

TEXTE

134/2025

Abschlussbericht

Ultrafeine Partikel aus Abgasemissionen aller Verkehrsträger

Eine Daten- und Literaturanalyse

von:

Christoph Heidt, Jan Kräck, Hendrick Beeh, Caroline Merrem, Jascha Klimke
Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH, Heidelberg

Lukas Landl, Stefan Hausberger
Technische Universität Graz - Institut für Thermodynamik und nachhaltige Antriebssysteme, Graz

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 134/2025

REFOPLAN des Bundesministeriums Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3721 51 101 0
FB001808

Abschlussbericht

Ultrafeine Partikel aus Abgasemissionen aller Verkehrsträger

Eine Daten- und Literaturanalyse

von

Christoph Heidt, Jan Kräck, Hendrick Beeh, Caroline

Merrem, Jascha Klimke

Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg
gGmbH, Heidelberg

Lukas Landl, Stefan Hausberger

Technische Universität Graz - Institut für Thermodynamik
und nachhaltige Antriebssysteme, Graz

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

Durchführung der Studie:

Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg gGmbH
Wilckensstr. 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum:

April 2025

Redaktion:

Fachgebiet I 2.2
Dr. Christiane Vitzthum von Eckstädt

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7890>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Oktober 2025

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

Kurzbeschreibung: Ultrafeine Partikel aus Abgasemissionen aller Verkehrsträger

Ultrafeine Partikel (UFP), hier definiert als Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 100 Nanometer, stellen eine potenzielle Gefährdung für die menschliche Gesundheit dar. Die vorliegende Studie untersucht erstmals, inwiefern der Verkehr zu diesen Emissionen in Deutschland beiträgt. Je nach Fahrzeug- und Antriebstechnologie sind zwischen 50 % und 80 % der emittierten Abgaspartikel UFP. Alle Verkehrsträger zusammen stoßen deutschlandweit jährlich mehrere Quadrillionen (10^{24}) von UFP aus, wobei mobile Maschinen, z. B. Traktoren oder Baumaschinen, PKW, und LKW die Hauptemittenten sind. Auch Flugzeuge verursachen mit knapp 10 % einen erheblichen Anteil aller UFP aus dem nationalen Verkehr.

Bisher existieren noch wenige Maßnahmen, welche explizit auf die Minderung von UFP abzielen. Dennoch haben die meisten Neufahrzeuge verglichen mit älteren Dieselfahrzeugen sehr geringe UFP-Emissionen, da die aktuellen Abgasnormen (Euro 6/VI bei PKW/LKW, Stufe V bei mobilen Maschinen, Schiffen, Zügen) größtenteils Partikelfilter erfordern. Gute Partikelfilter sind eine hocheffiziente Technologie zur Reduktion der Partikelanzahlemissionen (PN) insgesamt und der UFP. Wir erwarten aufgrund des Ausscheidens älterer Fahrzeuge, dass die UFP-Emissionen im Jahr 2030 etwa 36 % geringer sein dürften als im Jahr 2022. Um diese Reduktion auch in der Praxis umzusetzen, muss durch Kontrollen sichergestellt werden, dass die Abgasnachbehandlung in den Fahrzeugen funktioniert. Verbrenner sollten zukünftig wo möglich durch Elektrofahrzeuge substituiert werden oder bei Fahrzeugkategorien, welche derzeit noch kein PN-Limit haben, einen entsprechenden Grenzwert erhalten.

Die durchgeführte Analyse dieser Studie stützt sich auf eine systematische Literaturrecherche zu Partikelgrößenverteilungen im Abgas und Daten des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) 4.2 und des Modells TREMOD.

Abstract: Ultrafine Particles from exhaust emissions of all transport modes – a data and literature research

Ultrafine particles (UFP), defined here as particles with a diameter of less than 100 nanometers, pose a potential threat to human health. This study is the first to investigate the extent to which traffic contributes to these emissions in Germany. Depending on the vehicle and drive technology, between 50 % and 80 % of the exhaust particles emitted are UFP. All modes of transport together emit several quadrillions (10^{24}) of UFP annually throughout Germany, with mobile machinery, e. g. tractors or construction machinery, cars and trucks being the main emitters. Aircraft also cause a considerable proportion of all UFP from national traffic, at just under 10 %.

To date, there are still few measures explicitly aimed at reducing UFP. Nevertheless, most new vehicles have very low UFP emissions compared to older diesel vehicles, as the current emissions standards (Euro 6/VI for cars/trucks, Stage V for mobile machinery, ships, trains) largely require particulate filters. Good particulate filters are a highly efficient technology for reducing particle number (PN) emissions overall and UFP. Due to the phasing out of older vehicles, we expect UFP emissions in 2030 to be around 36 % lower than in 2022. In order to implement this reduction in practice, checks must be carried out to ensure that the exhaust gas aftertreatment in the vehicles is working. In future, combustion engines should be replaced by electric vehicles wherever possible or a corresponding limit value should be set for vehicle categories that do not currently have an PN limit.

The analysis carried out in this study is based on a systematic literature research on particle size distributions in exhaust gas and data from the Handbook of Highway Transport Emission Factors (HBEFA) 4.2 and the TREMOD model.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Zusammenfassung.....	12
Summary	19
1 Einleitung.....	26
2 Emissionsfaktoren für ultrafeine Partikel aus dem Verkehr	28
2.1 Entstehung von UFP in Motoren.....	28
2.2 Messtechnik	29
2.3 Vorgehensweise in dieser Studie	30
2.4 Straßenverkehr	31
2.4.1 SPN-Emissionsfaktoren.....	31
2.4.2 Größenverteilung der SPN-Emissionen.....	33
2.5 Mobile Maschinen und Geräte (NRMM)	37
2.5.1 SPN-Emissionsfaktoren	37
2.5.2 Größenverteilung der SPN-Emissionen.....	38
2.6 Luftverkehr.....	39
2.6.1 SPN-Emissionsfaktoren	39
2.6.2 Größenverteilung der SPN-Emissionen.....	41
2.7 Binnenschifffahrt.....	45
2.8 Schienenverkehr	46
3 Berechnung der UFP-Emissionen aus dem Verkehr insgesamt für 2022 und 2030.....	47
3.1 Datengrundlagen und methodischer Ansatz	47
3.2 Aktivität und Flottenzusammensetzung der einzelnen Verkehrsbereiche.....	48
3.2.1 Straßenverkehr	48
3.2.2 Mobile Maschinen	49
3.2.3 Luftverkehr.....	50
3.2.4 Binnenschifffahrt	51
3.2.5 Schienenverkehr	52
3.2.6 Übersicht der Verkehrsbereiche	52
3.3 Ergebnis der Abschätzung der UFP-Emissionen	53
3.3.1 Straßenverkehr	53
3.3.2 Mobile Maschinen	55

