auch nicht unter einer Flugbahn befindet, eignet sie sich nicht für eine Analyse des unmittelbaren Flughafen-Einflusses aufgrund von bodennahen Emissionen, durchaus aber für eine Prüfung der modellierten Jahreszeitreihe. In Abbildung 64 ist der modellierte, monatsbezogene Jahrgang an der Messstation Langen für das Jahr 2015 dargestellt. Zum Vergleich ist in der Abbildung 65 der monatliche Jahrgang der Messstation Langen für das Jahr 2015 sowie für 2016 und 2017 abgebildet.

Abbildung 64: Modellierter, monatsbezogener Jahrgang an der Messstation Langen für das Jahr 2015.



Quelle: Lohmeyer

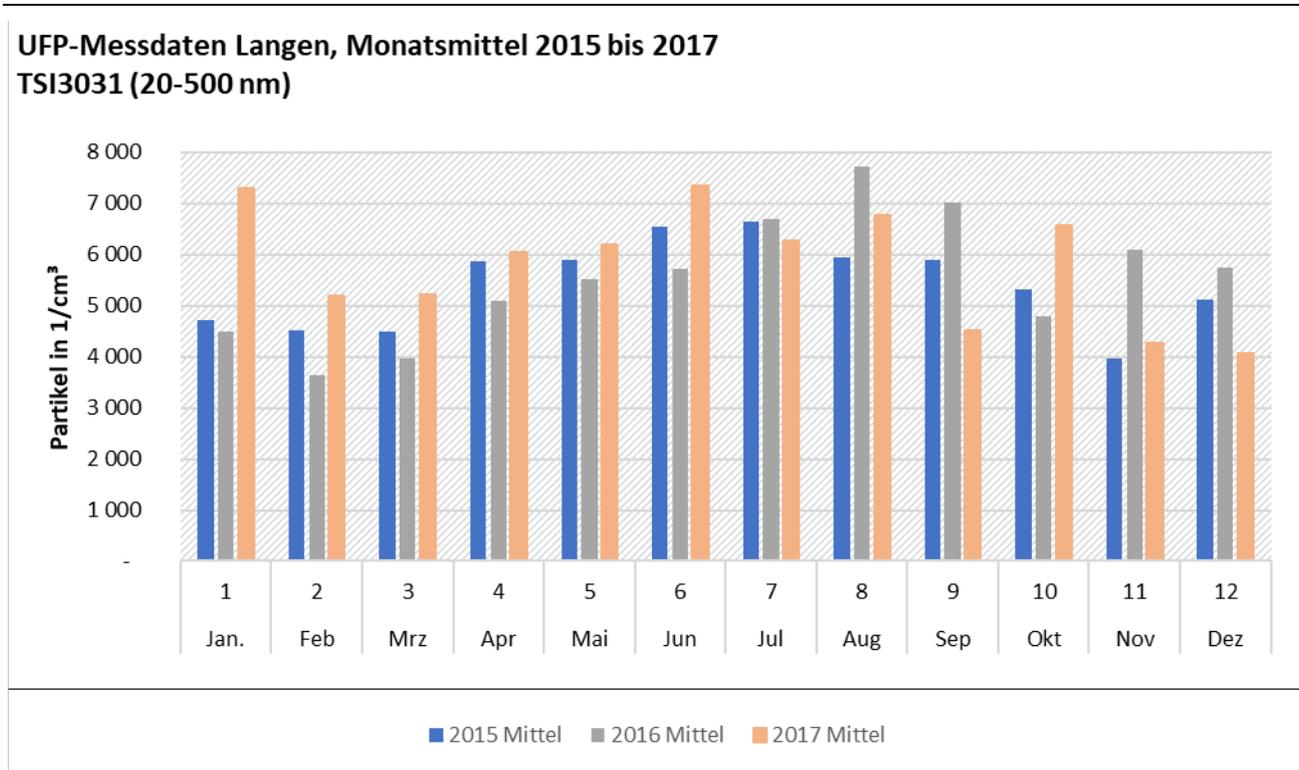
Der modellierte Jahrgang wird von der mit EURAD/MADE berechneten Hintergrundbelastung dominiert. Er weist die höchsten Werte in den Wintermonaten und die geringsten Werte in den Sommermonaten auf.

In den gemessenen Jahrgängen verhält es sich tendenziell umgekehrt. Die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen werden neben der Messstation Langen auch an vielen anderen Messstationen ohne lokal dominante Emissionsquellen im Sommer gemessen, wie die Auswertung von GUAN-Messstationen in Birmili et al. (2016) zeigt.

Eine Betrachtung der gemessenen Jahrgänge für einzelne Partikelgrößenklassen zeigt, dass die Ausprägung des Jahrganges mit den höchsten Werten im Sommer insbesondere für Partikeldurchmes-

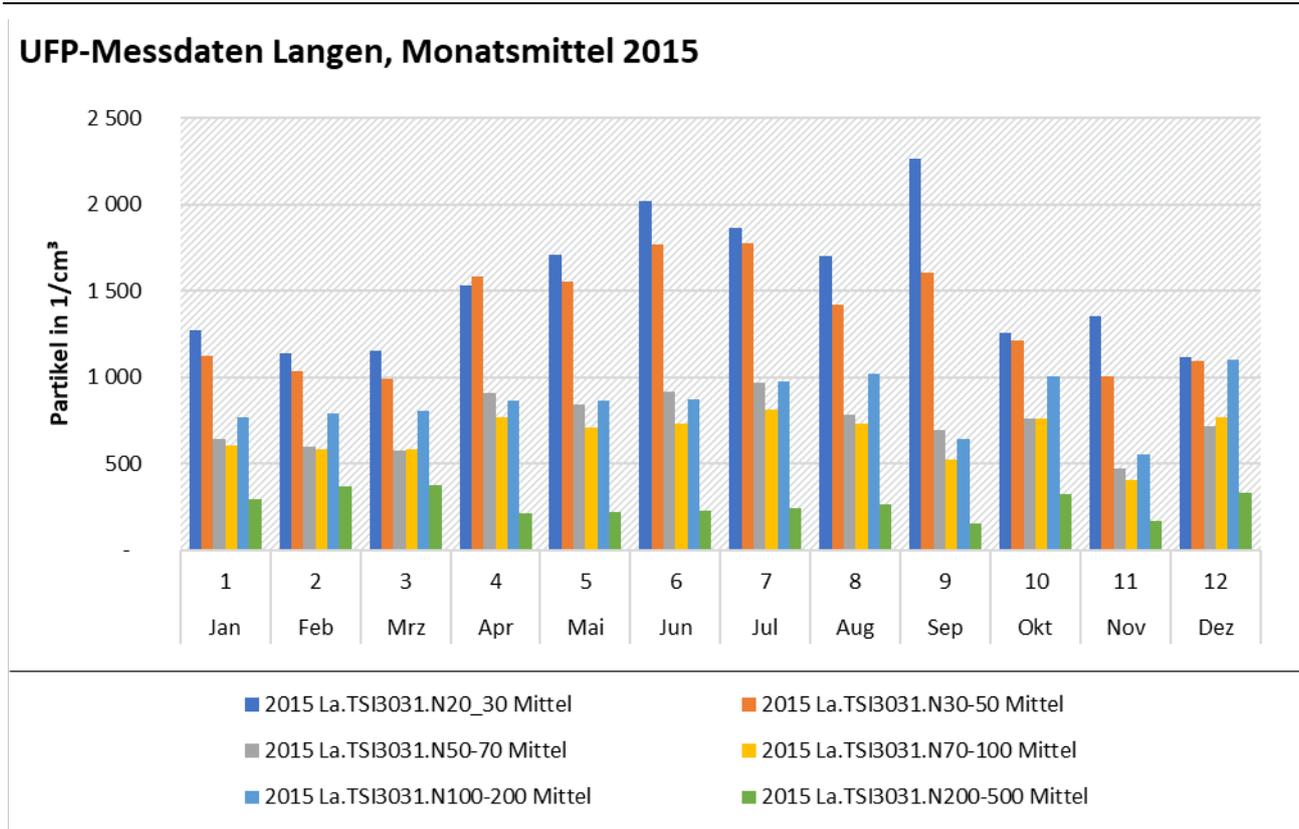
ser unter 50 nm auftritt (siehe Abbildung 66). Der größte Anteil der berechneten Partikelanzahlkonzentrationen wird von der Hintergrundbelastung gestellt, die mit dem Modell MADE/EURAD berechnet wurde. MADE, welches die Partikelbildungsprozesse modelliert, bildet den gemessenen Jahrgang nicht angemessen ab.