3.3.3	Luftverkehr.....	56
3.3.4	Übersicht über alle Verkehrsbereiche	57
4	Überblick zu Maßnahmen und Instrumenten zur Minderung der UFP-Emissionen.....	59
4.1	Straßenverkehr	59
4.1.1	Abgasgrenzwerte	59
4.1.2	Periodische technische Inspektion	62
4.1.3	Erhöhung der Anteile von Zero-Emission Fahrzeugen.....	64
4.1.4	Optimierung der Kraftstoffqualität.....	65
4.1.5	Tempolimits	65
4.1.6	Nachrüstung von Partikelfiltern.....	69
4.2	Mobile Maschinen, Binnenschifffahrt und Schienenverkehr	71
4.2.1	Maßnahmen für neue Motoren und Geräte	71
4.2.2	Maßnahmen für den Bestand	73
4.3	Luftverkehr.....	74
5	Weiterer Forschungsbedarf	76
6	Literaturverzeichnis.....	78
A	Anhang	82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Anteil der SPN $\leq 100\text{nm}$ an den SPN-Emissionen verschiedener Turbinentypen im Luftverkehr	15
Abbildung 2:	UFP-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Jahr 2022 nach Fahrzeugkategorie und Emissionsstandard.....	16
Abbildung 3:	Emissionen von UFP aus dem Verkehr in Deutschland für 2022 und 2030 nach Verkehrsbereich	17
Abbildung 4:	SPN23-Emissionsfaktoren für Benzin und Diesel-PKW im warmen Zustand für die durchschnittliche Verkehrssituation in Deutschland nach HBEFA 4.2	32
Abbildung 5:	Beispiel zu eingelesenen Daten zur SPN Größenverteilung von verschiedenen Motorkonzepten.....	34
Abbildung 6:	Vergleich Gesamtpartikelanzahl TREMOD vs. EMEP/EAA für PKW Autobahn für Benzin (B) und Diesel (D) Antriebe	36
Abbildung 7:	Vergleich PN 0-50 nm dieser Studie vs EMEP/EAA für PKW Autobahn	37
Abbildung 8:	Anteil der SPN $\leq 100\text{nm}$ an den SPN-Emissionen verschiedener Turbinentypen im Luftverkehr	43
Abbildung 9:	SPN23-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Zeitraum 1990 bis 2022 nach Fahrzeugkategorie	54
Abbildung 10:	UFP-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Jahr 2022 nach Fahrzeugkategorie und Emissionsstandard.....	55
Abbildung 11:	Emissionen von UFP der NRMM in Deutschland für 2022 nach Einsatzbereich und Emissionsstandard.....	56
Abbildung 12:	UFP-Emissionen in der LTO-Phase an den Hauptverkehrsflughäfen in 2022.....	57
Abbildung 13:	Emissionen von UFP aus dem Verkehr in Deutschland für 2022 und 2030 nach Verkehrsbereich	58
Abbildung 14:	SPN23 Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.2 für Autobahnfahrt bei unterschiedlichen tempo Limits und dichtem Verkehr.....	67
Abbildung 15:	Autobahnteil (Phase 3) der Rollentestzyklen ERMES V8 und ERMES V9 im Vergleich.....	68
Abbildung 16:	Vergleich der SPN23 Emissionen gemessen an 3 Euro 6d Otto-PKW in den Testzyklen ERMES V8 und ERMES V9	69
Abbildung 17:	Gemessene SPN Emissionen mit und ohne Nachrüst-OPF an einem Euro 6a Otto-PKW in unterschiedlichen Testzyklen.....	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht über die Vorgehensweise der Literaturrecherche	14
Tabelle 2:	Übersicht über die Vorgehensweise der Literaturrecherche	31
Tabelle 3:	Literaturstellen nach Kfz-Kategorie, Kraftstoff und EURO-Klassen	33
Tabelle 4:	PN Größenverteilung pro Fahrzeugkategorie, Antrieb und Abgasnorm.....	34