Abbildung 65: Gemessener, monatsbezogener Jahrgang an der Messstation Langen in den Jahren 2015 bis 2017.



Quelle: Lohmeyer

Abbildung 66: Gemessener, monatsbezogener Jahresgang an der Messstation Langen in dem Jahr 2015, nach Partikelgrößenklassen differenziert.



Quelle: Lohmeyer

5 Schlussfolgerung

Ein Hauptziel des Projektes war aufzuzeigen, in wieweit die Gesamtkonzentration von Ultrafeinpartikeln in der Umgebung eines Großflughafens mit Hilfe von derzeit standardmäßig verfügbaren Emissionsdatenbanken und Ausbreitungsmodellen bestimmt werden kann, welche technischen und grundsätzlichen Probleme dabei auftreten und wie sich die modellierten Ergebnisse im Vergleich zu Messungen darstellen.

Die Aufteilung der Modellrechnungen in unterschiedliche räumliche Skalen erwies sich als sinnvoll und grundsätzlich praktikabel, um einerseits die großräumige Hintergrundbelastung zu erfassen und andererseits die Immissionssituation im Flughafenbereich möglichst detailliert abzubilden. Mit der Aufteilung in räumliche Skalen und Quellgruppen war es zudem möglich, vorhandene Emissionsdatenbanken ohne größere Anpassungen oder Abschätzungen in die Modellierung einzubinden. Auf der Basis von Stundenmitteln ließen sich die Ergebnisse der unterschiedlichen Teilrechnungen einheitlich zu einer Zeitreihe der Gesamtbelastung zusammenfassen. Gleichzeitig standen mit diesem Vorgehen auch die detaillierten Einzelergebnisse zur Verfügung, was Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Quellgruppen ermöglichte.

Im Laufe der Projektbearbeitung stellte sich heraus, dass die Datenbanken und Modelle verschiedene Definitionen von Staubkomponenten verwenden, so dass sich die Teilergebnisse nur näherungsweise konsistent zusammenfassen ließen. Zum anderen konnten mit den lokalen Standardmodellen Entstehung und Umsetzung der flüchtigen Bestandteile nicht behandelt werden, da keine dafür notwendigen Eingangsparameter (beispielsweise empirische Umsetzungsraten) zur Verfügung standen. Eine solche Betrachtung war nur mit dem großräumigen Modell EURAD/MADE möglich, das wiederum nicht da-

rauf ausgelegt ist, auf einer kleinen räumlichen Skala Ergebnisse zu liefern. Das wäre jedoch erforderlich, um einen Vergleich mit Messungen in der Umgebung des Flughafens durchführen zu können.

Grundsätzliche Probleme traten auch beim Vergleich der Modelldaten mit Messungen auf. Den Messungen lagen teilweise andere Definitionen der Staubkomponenten zugrunde, insbesondere in Bezug auf den betrachteten Durchmesserbereich. Zudem wurde die Summe aus flüchtigen und nichtflüchtigen Bestandteilen gemessen, während die Modellierung bis auf den Hintergrund die nichtflüchtige Komponente betrachtete. Diese beiden Umstände sind unter anderem darin begründet, dass für Außenluftmessungen andere Vorschriften angewandt werden als im Bereich der Emissionsmessung, insbesondere bezogen auf den Größenbereich und Konditionierungsbedingungen bei der Probenahme. Auf technischer Seite wurden die Vergleiche dadurch erschwert, dass die Modellierung für das Bezugsjahr 2015 erfolgte, Messungen ultrafeiner Partikel für das gesamte Jahr 2015 im Untersuchungsgebiet aber nur für die Messstation Langen vorlagen.

Der Modell-Messvergleich für Raunheim zeigt für PM₁₀ und NO_x eine zufriedenstellende Übereinstimmung. Bei dem Langzeitmittel der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln (mehrere Wochen in Raunheim und Jahresmittelwert in Langen) liegen die Modellergebnisse mit einer maximalen Abweichung von 45 % in der gleichen Größenordnung wie die Messwerte, was angesichts der aufgeführten Unsicherheiten in den Emissionsdaten ebenfalls zufriedenstellend ist. Die statistische Korrelation zwischen Windrichtung und dem Stundenmittel der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln aus den Flughafenbeiträgen an der Station Raunheim ist konsistent mit den Messungen. In den Messungen und den Modellergebnissen ist der Flughafen Frankfurt/Main als Emissionsquelle bei entsprechender Windrichtung deutlich erkennbar.

Der Jahresgang der modellierten Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln wird von der mit EURAD/MADE berechneten Hintergrundbelastung dominiert und weist die höchsten Werte in den Wintermonaten und die geringsten Werte in den Sommermonaten auf. Der Jahresgang der gemessenen Konzentration zeigt tendenziell ein entgegengesetztes Verhalten. Die Ausprägung des Jahresganges mit den höchsten Werten im Sommer tritt in den Messungen insbesondere bei kleineren Partikelgrößen unter 50 nm auf. Die Gründe für diesen Unterschied zwischen Messung und Modellierung sind unklar.

Die Modellrechnungen weisen als kleinstes Zeitintervall Stundenmittel aus. Aussagen für kleinere Zeiträume, beispielsweise in Bezug auf einzelne Flugbewegungen, können aus den Modellergebnissen nicht abgeleitet werden. Die Konzentrationsmodellierung für Zeiträume im Bereich von einzelnen Minuten oder darunter würde eine erheblich genauere Festlegung der lokalen meteorologischen Verhältnisse und der aktuellen und lokal relevanten Verkehrs- und Emissionsmengen erfordern. Diese Daten sind im Allgemeinen nicht verfügbar. Selbst bei der Betrachtung von Stundenmitteln sind die Eingangsdaten teilweise mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, daher ist für Mittelungszeiträume wie einzelne Stunden oder Tage in erster Linie nur ein statistischer Vergleich mit entsprechenden Messauswertungen aussagekräftig und nicht ein direkter Vergleich der gemessenen und modellierten Konzentrationszeitreihen.

Die Emission von nichtflüchtigen Partikeln des Flughafens stammt zu mehr als 90 % von den Haupttriebwerken (Abbildung 42). Die Durchmesser der dabei freigesetzten Partikel liegen unter 50 nm. Mehr als 50 % der Triebwerksemissionen sind auf Rollbewegungen am Boden zurückzuführen (Abbildung 40) mit Partikeldurchmessern unter 20 nm. Die Rollbewegungen leisten nach diesen Modellrechnungen einen wesentlichen Beitrag zur Langzeitbelastung durch nichtflüchtige ultrafeine Partikel auf dem Flughafen und in seiner unmittelbaren Umgebung.

In der großflächigen Betrachtung der modellierten Beiträge aus Hintergrundbelastung, Umlandverkehr und Flughafen an dem Jahresmittel der Gesamtkonzentration sticht der Flughafenbereich mit hohen Konzentrationswerten insbesondere für SO₂ und die Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel

hervor (Abbildung 50 und Abbildung 54). Für die anderen betrachteten Stoffe treten vergleichbar hohe Gesamtkonzentrationen auch in anderen Bereichen, etwa im Umfeld von Autobahndreiecken und dem Gebiet der Stadt Frankfurt auf. Das gilt insbesondere für die Stoffe PM_{2,5} und Ruß (Abbildung 52 und Abbildung 53). In ein paar Kilometern Entfernung vom Flughafen fallen die modellierten Jahresmittel der Gesamtkonzentration auf Werte ab, wie sie auch für andere Bereichen des Betrachtungsgebietes typisch sind.

6 Ausblick

Während des Projektzeitraums wurde die kontinuierliche Ultrafeinpartikel-Messstation Frankfurt Schwanheim vom HLNUG neu eingerichtet. Dies könnte der Anfang für ein umfangreiches Messprogramm im Umfeld des Frankfurter Flughafens sein, um den Einfluss des Flughafens auf seine Umgebung differenzierter analysieren zu können. Bei einem weiter entwickelten Messkonzept sollten Anforderungen der Ultrafeinpartikel-Ausbreitungsmodellierung berücksichtigt werden:

- ▶ Punktbezogenen Messungen, die als Ergänzung bzw. Evaluierungsgrundlage zur Abschätzung bzw. Modellierung der UFP-Anzahlkonzentration als Mittel über größere Flächen dienen;
- ▶ Messstationen in Luv und Lee der Hauptwindrichtung des Flughafens;
- ▶ Messstationen differenziert nach Betriebsrichtung (Start-/Landebahnen);
- ▶ Messungen getrennt nach flüchtigen und nichtflüchtigen Partikeln.

Um modellseitig den Jahresverlauf der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln besser zu verstehen, müssen flüchtige und nichtflüchtige Partikel differenziert betrachtet und analysiert werden. Dazu wäre es hilfreich, in der EURAD-Modellierung eine weitere Differenzierung der Durchmesserklassen und der Quellzuordnung vorzunehmen.

Für die Modellierung der Partikelbildungsprozesse wurde das in EURAD integrierte Modell MADE eingesetzt, wobei in den durchgeführten Rechnungen die Dynamik der Partikelbildungsprozesse (z. B. jahreszeitliche Varianz) unter Umständen nicht ausreichend berücksichtigt wurde. Bei den Modellierungen mit LASAT und LASPORT wurde entsprechend des Standardvorgehens kein Modell zur Abbildung der Partikelbildungsprozesse zur Anwendung gebracht. Forschungsbedarf besteht zum einen in der Optimierung von Partikelbildungsmodellen wie MADE und zum anderen deren Integration in kleinskalige Modelle wie LASAT.

Generell ist in Bezug auf die Modellierung zu erwarten, dass die Aktivitäten im neuen Zyklus des *Committee on Aviation Environmental Protection* CAEP/12 von ICAO und internationale Projekte zu einer raschen Weiterentwicklung von Emissionsdaten und der Modellierung insbesondere flüchtiger Partikelkomponenten führen. Beispielsweise befasst sich das 2019 gestartete Horizon2020-Projekt AVIATOR (*assessing aviation emission impact on local air quality at airports: towards regulation*) in den kommenden drei Jahren mit der Messung von Ultrafeinpartikeln aus Flugzeugtriebwerken und der Modellierung der physikalisch-chemischen Umsetzungsprozesse in der Triebwerksabluft mit dem Ziel, Techniken der Modellierung und Emissionsdatenbanken, wie sie in dem vorliegenden Projekt zum Einsatz kamen, weiterzuentwickeln und zu standardisieren.