Tabelle 5:	Auszug SPN23-Emissionsfaktoren für NRMM	38
Tabelle 6:	Anteile der SPN-Emissionen von NRMM nach Größenklasse	39
Tabelle 7:	Gewichtete, mittlere SPN-Emissionen von Turbofan- und Turbojet-Flugzeugen in der LTO-Phase.....	40
Tabelle 8:	Ableitung der SPN-Emissionsfaktoren für Turboprop-Maschinen in der LOT- und CCD-Phase	41
Tabelle 9:	Mittlere Emissionsfaktoren und Emissionen in der LTO-Phase für SPN und SPN<100nm der Turbofan-Maschinen	43
Tabelle 10:	Emissionsfaktoren in der LTO-Phase für UFP-Partikel kleiner 100nm der exemplarischen Turboprop-Maschine	44
Tabelle 11:	Übersicht der Emissionsfaktoren für SPN, SPN<100 nm und SPN <50nm nach Maschinentyp und Flugphase.....	44
Tabelle 12:	Abgeleitete SPN-Emissionsfaktoren und Partikelgrößenverteilung für Binnenschiffe	45
Tabelle 13:	Übersicht der Berechnungsgrößen und Merkmale für die Abschätzung der UFP-Emissionen je Verkehrsträger	47
Tabelle 14:	Fahrleistungen in Mrd km im Straßenverkehr nach Fahrzeugkategorie, Kraftstoff und Emissionsklasse (aggregiert) für 2022 und 2030 (Trendszenario)	48
Tabelle 15:	Leistungsbedarf (GWh) der mobilen Maschinen und Geräte nach Leistungsklasse und Emissionsklasse (aggregiert) für 2022 und 2030 (Trendszenario)	49
Tabelle 16:	Kraftstoffverbrauch und Anzahl Starts des Luftverkehrs in Deutschland in der LTO-Phase für 2022 und 2030.....	50
Tabelle 17:	Anzahl Starts und Kerosinverbrauch in der LTO-Phase 2022 der Turbinenstrahl- und Turbopropflugzeuge nach Hauptverkehrsflughäfen und ausgewählten weiteren.	50
Tabelle 18:	Kraftstoffverbrauch von Binnenschiffen (in 1000 Tonnen) nach Abgasnorm im Jahr 2022 und 2030.....	52
Tabelle 19:	Kraftstoffverbrauch im Schienenverkehr (in 1000 Tonnen) im Jahr 2022 und 2030	52
Tabelle 20:	Kraftstoffverbrauch in 1000 Tonnen des nationalen Verkehrs in Deutschland im Jahr 2022 und 2030 differenziert nach Bereich und Ausstattung mit Partikelfilter	52
Tabelle 21:	Kraftstoffverbrauch, SPN-Emissionen und UFP-Anteil der mobilen Quellen im Jahr 2022.....	57
Tabelle 22:	Übersicht zu Abgasgrenzwerten.....	62
Tabelle 23:	Übersicht zu Ergebnissen von Fahrzeugüberprüfungen in PTI.....	63
Tabelle 24:	Aktuelle PM- und SPN- Grenzwerte für NRMM, Binnenschiffe und Schienenfahrzeuge nach Stufe V	72
Tabelle 25: A.1	Übersichtstabelle zu den Literaturquellen für UFP-Anteile im Luftverkehr.....	82

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
µm	Micrometer
CCD	Climb Cruise Descend
CPC	Condensation Particle Counter (dt: Kondensationspartikelzähler)
DMA	Differential Mobility Analysers
DPF	Dieselpartikelfilter
EEA	European Environment Agency
EU	Europäische Union
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
ICAO	International Civil Aviation Organization
ISC	In Service Conformity
ISM	In Service Monitoring
Kfz	Kraftfahrzeug
LKW	Lastkraftwagen
LNF	Leichtes Nutzfahrzeug
LTO	Landing Take Off
MIL	Malfunction Indication Lamp (dt.: Fehleranzeige im Kfz)
MZR	Motorisiertes Zweirad
NEDC	New European Driving Cycle
nm	Nanometer
NRMM	Non Road Mobile Machinery (dt: Mobile Maschinen und Geräte)
NRTC	Non Road Transient Cycle
NTE	Not to Exceed
OBD	On Board Diagnostics
PHEM	Passenger car and Heavy duty Emission Model
PKW	Personenkraftwagen
PM	Particulate Mass (dt: Partikelmasse)
PN	Particle Number (dt: Partikelanzahl)
PTI	Periodic technical Inspection (dt: periodische technische Inspektion)
RDE	Real Driving Emissions
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
SPN	Solide Particle Number (dt: Anzahl fester Partikel)

Abkürzung	Erläuterung
TREMOD	Transport Emission Model
TREMOD-AV	Transport Emission Model - Aviation
TREMOD-MM	Transport Emission Model - Mobile Machinery
UFP	Ultrafeine Partikel
WLTP	Worldwide Harmonised Light-Duty Vehicles Test Procedure
ZEV	Zero Emission Vehicle
ZLEV	Zero or Low Emission Vehicle
λ	Luftverhältnis in der Verbrennung (vorhandene Masse Sauerstoff zu Mindestbedarf Sauerstoff für vollständige Verbrennung)

Zusammenfassung

Einleitung

Die Schadstoffemissionen des Verkehrs (Straße, Wasser, Schiene, Luft) und mobile Maschinen und Geräte werden seit Jahren erforscht und im Rahmen von Luftreinhalteplänen für Kommunen und der Emissionsberichterstattung des Umweltbundesamtes für Deutschland quantifiziert. Zusammen mit den Stickstoffdioxidemissionen (NO_2) standen in den letzten Jahren vor allem Partikelemissionen im Fokus, da deren Gefährdungspotenzial für den Mensch und die Umwelt seit langem bekannt ist. Je kleiner die Partikel desto tiefer können diese bei Inhalation in das Lungenystem vordringen. Ultrafeine Partikel (UFP) können bis in den Bereich der terminalen Bronchien und Alveolen (Lungenbläschen) gelangen, in denen der Gasaustausch stattfindet. Nach unserem Verständnis gibt es keine exakte Definition von UFP. Mehrheitlich wird aber ein aerodynamischer Durchmesser von kleiner 100 nm als UFP angenommen.

Die Einführung und Weiterentwicklung von Emissionsstandards für Neufahrzeuge und Motoren haben zu einer Reduktion der Partikelbelastung, vor allem im Hinblick auf die Partikelmasse geführt. Seit Euro 5 (2009) bei PKW und LNF bzw. EURO VI (2013) bei schweren Nutzfahrzeugen und seit Stufe V (2019) bei mobilen Maschinen ist auch die Partikelanzahl (PN¹) zumindest für Dieselmotoren mit einem Grenzwert versehen worden. Um diesen Grenzwert einzuhalten sind effiziente Partikelfilter notwendig, welche auch die Partikelmasse-Emissionen effizient senken. Hierbei werden aber lediglich die festen PN (SPN²) limitiert. Bei Verbrennungsmotoren liegt der Mittelwert der SPN typischerweise bei ca. 80 bis 100 nm.

Mithilfe des HBEFA (Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs) existiert für den Straßenverkehr bereits eine umfangreiche Datengrundlage zu Emissionsfaktoren für verschiedene Luftsabststoffe, darunter auch Partikel, welche die Analyse der Emissionen und Luftbelastung ermöglichen. Bisher liegen jedoch noch keine Emissionsfaktoren bzw. Emissionsdaten für UFP vor, weswegen detaillierte Analysen zu den Ursachen der UFP-Belastung bisher nur eingeschränkt möglich waren. Im vorliegenden Bericht werden daher basierend auf einer Literaturrecherche und Berechnungen mit Daten des HBEFA und von TREMOD (Transport Emission Model) folgende Fragestellungen für alle Bereiche des Verkehrs untersucht:

- ▶ Datengrundlage zu UFP-Emissionen, insbesondere Größenverteilungen von Partikelemissionen, verschiedener Verkehrsträger, Antriebe und Abgasminderungstechnologien
- ▶ UFP-Emissionen des Verkehrs in Deutschland insgesamt und Beitrag der einzelnen Verkehrsträger
- ▶ Überblick über Maßnahmen und Instrumente, welche eine Minderung der UFP-Emissionen bewirken können
- ▶ Empfehlungen zum weiteren Forschungsbedarf

Entstehung von UFP im Abgas

UFP- und Rußpartikelemissionen im Abgas entstehen insbesondere durch unvollständige Oxidation bei der Verbrennung von Kraftstoff. Diese wird durch lokalen Luftmangel, d. h. einem Luft-Kraftstoffgemisch von $\lambda < 0,7$, und ausreichenden Temperaturen ($>\text{ca. } 1600 \text{ }^{\circ}\text{K}$) begünstigt,

¹ Aus dem Englischen für particle number. PN gibt Auskunft über die Anzahl der im Abgas enthalten Partikel, unabhängig des Partikeldurchmessers.

² SPN: solid particle number

da eine Oxidation von Kohlenwasserstoffen notwendig ist. Kurze Zeitspannen für die Gemischbildung begünstigen die Rußbildung, weswegen diese in Diesel- oder Benzindirekteinspritzer-Motoren eher auftritt als in Benzin-Saugrohrmotoren. Auch kann eine Abgasrückführung aufgrund der Reduktion des Sauerstoffgehalts und der Temperatur die Rußemissionen erhöhen, da dieser nicht mehr vollständig oxidieren kann. Die Partikelgröße beträgt in der Regel zwischen 2 und 300 nm (Mittelwert 80-100 nm). Die Größenverteilung und damit der UFP-Anteil hängt von verschiedenen Faktoren ab. So führen ein hoher Druck und kleiner Düsenquerschnitt eher zu kleinen Partikeln. Agglomerationseffekte, d. h. Zusammenlagerung mehrerer kleiner zu größeren Partikeln und die Koagulation von flüchtigen Bestandteilen an Partikel führen hingegen zu größeren Partikeln. Partikelfilter scheiden aufgrund der Diffusionsabscheidung beim Durchströmen des Filtermediums insbesondere UFP wirkungsvoll ab und reduzieren die Partikelanzahl somit um ca. 99 %. SCR (Selektive Katalytische Reduktion)-Systeme reduzieren zwar effektiv die NO_x-Emissionen, aber können dabei Partikel in Form von Nitrat als Nebenprodukt von NH₃ und NO_x generieren. Neben der Abgasnachbehandlung haben auch die Betriebsbedingungen (z.B. Lastprofil) und die Kraftstoffqualität einen Einfluss auf die UFP-Entstehung.

Messtechnik

Stand der Technik zur Messung der Partikelanzahl sind Kondensationspartikelzähler (Condensation Particle Counter, CPCs), deren Messschranke je nach Konfiguration ab etwa 4 nm beginnt, d. h. 50 % der Partikel werden bei diesem Durchmesser erfasst. Über Vorschaltung eines Abscheiders können Partikel einzelner Größenklassen gemessen und somit Größenverteilungen bestimmt werden. Für stationäre Messungen werden häufig DMAs (Differential Mobility Analyzers) verwendet, die die Partikel vor dem CPC intervallartig nach Größenklassen zum CPC durchlassen. Die Kombination DMA und CPC wird bei einem Hersteller SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) bezeichnet. Neben dem Größenbereich ist auch die Probenahme und Aufbereitung relevant. Bei der SPN-Messung im Fahrzeugabgas ist seit Euro 5 die Messung von „festen“ SPN23, also größer 23 nm, vorgeschrieben. Flüchtige Bestandteile werden vor der Messung verdampft. Mit Euro 7 ist die Messung von SPN10 vorgeschrieben. Die Messmethoden für SPN im Abgas werden von der PMP Gruppe (Informal Wor Group on Particulate Measurement Programme) der UNECE ausgearbeitet.

Bei der Messung der UFP in der Luftgüte, meist als (Total Particle Number, TPN) wird im Allgemeinen keine Probeaufbereitung zur Entfernung flüchtiger Partikel verwendet. Die Messung aller Partikel (TPN) ergibt daher einen signifikanten Unterschied gegenüber der Methode bei der Abgasmessung.

Bestimmung von UFP-Emissionsfaktoren

Die UFP-Emissionsfaktoren für den Verkehr und mobile Maschinen wurden mithilfe von Emissionsfaktoren für SPN23 und PM und PN-Größenverteilungen aus einer Literaturrecherche abgeleitet. Hierfür wurden Publikationen verschiedener Datenbanken nach bestimmten Schlagworten durchsucht und die Publikationen anschließend in einem mehrstufigen Verfahren hin auf verwendbare UFP-Messdaten ausgewertet. Diese lagen i.d.R. in Form von Diagrammen vor, welche mithilfe der Software engauge digitalizer digitalisiert, als Datenpunkte ausgelesen und mithilfe von Regressionsfunktionen in Verteilungskurven umgewandelt wurden.