7 Quellenverzeichnis

- ACI (2012): Discussion and assessment of ultrafine particles (UFP) in aviation and at airports in 2012. ACI EUROPE Environmental Strategy Committee.
- ACI (2018): Ultrafine particles at airports, current understanding of ultrafine particles emissions and concentrations at airports in 2018. ACI EUROPE Environmental Strategy Committee, 2018.
- Ackermann, I. J., MADE: Entwicklung und Anwendung eines Aerosol-Dynamikmodells für dreidimensionale Chemie-Transport-Simulationen in der Troposphäre, Ph.D. Thesis, Institut für Geophysik und Meteorologie der Universität zu Köln, 1997.
- Ackermann, I. J., H. Hass, M. Memmesheimer, A. Ebel, F.B. Binkowski, and U. Shankar (1998): Modal Aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications. *Atmos. Environ.*, 32, 2891-2999, 1998.
- Andersson, J. et al. (2007): Particle Measurement Programme (PMP) Light-duty Inter-laboratory Correlation Exercise (ILCE_LD) Final Report, European Commission / Joint Research Centre / Institute for Environment and Sustainability, EUR 22775 2007.
- Baldauf, R.W., Devlin, R.B., Gehr, P., Gianelli, R., Hassett-Sipple, B., Jung, H., Martini, G., McDonald, J., Sacks, J.D., Walker, K. (2016): Ultrafine particle metrics and research considerations: review of the 2015 UFP workshop. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 1054.
- Bäumer, D. (2003): Transport und chemische Umwandlung von Luftschadstoffen im Nahbereich von Autobahnen – Numerische Simulationen. *Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe Nr. 32*. Juni 2003.
- Bezemer, A.; Wesseling, J.; Cassee, F.; Fischer, P.; Fokkens, P.; Houthuijs, D.; Jimmink, B.; de Leeuw, F.; Kos, G.; Weijers, E.; Keuken, M.; Erbrink, H. (2015): Nader verkennend onderzoek ultrafijnstof rond Schiphol, RIVM Rapport 2015-0110.
- Binkowski, F.S.; Shankar, U. (1995) The regional particulate matter model 1 Model description and preliminary results. *J. Geophys. Res.* 100:26191–26209
- Birmili, W., Weinhold, K., Rasch, F., Sonntag, A., Sun, J., Merkel, M., Wiedensohler, A., Bastian, S., Schladitz, A., Löschau, G, Cyrus, J., Pitz, M., Gu, J., Kusch, T., Flentje, H., Quass, U., Kaminski, H., Kuhlbusch, T., Meinhardt, F., Schwerin, A., Bath, O., Ries, L., Gerwig, H., Wirtz, K., Fiebig, M. (2016): Long-term observations of tropospheric particle number size distributions and equivalent black carbon mass concentrations in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). *Earth System Science Data*, 8, 355-382.
- Bott, A. (1989): *Mon. Wea. Rev.*, 117 (5), 1006-1015, 1989.
- Buonanno, G., Bernabei, M., Avino, P., Stabile, L. (2012): Occupational exposure to airborne particles and other pollutants in an aviation base. *Environmental Pollution*, 170, 78-87.
- Celikel, A., Duchene, N., Fleuti, E., Fuller, I., Hofmann, P., Moore, T., Silue, M. (2004): Emission Inventory for Zurich Airport with different methodologies. EUROCONTROL Experimental Centre, report EEC/SEE/2004/010.
- CERC (2015): Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) / ADMS-Airport 4.0 December 2015. Cambridge Environmental Research Consultants (CERC). <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-Airport-model.html>
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M., (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. *Atmospheric Environment*, 40, 1314-1323.
- Düring, I., Schmidt, W.; und A. Lohmeyer (2011): Einbindung des HBEFA3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- EEA (2016): COPERT Version 5 Oktober 2016. European Environment Agency (EEA). <http://emis.com/products/copert>
- EG-Richtlinie 1997/68/EG (1997): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16.12.1997 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 27.02.1998*, Nr. L059

- EU-Richtlinie 2008/50/EC (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 11.06.2008, Nr. L152/1.
- Elbern, H., A. Strunk, H. Schmidt and O. Talagrand (2007): Atmos. Chem. Phys., 7, 1-59, 2007.
- Ellermann, T., Massling, A., Løfstrøm, P., Winther, M., Nøjgaard, J., Ketzler, M. (2011): UNDERSØGELSE AF LUFTFORURENINGEN PÅ FORPLADSEN I KØBENHAVNS LUFTHAVN KASTRUP I RELATION TIL ARBEJDSMILJØ. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 5.
- EMEP/EEA (2016): Air pollutant emission inventory guidebook 2013, European Environment Agency (EEA). <http://www.eea.europa.eu/themes/air/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook>
- EU 2016/1628 (2016): Richtlinie des EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 14. September 2016 über die Anforderungen in Bezug auf die Emissionsgrenzwerte für gasförmige Schadstoffe und luftverunreinigende Partikel und die Typgenehmigung für Verbrennungsmotoren für nicht für den Straßenverkehr bestimmte mobile Maschinen und Geräte, zur Änderung der Verordnungen (EU) Nr. 1024/2012 und (EU) Nr. 167/2013 und zur Änderung und Aufhebung der Richtlinie 97/68/EG.
- EuroControl (2009): The Airport Local Air Quality Studies (ALAQs) Version 2.0 December 2009. European Organisation for the Safety of Air Navigation (EuroControl). <http://www.eurocontrol.int/services/alaqs-and-open-alaqs>
- FAA (2016): Aviation Environmental Design Tool (AEDT) Version 2c December 2016. Federal Aviation Administration (FAA). <http://aedt.faa.gov/>
- Fleuti, E. (2014): Aircraft Ground Handling Emissions - Methodology and Emission Factors Zurich Airport. Flughafen Zürich AG.
- Fleuti, E., Hofmann, P. (2005): Zurich Airport 2004, a comparison of modelled and measured air quality. EUROCONTROL Experimental Centre, report EEC/SEE/2005/017.
- Fleuti, E., Maraini, S. (2012): Air quality assessment sensitivities, Zurich Airport case study. Flughafen Zürich AG.
- Fraport (2011): Lufthygienischer Jahresbericht 2011, mit Sonderthema Ultrafeine Partikel. Fraport AG.
- Fraport (2016): Luftqualität, Schadstoffeigenschaften & Schadstoffanteile. Fraport AG.
- Fraport (2017): Lufthygienischer Jahresbericht 2017, mit Sonderthema Ultrafeine Partikel. Fraport AG.
- Friedlander, S. K., Smoke, Dust and Haze, John Wiley and Sons, New York, 1977.
- Geiger, H., I. Barnes, I. Bejan, T. Benter and M. Spittler (2003): The tropospheric degradation of isoprene: an updated module for the regional atmospheric chemistry mechanism, Atmospheric Environ., 37, 1503-1519, 2003.
- Gerwig, H., Gregor, M., Wirtz, K. (2015): High peak concentrations of alveolar lung deposited surface area and particle number during overflights before touchdown - abstract. European Aerosol Conference, Mailand, September 2015.
- Gerwig, H., Jacobi, S., Travnicek, W., Wirtz, K. (2016): Messung ultrafeiner Partikel im Umfeld eines Großflughafens - abstract. 51. Messtechnisches Kolloquium der Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, Potsdam, April 2016.
- Gerwig, H., Pecher, W., Wirtz, K. (2014): Mobile measurements of particle number and alveolar lung deposited surface area concentrations from low to high polluted environments at an urban background - abstract. Conference on Aerosol Technology, Karlsruhe, Juni 2014.
- Gerz, T., Dürbeck, T., Konopka, P. (1998): Transport and effective diffusion of aircraft emissions. J. Geophys. Res., 103, 25905-25913.
- Gerz, T., Ehret, T. (1997): Wingtip vortices and exhaust jets during the jet regime of aircraft wakes. Aerospace Science and Technology, 7, 463-474.
- Gustafsson, M., Blomquist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Swietlicki, E., Bohyard, M., Lindbom, J., Ljungman, A. (2008): Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. Science of the Total Environment, 393(2-3), 226-240.
- HEI, Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles Health Effects Institute, Boston MA. Perspectives 3 (Executive Summary), 2013

HLNUG: 1. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden 19.06.2018

Hausberger, S.; Rexeis, M.; Zallinger, M.; Luz, R. (2009): Emission Factors from the Model PHEM for the HBEFA Version 3. Funded by Umweltbundesamt GmbH Österreich, Lebensministerium Österreich, BMVIT Österreich and Joint Research Centre and ERMES members, Report Nr. I-20/2009 Haus-Em 33/08/67, Graz, 2009.

Heintzenberg, J. The life cycle of atmospheric aerosol, in *Topics in Atmospheric and Interstellar Physics and Chemistry*, Vol.1, Chapter XII (ed. F. Boutron), Les Editions de Physique, Sciences, Les Ulis, France ERCA, pp. 251–270, 1994.

Herndon, S.C., Jayne, J.T., Lobo, P., Onasch, T.B., Fleming, G., Hagen, D.E., Whitefield, P.D., Miake-Lye, R.C., (2008): Commercial aircraft engine emissions characterization of in-use aircraft at Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport. *Environmental Science & Technology*, 42, 1877-1883.

Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, Kaufman JD. (2013): Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environ Health*. May 28;12(1):43.

Hofman, J., Staelens, J., Cordell, R., Stroobants, C., Zikova, N., Hama, S.M.L., Wyche, K. P., Kos, G.P.A., Van Der Zee, S., Smallbone, K.L., Weijers, E.P., Monks, P.S. (2016): Ultrafine particle in four European urban environments: Results from a new continuous long-term monitoring network. *Atmospheric Environment*, 136, 68-81.

Hong, S.-Y. and H.-L. Pan (1996): Nonlocal boundary layer vertical diffusion in a medium-range forecast model, *Mon. Wea. Rev.*, 124, 2322–2339, 1996.

Hong, S.-Y., Noh, Y.; Dudhia, J. (2006): A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes. *Mon. Wea. Rev.*, 134, 2318–2341, 2006.

Hsu, H.-H., Adamkiewicz, G., Houseman, A.E., Spengler, J.D., Levy, J.I. (2014): Using mobile monitoring to characterize roadway and aircraft contributions to ultrafine particle concentrations near a mid-sized airport. *Atmospheric Environment*, 89, 688-695.

Hsu, H.-H., Adamkiewicz, G., Houseman, A.E., Vallarino, J., Melly, S.J., Wayson, R.L., Spengler, J.D., Levy, J.I. (2012): The relationship between aviation activities and ultrafine particulate matter concentrations near a mid-sized airport. *Atmospheric Environment*, 50, 328-337.

Hsu, H.-H., Adamkiewicz, G., Houseman, A.E., Zarubiak, D., Spengler, J.D., Levy, J.I. (2013): Contributions of aircraft arrivals and departures to ultrafine particle counts near Los Angeles international airport. *Science of the Total Environment*, 444, 347-355.

Hu, S., Fruin, S., Kozawa, K., Mara, S., Winer, A. M., Paulson, S.E. (2009): Aircraft Emission Impacts in a Neighborhood Adjacent to a General Aviation Airport in Southern California. *Environmental Science & Technology*, 43(21), 8039-8045.

Hudda, N., Gould, T., Hartin, K., Larson, T., Fruin, S. (2014): Emissions from an International Airport Increase Particle Number Concentrations 4-fold at 10 km Downwind. *Environmental Science & Technology* XXXX, XXX, XXX – XXX.

ICAO (2010): ICAO Environmental Report 2010. Internet: www.icao.org.

ICAO (2011): Airport Air Quality Manual, first edition. Internet: www.icao.org.

ICAO (2016): ICAO Aircraft Engine Emissions Databank (Version 23), International Civil Aviation Organization. Internet: www.easa.europa.eu.

ICAO (2017): ICAO Aircraft Engine Emissions Databank (Version 24), International Civil Aviation Organization. Internet: www.easa.europa.eu.

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

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

Janicke, U. (2008): Some aspects of LASPORT 2.0. OMEGA CONSORTIUM, International Conference on Airport Air Quality. Royal Aeronautical Society, London, 13-14 October.