Tabelle 1: Übersicht über die Vorgehensweise der Literaturrecherche

	Straße	Luft	Schiene	Schiff	NRMM
Bibliothek/Plattform	TU Graz Server				www.sciencedirect.com / www.researchgate.net
Erscheinungsjahr der Veröffentlichung	2002 oder neuer				
Suchbegriffe allgemein	Particle emissions, PM, particle number emissions, ultra fine dust, Size distribution, Mass distribution, Composition, proportions, size classes, Morphology, particle filter efficiency, reduction, fuel effects				
Suchbegriffe spezifisch	Vehicle exhaust, gasoline, diesel	aircraft turbine, jet fuel, turbojet, turbofan, LTO	diesel train exhaust	Ship exhaust	NRMM, non road mobile machinery

Anmerkung: Der TUG Graz Server bietet Zugriff auf die meisten für Universitäten relevanten Publikationsmedien. Es wurden nur Literaturstellen ab Erscheinungsjahr 2002 in die nähere Betrachtung miteinbezogen, da frühere Messungen von Partikelanzahlen von Kfz mit oft fehlerhaften Messmethoden durchgeführt worden sind. Begriffe wurden jeweils auf Englisch und deutsch gesucht.

Für den **Straßenverkehr** lagen aus dem HEBFA, Version 4.2, auf Grundlage verschiedener Messprogramme SPN23-Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen unterteilt nach Fahrzeugkategorie, Antrieb, Emissionsstandard vor. Diese zeigen deutlich, dass die Partikelanzahlemissionen für Dieselfahrzeuge bis zur Einführung von Euro 5/V deutlich höher als für Benzinfahrzeuge sind. Ab Euro 5 stoßen Dieselfahrzeuge aufgrund der Partikelfilter hingegen deutlich weniger Partikel aus. Die Literaturrecherche lieferte 11 verwendbare Quellen mit Größenklassenverteilungen. Der Anteil von UFP an den SPN-Emissionen liegt je nach Emissionsstandard bei Benzin-Pkw zwischen 66-88 %, bei Diesel Pkw zwischen 61-64 % und bei SNF zwischen 37-62 %. Die UFP-Emissionsfaktoren für Pkw liegen zwischen ca. $1 \times 10^{10} \text{ #/km}$ und bei $1 \times 10^{13} \text{ #/km}$, wobei Diesel-Pkw von Euro 0 bis Euro 4 die höchsten und Diesel-Pkw mit Euro 6 die niedrigsten Emissionen haben. Bei den schweren Nutzfahrzeugen von Euro 0 bis Euro IV sind die UFP-Emissionsfaktoren mit ca. $1 \times 10^{14} \text{ #/km}$ tendenziell höher, für neuere Emissionsstandard hingegen in derselben Größenordnung wie für Diesel-Pkw. Bezogen auf den Kraftstoffverbrauch lag der durchschnittliche UFP-Emissionsfaktor für den Straßenverkehr im Jahr 2022 bei $3 \times 10^{13} \text{ #/kg}$.

Bei **mobilen Maschinen, Binnenschiffen und Schienenfahrzeugen** liegen vor allem für ältere Motoren kaum Messdaten zu SPN vor und auch die Literaturrecherche lieferte in diesen Bereichen keine oder nur einzelne Treffer. Daher mussten die UFP-Emissionen mithilfe von Analogieschlüssen zum Straßenverkehr abgeschätzt werden. Die SPN-Emissionsfaktoren wurden durch die Partikelmasse (PM)-Emissionsfaktoren für NRMM, Binnenschiffe und die Schiene aus dem TREMOD-Modell und mithilfe des PN/PM Verhältnisses für PKW/LKW mit vergleichbarem Antrieb und Emissionsstandard ermittelt. Auch UFP-Anteile wurden von PKW bzw. LKW übernommen und liegen daher meist bei ca. 60 % der SPN-Emissionen. Da in diesen Bereichen größtenteils Dieselmotoren eingesetzt werden und die Einführung von Emissionsstandards später als im Straßenverkehr und nicht für alle Anwendungen/Leistungsklassen erfolgte, liegen die durchschnittlichen Emissionsfaktoren im Jahr 2022 mit bis zu $7 \times 10^{14} \text{ #/kg}$ Kraftstoff deutlich höher als im Straßenverkehr.

Im **Luftverkehr** konnte auf eine vergleichsweise umfangreiche Datenbasis zurückgegriffen werden. SPN-Emissionsfaktoren für Turbinenflugzeuge im LTO-Zyklus lagen aus der ICAO-Turbinendatenbank vor. Aus der Literaturrecherche konnten 12 Publikationen mit geeigneten Daten zu SPN-Größenverteilungen für diese sowie vereinzelte Daten für weitere Flugzeugtypen und Flugphasen ausgewertet werden. Die UFP-Emissionen unterscheiden sich hierbei stark nach dem Turbinenmodell. Dabei zeigte sich tendenziell ein sinkender UFP-Anteil mit zunehmender Schubkraft (Abbildung 1). Für das Jahr 2022 ergibt sich im Durchschnitt für den nationalen Luftverkehr ein UFP-Emissionsfaktor von $1 \times 10^{15} \text{ #/kg Kraftstoff}$. Verglichen mit den anderen mobilen Quellen hat der Luftverkehr damit die höchsten spezifischen UFP-Emissionsfaktoren und mit durchschnittlich 79 % den höchsten UFP-Anteil an den SPN-Emissionen.

Abbildung 1: Anteil der SPN $\leq 100\text{nm}$ an den SPN-Emissionen verschiedener Turbinentypen im Luftverkehr



*Eine Auflistung der Einzelwerte und zugehörigen Literaturquellen findet sich im Anhang

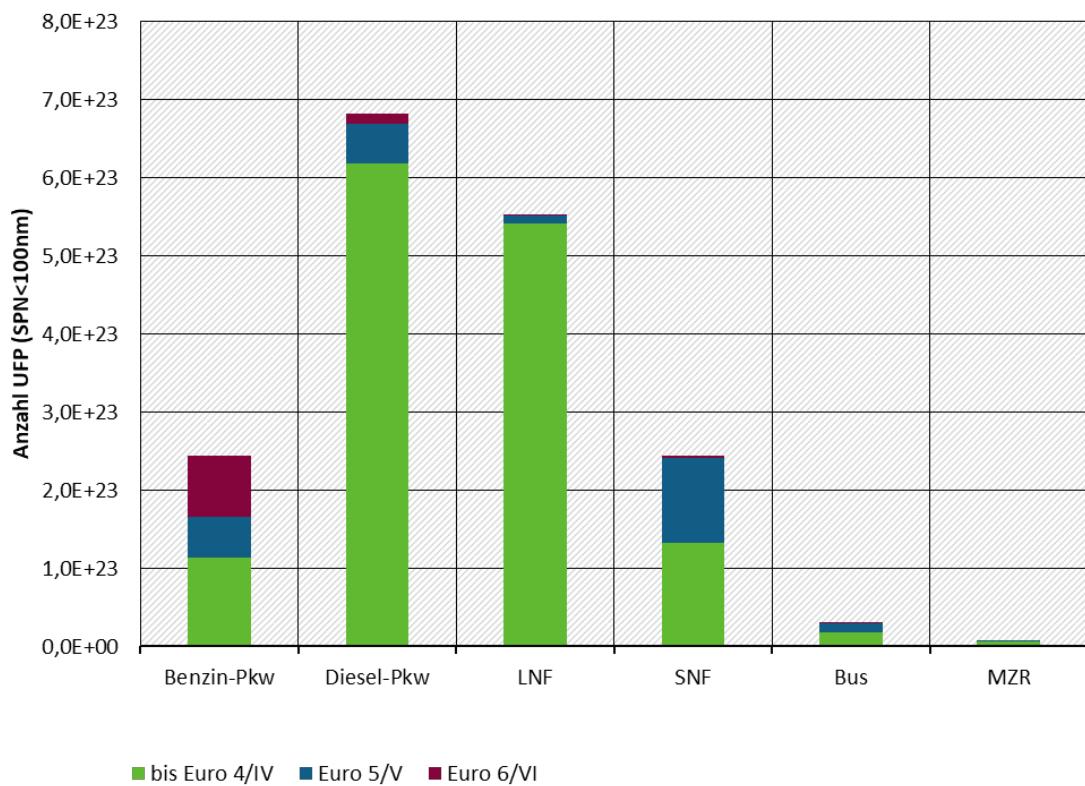
Quelle: Eigene Auswertung

UFP-Emissionen des Verkehrs in Deutschland nach Quellkategorie

Die jährlichen UFP-Emissionen des Verkehrs und der mobilen Maschinen insgesamt wurden über die Multiplikation der Emissionsfaktoren mit den Fahrleistungen (Straßenverkehr) bzw. Energieverbrächen (sonstige Bereiche) aus TREMOD/TREMOT-MM bestimmt. Als Bezugsjahre wurden 2022 und 2030 mit den jeweiligen Flottzusammensetzungen nach Antrieb, Emissionsstandard berücksichtigt.

Im Straßenverkehr tragen im Jahr 2022 Diesel-PKW und leichte Nutzfahrzeuge am stärksten zu den UFP-Emissionen bei. Der größte Anteil stammt hierbei von Dieselfahrzeugen mit Euro 4 oder älterem Emissionsstandard, obwohl diese nur einen geringen Anteil an der Fahrleistung haben (bei Diesel-Pkw ca. 15 %) (Abbildung 2).

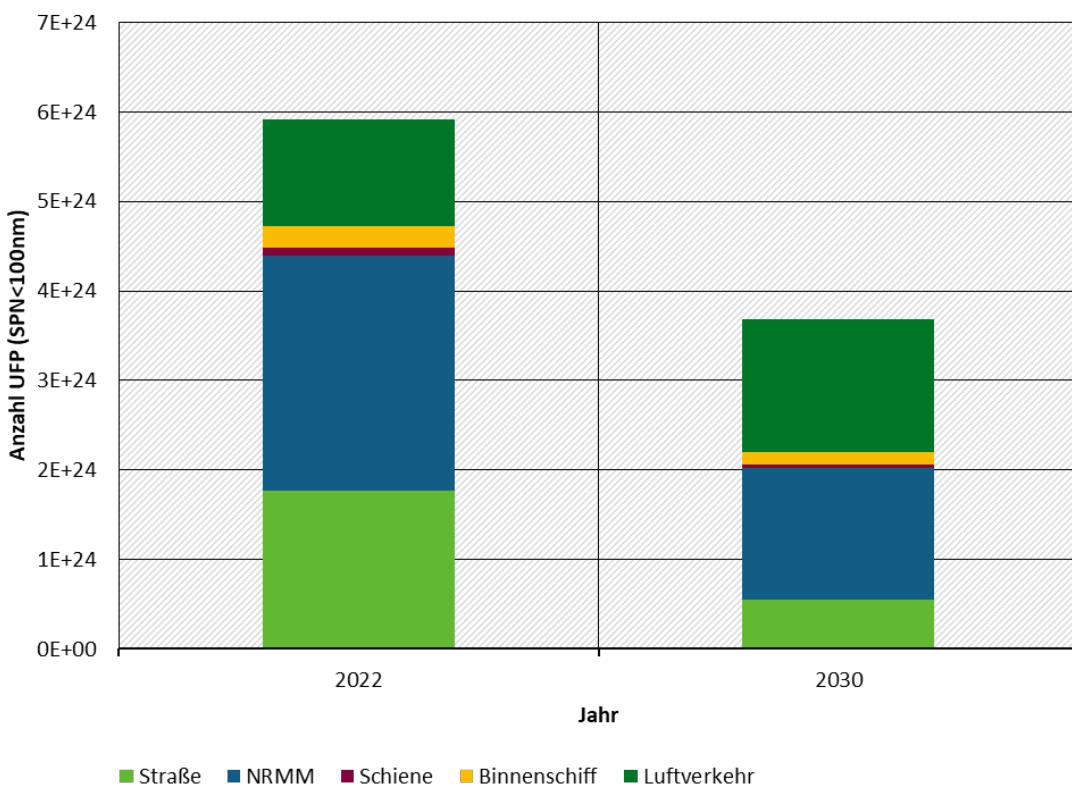
Abbildung 2: UFP-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Jahr 2022 nach Fahrzeugkategorie und Emissionsstandard