- Jacobi, S. (2017): Messung ultrafeiner Partikel, Stand und Weiterentwicklung. Fluglärmkommission am Flughafen Frankfurt, 27. September 2017. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- Janjic, Z. I. (2002): Nonsingular Implementation of the Mellor–Yamada Level 2.5 Scheme in the NCEP Meso model, NCEP Office Note, No. 437, 61 pp, 2002.
- Janjic, Z. I. (1996): The surface layer in the NCEP Eta Model, Eleventh Conference on Numerical Weather Prediction, Norfolk, VA, 19–23 August; Amer. Meteor. Soc., Boston, MA, 354–355, 1996.
- Jansen, N.; Ameling, C.; Bezemer, A.; Breugelmans, O.; Dusseldorp, A.; Fischer, P.; Houthuijs, D.; Marra, M.; Wesseling, J. (2016): RIVM Briefrapport 2016-0050.
- Johnson, G.R., Mazaheri, M., Ristovski, Z.D., Morawska, L. (2008): A plume capture technique for the remote characterization of aircraft engine emissions. *Environmental Science & Technology*, 42(13), 4850-4856.
- Joseph, H., J & Wiscombe, Warren & A. Weinman, J. (1977). The Delta-Eddington Approximation for Radiative Flux Transfer. *Journal of the Atmospheric Sciences*. 33.
- Karl, M., T. Brauers, H.-P. Dorn, F. Holland, M. Komenda, D. Poppe, F. Rohrer, L. Rupp, A. Schaub, A. Wahner (2004): Kinetic Study of the OH-Isoprene and O₃-Isoprene Reaction in the Atmospheric Simulation Chamber, SAPHIR, *Geophys. Res. Lett.*, 31, L05117, doi:10.1029/2003GL019189, 2004.
- Karl, M., H.-P. Dorn, F. Holland, R. Koppmann, D. Poppe, L. Rupp, A. Schaub, A. Wahner (2006): Product Study of the Reaction of OH Radicals with Isoprene in the Atmospheric Simulation Chamber SAPHIR, *J. Atmos. Chem.* 55, 167 – 187, DOI 10.1007/s10784-006-9034-x, 2006.
- Keuken, M.P., Moerman, M., Zandveld, P., Henzing, J.S., Hoek, G. (2015): Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands). *Atmospheric Environment*, 104, 132-142.
- Kinsey, J.S., Dong, Y., Williams, D.C., Logan, R. (2010): Physical characterization of the fine particle emissions from commercial aircraft engines during the aircraft particle emissions experiment (APEX) 1-3. *Atmospheric Environment*, 44, 2147-2156.
- Kozawa, K.H., Winer, A.M., Fruin, S.A. (2012): Ultrafine particle size distributions near freeways: Effects of differing wind directions on exposure. *Atmospheric Environment*, 63, 250-260.
- Kukkonen, J., Olsson, T., Schultz, D. M., Baklanov, A., Klein, T., Miranda, A. I., Monteiro, A., Hirtl, M., Tarvainen, V., Boy, M., Peuch, V.-H., Poupkou, A., Kioutsioukis, I., Finardi, S., Sofiev, M., Sokhi, R., Lehtinen, K. E. J., Karatzas, K., San José, R., Astitha, M., Kallos, G., Schaap, M., Reimer, E., Jakobs, H., and Eben, K. (2012): A review of operational, regional-scale, chemical weather forecasting models in Europe, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 1-87, doi:10.5194/acp-12-1-2012, 2012.
- Kumar, P., Pirjola, L., Ketzler, M., Harrison, R.M. (2013): Nanoparticle emissions from 11 non-vehicle exhaust sources - A review. *Atmospheric Environment*, 67, 252-277.
- Kusaka, H., H. Kondo, Y. Kikigawa, and F. Kimura (2001): A simple single-layer urban canopy model for atmospheric models: Comparison with multi-layer and slab models. *Bound.-Layer Meteorol.*, 101, 329-358, 2001.
- Lobo, P.; Hagen, D.E.; Whitefield, P.D. (2012): Measurement and analysis of aircraft engine PM emissions downwind of an active runway at the Oakland International Airport. *Atmospheric Environment*, Volume 61, 114-123.
- Lobo, P., Whitefield, P.D., Hagen, D.E., Miake-Lye, R.C., Herndon, S.C., Franklin, J.P., Fortner, E.C., Timko, M.T., Knighton, W.B., Webb, S., Hoffelt, R.J. (2013): Measuring PM emissions from auxiliary power units, tires, and brakes. ACRP Report 97.
- Lobo, P., Durdina, L., Smallwood, G.J., Rindlisbacher, T., Siegerist, F., Black, E.A., Yu, Z., Mensah, A.A., Hagen, D.E., Miake-Lye, R.C., Thomson, K.A., Brem, B.T., Corbin, J.C., Abegglen, M., Sierau, B., Whitefield, P.D., Wang, J. (2015a): Measurement of aircraft engine non-volatile PM emissions: results of the aviation-particle regulatory instrumentation demonstration experiment (A-PRIDE) 4 campaign. *Aerosol Science and Technology*, 49, 472-484.
- Lobo, P., Christie, S., Khandewal, B., Blakey, S.G., Raper, D.W. (2015b): Evaluation of non-volatile particulate matter emission characteristics of an aircraft auxiliary power unit with varying alternative jet fuel blend ratios. *Energy & Fuels*, 29, 7705-7711.
- Masiol, M., Harrison, R.M. (2014): Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: a review. *Atmospheric Environment*, 95, 409-455.

- Mathissen, M., Scheer, V., Vogt, R., Benter, T. (2011): Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface. *Atmospheric Environment*, 45(34), 6172-6179.
- May, J., Bosteels, D., Such, C., Nicol, A., Andersson, J. (2008): Heavy-duty engine particulate emissions: application of PMP methodology to measure particle number and particulate mass. SAE International.
- Mazaheri, M., Johnson, G.R., Morawska, L. (2009): Particle and gaseous emissions from commercial aircraft at each stage of the landing and takeoff cycle. *Environmental Science & Technology*, 43, 441-446.
- Mazaheri, M., Johnson, G.R., Morawska, L. (2011): An inventory of particle and gaseous emissions from large aircraft thrust engine operations at an airport. *Atmospheric Environment*, 45, 3500 - 3507.
- Memmesheimer, M., E. Friese, A. Ebel, H. J. Jakobs, H. Feldmann, C. Kessler, G. Piekorz (2004): Long-term simulations of particulate matter in Europe on different scales using sequential nesting of a regional model, *International Journal for Environment and Pollution*, 22, 108 - 132, 2004.
- Petzold, A., Stein, C., Nyeki, S., Gysel, M., Weingartner, E., Baltensperger, U., Giebl, H., Hitzenberger, R., Döpelheuer, A., Vrchoticky, S., Puxbaum, H., Johnson, M., Hurley, C.D., Marsh, R., Wilson, C.W. (2003): Properties of jet engine combustor particles during the PartEmis experiment. Microphysical and chemical properties, *Geophys. Res. Lett.*, 30, 1719.
- Pleim, J. E. (2007): A combined local and non-local closure model for the atmospheric boundary layer. Part 1: Model description and testing, *J. Appl. Meteor. and Clim.*, 46, 1383–1395, 2007.
- PSDH (2006): Project for the Sustainable Development of Heathrow; Air Quality Technical Report. UK Department of Transport.
- Richtlinie 97/68/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 1997 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte.
- Riley, E.A., Gould, T., Hartin, K., Fruin, S.A., Simpson, Ch. D., Yost, M.G., Larson, T. (2016): Ultrafine particle size as a tracer aircraft turbine emissions. *Atmospheric Environment*, 139, 20-29.
- Rose, D., Jacobi, S. (2018): 1. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- Roselle, S.J.; Binkowski, F.S. (1999): Cloud Dynamics and Chemistry, in: Science algorithms of the EPA Models-3 Community multiscale air quality (CMAQ) modeling system, EPA 600/R-99-030, EPA, 1999.
- Rückerl, R., Schneider, A., Breitner, S., Cyrus, J. and Peters, A. (2011). Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhalation Toxicology* 23(10): 555-592.
- SAE (2013): Procedure for the continuous sampling and measurement of non-volatile particle emissions from aircraft turbine engines, Aerospace Information Report (AIR) 6241, SAE International.
- Schell, B. (2000): Die Behandlung sekundärer Aerosole in einem komplexen Chemie-Transport-Modell. Dissertation. 171 Seiten, Universität zu Köln, Januar 2000.
- Schell, B., I.J. Ackermann, H. Hass, F.S. Binkowski, A. Ebel (2001): Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality modeling system. *J. Geophys. Res.*, 106, 28275 – 28293, 2001.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016): Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change. April 2016. Wiley & Sons, New York.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., and Wind, P.: The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7825-7865, <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>, 2012.
- Skamarock, W. C., J. B. Klemp, J. Dudhia, D. O. Gill, D. M. Barker, M. Duda, X.-Y. Huang, W. Wang and J. G. (2008): Powers, A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR Technical Note, NCAR/TN–475+STR, 2008.