Quelle: eigene Darstellung ifeu

Über alle mobilen Quellen hinweg liegen die UFP-Emissionen im Jahr 2022 in Deutschland bei knapp 6×10^{24} Partikeln pro Jahr. Die NRMM haben hierbei den größten Anteil, gefolgt vom Straßenverkehr und dem Luftverkehr. Der Hauptgrund für die hohen UFP-Emissionen der NRMM ist, dass Maschinen ohne Partikelfilter zwischen ca. 50-80 % des Dieserverbrauchs der NRMM ausmachen, was zum einen an den weniger strengen Anforderungen der Abgasgesetzgebung und zum anderen an der langen Lebenszeit der Maschinen liegt. Im Luftverkehr sind ebenfalls die spezifischen UFP-Emissionsfaktoren pro kg Treibstoff für den hohen Beitrag verantwortlich. Da die meisten Turbinen die gegenwärtigen Emissionsstandards unterschreiten, scheint das Flottenalter hier jedoch einen geringen Anteil zu haben. Schiene und Binnenschifffahrt haben einen deutlich geringeren Anteil an den UFP-Emissionen. Bis 2030 sinken die UFP-Emissionen aller mobilen Quellen insgesamt um ca. 36 % gegenüber 2022. Die größte Reduktion macht sich im Straßenverkehr bemerkbar, da ältere Fahrzeuge hier zunehmend durch Nullemissionsfahrzeuge (z.B. batterieelektrische oder Brennstoffzellenfahrzeuge) oder neue Euro 6/VI-Verbrenner mit Partikelfiltern ersetzt werden. Auch in den anderen Bereichen wirken die Emissionsstandards für neue Motoren, wenn auch weniger stark bzw. wird die Minderung im Luftverkehr aufgrund des Verkehrswachstums überkompensiert (Abbildung 3).

Abbildung 3: Emissionen von UFP aus dem Verkehr in Deutschland für 2022 und 2030 nach Verkehrsbereich



Quelle: eigene Graphik auf Basis von ifeu-Berechnungen. Anmerkung: Im Luftverkehr sind Emissionen der LTO-Phase sowie für den nationalen Luftverkehr der CCD Phase einbezogen.

Maßnahmen zur weiteren UFP-Minderung

Auch wenn bereits aufgrund der aktuellen Abgasgrenzwerte und durch die zunehmende Einführung von Nullemissionsfahrzeugen zukünftig die UFP-Emissionen sinken, kann die Reduktion durch weitere Maßnahmen verstärkt oder beschleunigt werden. Im Straßenverkehr werden sich die Abgasgrenzwerte durch die Einführung der Euro 7 Norm weiter verschärfen und durch die Erweiterung der SPN-Grenzwerte auf Partikel >10 nm statt >23 nm auch UFP besser erfassen. Einen weiteren wichtigen Hebel können die RDE-Testbedingungen darstellen. Diese enthalten bisher noch nicht die Phasen mit Partikelfilterregeneration, welche zu erhöhten UFP-Emissionen führen können. Diese Phasen sollten im Rahmen kommender Durchführungsrechtsakte über den K_f -Faktor hinaus in die RDE-Tests integriert werden, in der Euro 7 Regulierung sind sie derzeit allerdings noch nicht Teil von RDE-Tests. Eine andere Stellschraube ist die Überprüfung der Partikelemissionen über die gesamte Lebenszeit. Die verpflichtende Durchführung von Partikelfilter-Funktionstests im Rahmen der periodischen technischen Überwachung (PTI) kann dies aus heutiger Sicht weitgehend gewährleisten. Eine weitere mögliche Maßnahme stellt die Optimierung der Kraftstoffqualität, insbesondere für Benziner, dar. Nicht nur für die Minderung der UFP-Emissionen, sondern auch der Treibhausgase und anderer Luftschaadstoffe, können Maßnahmen zur Steigerung der Elektromobilität, der Verkehrsvermeidung und die Einführung von allgemeinen Tempolimits auf Autobahnen Wirkung zeigen.

Bei NRMM, Binnenschiffs- und Schienenfahrzeugen stellen die geltenden Emissionsstandards mit der Stufe V bereits ein effektives Mittel zur Reduktion der UFP-Emissionen dar, deren Wirkung analog zum Straßenverkehr jedoch auch im Realbetrieb und über die Fahrzeuglebenszeit sichergestellt werden muss. Aufgrund der langen Lebenszeit wirken die Emissionsstandards sich jedoch nur langsam im Bestand aus. Daher könnten z. B. im innerstädtischen Bereich Anforderungen an die Bestandsflotte über Umweltzonen oder Ausschreibungskriterien eingeführt werden, um die UFP-Emissionen lokal schneller zu senken.

Für den Luftverkehr lässt die aktuelle Gesetzeslage keine nennenswerten Reduktionen der UFP-Emissionen erwarten. Im Gegensatz zum Straßenverkehr soll die Reduktion von Treibhausgasen im Wesentlichen durch die Beimischung von erneuerbaren Kraftstoffen erfolgen. Diese können nach heutigen Erkenntnissen UFP-Emissionen nicht komplett vermeiden und zeigen nur bei Reinkraftstoffen bzw. hohen Beimischungsraten eine relevante Minderung gegenüber Kerosin, welche jedoch im Rahmen der EU Refuel Aviation Richtlinie erst im Jahr 2050 gefordert sind. Andere wirkungsvolle Ansätze wären die Vermeidung von Flügen und die Prüfung einer möglichen Verschärfung der Partikelanzahlgrenzwerte.