- Spielvogel, J.; Bischof, O. F.; Scheckman, J.; Osmondson, B.; Horn, H.-G. (2016): A Harmonized Method for Monitoring the Number Concentration of Ultrafine Particles in Atmospheric Aerosol. Presented at the 20th ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles 2016, Zurich, Switzerland.
- Stafoggia, M., Cattani, G., Forastiere, F., Di Menno di Bucchianico, A., Gaeta, A., Ancona, C. (2016): Particle number concentrations near the Rome-Ciampino city airport. *Atmospheric Environment*, 147, 264-273.
- Stern, R. und Yamartino, R.J. (2001): Development and first evaluation of micro-calgrid: a 3-D, urban-canopy-scale photochemical model. *Atmospheric Environment* 35, S149-S165, ISSN: 13522310.
- Strunk, A. (2006): Tropospheric Chemical State Estimation by Four-Dimensional Variational Data Assimilation on Nested Grids, Ph.D. Thesis, Institut für Geophysik und Meteorologie der Universität zu Köln, 2006.
- TA Luft (2002): 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft). GMBI. 2002, Heft 25 - 29, S. 511 - 605.
- TEAM_Play (2013): Tool Suite for Environmental and Economic Aviation Modelling for Policy Analysis. EU FP7.
- Timko, M.T., Fortner, E., Franklin, J., Yu, Z., Wong, H.-W., Onasch, T.B., Miake-Lye, R.C., Herndon, S.C. (2013): Atmospheric measurements of the physical evolution of aircraft exhaust plumes. *Environmental Science and Technology*, 47, 3513-3520.
- Toenges-Schuller, N., Schneider, Ch., Niederau, A., Vogt, R., Birmili, W. (2015): Modelling particle number concentrations in a typical street canyon in Germany and analysis of future trend. *Atmospheric Environment*, 111, 127-135.
- UBA (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung; Texte 44/08. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- UBA (2017): Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs / public version, Version 3.3/April (2017): Erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin. <http://www.hbefa.net/e/index.html>.
- Unterstrasser, S., Paoli, R., Sölch, I., Kühnlein, C., Gerz, T. (2014): Dimension of aircraft exhaust plumes at cruise conditions: effect of wake vortices. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 2713-2733.
- Van der Gon, H.D., C. Hendriks, J. Kuenen, A. Segers, A. Visschedijk (2011): Description of current temporal emission patterns and sensitivity of predicted AQ for temporal emission patterns, TNO Report, 2011.
- VDI 3782 Blatt 3 (1985): Umweltmeteorologie; Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre; Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI 3782 Blatt 6 (2017): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Bestimmung der Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier. Hrsg.: VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss, Düsseldorf, April 2017.
- VDI 3783 Blatt 8 (2017): Umweltmeteorologie; Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI 3945 Blatt 3 (2000): Umweltmeteorologie; Atmosphärische Ausbreitungsmodelle; Partikelmodell. Beuth Verlag, Berlin.
- Vos, P. E.J., Nikolova, I., Janssen, S. (2012): A high-order model for accurately simulating the size distribution of ultrafine particles in a traffic tunnel. *Atmospheric Environment*, 59, 415-425.
- Wayson, R.L., Fleming, G.G., Iovinelli, R. (2009): Methodology to estimate particulate matter emissions from certified commercial aircraft engines. *Air & Waste Management Association*, 59, 91-100.
- Westerdahl, D.; Fruin, S.A.; Fine, P.L.; Sioutas, C. (2008): The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities. *Atmospheric Environment*, Volume 42, 3143-3155.
- Wey, C. C., B. E. Anderson, C. Wey, R. C. Miake-Lye, P. Whitefield and R. Howard (2007). "Overview on the aircraft particle emissions experiment." *Journal of Propulsion and Power* 23(5): 898-905.
- Whitby, T (1978), The physical characteristics of sulfur aerosols, *Atmospheric Environment* (1967), Volume 12, Issues 1–3, 1978, Pages 135-159

Winther, M., Kousgaard, U., Ellermann, Th., Massling, A., Nøjgaard, J.K., Ketzel, M. (2015): Emissions of NO_x, particle mass and particle numbers from aircraft main engines, APU's and handling equipment at Copenhagen Airport. *Atmospheric Environment*, 100, 218-229.

Xu, J., Wang, A., Hatzopoulou, M. (2016): Investigating near-road particle number concentrations along a busy urban corridor with varying built environment characteristics. *Atmospheric Environment*, 142, 171-180.

Yamartino, R.J., Builtjes, P., Stern, R. (2004): Status of the Current Level of Development and Understanding in the Field of Modeling Pollutant Dispersion at Airports. UFOPLAN 203 41 253.

Zhang, L., J.R. Brook, and R. Vet, A revised parameterization for gaseous dry deposition in airquality models, *Atmos. Chem. Phys.*, 3, 2067-2082, 2003.

Zhu, Y., Fanning, E., Yu, R.C., Zhang, Q., Froines, J.R. (2011): Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large international airport. *Atmospheric Environment*, 45, 6526-6533.

8 ANHANG

Tabelle 21: Literaturzusammenstellung zu Immissionen von UFP

Quelle	Quelltyp	PNC (n/cm ³)	Instrument	Messdetails	Größe in nm	Flughafen	Bemerkungen	Autor (Jahr)	
Aircraft emissions	Area	2.6E+4 (runway) 1.7E+4 (hangar) (both average 8h working day)	FMPS 3091 CPC 3775		5-560 >4		Near runway and hangar at an aviation base	Buonanno et al. (2012)	
	Area	4E+4 (average) 3E+5 (peaks)	DMPS		6-700	Copenhagen	Handling Area	Ellermann et al. (2011)	
	Area	3E+3 (average), 8E+3 (upper quartile)	SMPS (15 nm)	140m behind blast fence (75-perc)			Los Angeles	background 3E+1 (average), 4E+1 (quartile)	Zhu et al. (2011)
		2E+2 (average), 6E+2 (upper quartile)		600m					
	Area	1.5E+5 (median, LTO average)	FMPS (>6 nm)	just behind runway threshold			Los Angeles	departure peak with 1-2min delay	Hsu et al. (2013)
		1.9E+4		250m behind					
		1.7E+4		500m behind					
	Area	departures of jet engine aircraft: 7400 (median), (range:1100 - 70000)	WCPC Model 3781, TSI	four different stations	>6	Warwick, RI		Hsu et al. (2012)	
Area		WCPC Model 3781, TSI	mobile Messungen	>6	Warwick, RI		Hsu et al. (2014)		
Area	upwind between 580 and 3800	SMPS with DMA		5 - 600	Los Angeles			Westerdahl et al. (2008)	
	downwind approximately 50000								
All sources near airports	Area		mobile Messungen	Einfluss des Flughafens auf PN-Konz. (ca. 25x25km)		Los Angeles			
	Area	A list of emission factors page 27		Transect 5 km - 10 km		Los Angeles		Riley et al. (2016)	

Quelle	Quelltyp	PNC (n/cm ³)	Instrument	Messdetails	Größe in nm	Flughafen	Bemerkungen	Autor (Jahr)
	Area		CPC TSI 3022A			Rome	Radar tracks of aircrafts, evaluation separated between Take offs and landings	Stafoggia et al. (2016)
	Area	Raunheim 12300 (median Sep. 2015 - März 2016)	UCPC, TSI 3776		3 - 1000	Frankfurt		Gerwig et al. (2016)
		Langen 10500 (median 2010 - 2013)						
	Area	xxx				Frankfurt		Gerwig et al. (2015)
Area	xxx				Frankfurt		Gerwig et al. (2014)	
All sources	Area						UFP- GUAN Netzwerk	Birmili et al. (2016)
Road-tyre interaction	Line	0.14-0.17E+4	SMPS		15-700		30 km h-1	Gustafsson et al. (2008)
		0.72-0.82E+4					50 km h-1	
		1.81-2.65E+4					60 km h-1	
	Line	1E+7	EEPS		6-562		full stop braking	Mathissen et al. (2011)
Road-traffic	Line		EPC TSI3783		7-10, 1 class		Network, Correlation UFP and NOx, temporal variation, correlation wind direction and particle amount	Hofmann et al. (2016)
			UFPM TSI 3031		20-500, 6 classes,			
			SMPS Grimm 5420 L-DMA		10-1000, 45 classes			
	Line		TSI 3091 FMPS	Mobile measurement	5.6-560 nm			Kozawa et al. (2012)

Tabelle 22: Literaturzusammenstellung zu Emissionen von UFP

Quelle	Quell typ	PNEF (n/kg)	Instrument	Messdetails	Größe in nm	Flughafen	Bemerkungen	Autor (Jahr)
Aircraft main engine	P	Idle - 2.10E+16				Boston, Logan	Average	Herndon et al. (2005)
	Line	Take off - 8.80E+15						
	Point	Idle - 4.00E+15 - 8.20E+15				Atlanta, Hartsfield	CF34, JT8D, CFM56, PW2037, CF6	Herndon et al. (2008)
	Line	Take off - 1.80E+15 - 5.60E+15						
	Line	Take off - 5.00E+16				Santa Monica	Average	Hu et al. (2009)
	Point	Idle - 2.40E+16 - 3.70E+16						
	Line	Take off - 9.00E+15				Brisbane	B737	Johnson et al. (2008)
	P	Idle - 4.59E+15 - 9.43E+16					CFM56-7B24/3B1, AE3007A1/1, PW4158, RB211-535E4B	Kinsey et al. (2010)
	Line	Take off - 1.05E+16 - 3.58E+16						
	Point	Idle - 2.54E+16 - 2.09E+17				Oakland	CFM56-3B/7B, V2500-A5, JT8D, CF6-50/80, CF34-3B	Lobo et al. (2012)
	Line	Take off - 2.04E+16 - 7.08E+16						
	Point	Idle - 3.29E+16 - 3.78E+16				Brisbane	B737, B767, B777, A320, A330	Mazaheri et al. (2009)
	Line	Take off - 2.09E+16 - 5.42E+16						
	P	Idle - 1.63E+15 - 8.36E+15				Brisbane	B737, B767, A320, A330	Mazaheri et al. (2011)
Line	Take off - 4.65E+16 - 3.15E+17							
Line	Take off - 3.40E+16				Los Angeles	Average	Zhu et al. (2011)	
Auxiliary Power Units		6E+15 - 8E+15 (BC)		30 m behind exit plane	GMD 17 - 33, GSD 1.7 - 2.2		Different APU types and load conditions	Lobo et al. (2013)
		2E+15 - 5E+15 (nvPM)	AIR6241 compliant		GMD 40, GSD 1.7		APU GTCTP85	Lobo et al. (2015b)
Aircraft main engines	Line	3-50E+15	CPC 3022a TSI		>7		Idle and take-off plumes	Herndon et al. (2008)
	Line	1E+15 - 1E+17	EEPS3090 TSI		5.6-560		Idle and take-off plumes	Kinsey et al. (2010)
	Point	Idle 1E+16 - 1E+17	nano-SMPS, EEPS, ELPI	30 m behind exit plane, loss corrected	GMD 10 - 20, GSD 1.3 - 1.7		CFM56-2C1/-7B24/-3B1, AE3007A1/1, PW4158, RB211-535E4B	Kinsey et al. (2010)

Quelle	Quell typ	PNEF (n/kg)	Instrument	Messdetails	Größe in nm	Flughafen	Bemerkungen	Autor (Jahr)
	Line	Take off 1E+15 - 3E+16	(total PM)		GMD 25 - 35, GSD 2.0 - 2.3		(APEX 1 - 3), Fig. 5: regression correct?	
	Point	Idle 3E+13 - 9E+14	APC (AIR6241 compliant)	nvPM, 1m behind exit plane, no line loss correction	GMD 22, GSD 1.6 - 1.8		PW4168A, CFM56-7B24/3 (non-DAC)	Lobo et al. (2015)
	Line	Take off 3E+14 - 6E+14	50 % cut-off at 10nm)	(loss up to 85 % by diffusion and in APC VPR)	GMD 48, GSD 1.6 - 1.8			
	Line	4.2-54E+15	SMPS		4-710		Various modes in landing/take-off cycle	Mazaheri et al. (2009)
	Line	1.98E+24 yr ⁻¹	SMPS		4-710	Brisbane	Brisbane airport total emissions	Mazaheri et al. (2011)
	Line	approx. 6E+15	CPC, EEPS (>5.6 nm)	30 m behind exit plane, totalPM (Fig. 1 plus line loss correction)			Mounted CFM56-2C1 engines on DC-8, JP-8 fuel	Timko et al. (2013)
3E+16 - 4E+16		300 m (from Fig. 1)						
<4E+16		>300 m (from Fig. 4)						
	Line	3.4E+16	SMPS /CPC 3785 TSI		7-320		Takeoff plumes	Zhu et al. (2011)
Handling	Area	3.10E+15					Derived from COPERT IV (road transport) for Handling: Arrival, Departure, Push back at gate, Push back moving	Winther et al. (2015)
Road-tyre interaction	Line	4-10E+11 km ⁻¹ for non-studded tyre	SMPS		15-700		vehicle speed 50-70 km h-1	Dahl et al. (2006)
		6-30E+11 km ⁻¹ for studded tyre						
	Line	1E+11 km ⁻¹	EEPS		6-562		summer tyre	Mathissen et al. (2011)