Weiterer Forschungsbedarf

Im Rahmen dieser Literaturoauswertung wurde deutlich, dass die Verfügbarkeit von Messdaten zur Partikelgrößenverteilung im Abgas gering ist und nur näherungsweise genaue UFP-Emissionsfaktoren für alle Verkehrsbereiche nach Antrieb und Emissionsstandard abgeleitet werden können. Insbesondere für NRMM sollten die Emissionsfaktoren durch zusätzliche Messungen, sowohl hinsichtlich SPN insgesamt als auch UFP, besser abgesichert werden. Auch die Flottenzusammensetzung bei den NRMM -insbesondere der Bestand und tatsächliche Einsatz älterer Maschinen- sollten überprüft werden, z.B. durch Datenerhebungen bei landwirtschaftlichen Betrieben oder Auswertung von Gebrauchtbörsen.

Da die SPN-Emissionsfaktoren dieser Studie zu großen Teilen auf das HBEFA 4.2 zurückgehen, sollten diese überprüft werden, sobald das HBEFA 5.1 vorliegt. Daraus könnten sich auch zusätzliche Erkenntnisse durch die Berücksichtigung neuer Messdaten sowie Daten zu Manipulationen oder Defekten bei DPF ergeben.

Weitere Aspekte, die für den Straßenverkehr, Schiene, Binnenschifffahrt und NRMM untersucht werden sollten sind:

- ▶ Einfluss defekter Filter (Häufigkeit solcher Defekte und Höhe der Emissionen)
- ▶ Einfluss von DPF Regenerationen auf UFP (Häufigkeit und Emissionsfaktoren bei Regeneration)
- ▶ Einfluss der Kraftstoffqualität, speziell bei Otto-Kraftstoffen

Aufgrund der vergleichsweise guten Datengrundlage zu UFP-Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten des Luftverkehrs könnten die UFP-Emissionen mit TREMOD jährlich insgesamt und pro Flughafen berechnet werden. Hierbei wäre eine Weiterentwicklung der aktuell gewichteten Turbinen zu Flugzeugtyp spezifischen Emissionsfaktoren zielführend, da die Luftfahrtstatistiken diese Differenzierung hergeben.

Summary

Introduction

Pollutant emissions from traffic (road, water, rail, air) and mobile machinery and equipment have been researched for years and quantified as part of clean air plans for local authorities and the Federal Environment Agency's emissions reporting for Germany. Together with nitrogen dioxide emissions (NO_2), the focus in recent years has been on particulate emissions in particular, as their potential risk to humans and the environment has long been known. The smaller the particles, the deeper they can penetrate into the lung system when inhaled. Ultrafine particles (UFP) can reach the terminal bronchi and alveoli (pulmonary alveoli), where gas exchange takes place. To our understanding, there is no exact definition of UFP. However, an aerodynamic diameter of less than 100 nm is generally accepted as UFP.

The introduction and further development of emission standards for new vehicles and engines have led to a reduction in particulate pollution, especially with regard to particulate mass. Since Euro 5 (2009) for passenger cars and light commercial vehicles and EURO VI (2013) for heavy commercial vehicles, and since Stage V (2019) for mobile machinery, the number of particles (PN) has also been subject to a limit value, at least for diesel engines. In order to comply with this limit, efficient particulate filters are required, which also efficiently reduce particulate mass emissions. However, only the solid PN (SPN) are limited. In combustion engines, the average value of the SPN is typically around 80 to 100 nm.

With the help of the HBEFA (Manual for Emission Factors of Road Traffic), there is already a comprehensive database of emission factors for various air pollutants, including particulates, which enables the analysis of emissions and air pollution. However, no emission factors or emission data are yet available for UFP, which is why detailed analyses of the causes of UFP pollution have so far only been possible to a limited extent. Based on a literature review and calculations using HBEFA and TREMOD (Transport Emission Model) data, this report therefore examines the following issues for all areas of transportation:

- ▶ Data basis on UFP emissions, in particular size distributions of particulate emissions, different modes of transport, drive systems and exhaust gas reduction technologies
- ▶ UFP emissions from transport in Germany as a whole and the contribution of individual modes of transport
- ▶ Overview of measures and instruments that can reduce UFP emissions
- ▶ Recommendations for further research needs

Formation of UFP in exhaust gas

UFP and soot particle emissions in exhaust gas are caused in particular by incomplete oxidation during fuel combustion. This is favored by a local lack of air, i. e. an air-fuel mixture of $\lambda < 0.7$, and sufficient temperatures ($> \text{approx. } 1600 \text{ }^{\circ}\text{K}$), as oxidation of hydrocarbons is necessary. Short periods of time for mixture formation favor soot formation, which is why this is more likely to occur in diesel or gasoline direct injection engines than in gasoline naturally aspirated engines. Exhaust gas recirculation can also increase soot emissions due to the reduction in oxygen content and temperature, as the soot can no longer oxidize completely. The particle size is generally between 2 and 300 nm (mean value 80-100 nm). The size distribution and thus the proportion of UFP depends on various factors. For example, high pressure and a small nozzle cross-section tend to result in small particles. The agglomeration of several smaller particles to form larger particles and the coagulation of volatile components on particles, on the other hand,

lead to larger particles. Particle filters are particularly effective at separating UFP due to diffusion separation as they flow through the filter medium, thus reducing the number of particles by approx. 99 %. Although SCR (selective catalytic reduction) systems effectively reduce NO_x emissions, they can generate particles in the form of nitrate as a by-product of NH₃ and NO_x. In addition to exhaust gas aftertreatment, operating conditions (e. g. load profile) and fuel quality also have an influence on the formation of UFP.

Measurement technology

Condensation particle counters (CPCs) are the state of the art for measuring the number of particles. Depending on the configuration, their measuring barrier starts at around 4 nm, i. e. 50 % of the particles are detected at this diameter. By connecting a separator upstream, particles of individual size classes can be measured and thus size distributions can be determined. For stationary measurements, DMAs (Differential Mobility Analyzers) are often used, which allow the particles to pass through to the CPC in intervals according to size classes before the CPC. The combination of DMA and CPC is called SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) by one manufacturer. In addition to the size range, sampling and preparation are also relevant. For SPN measurement in vehicle exhaust, the measurement of "solid" SPN23, i. e. greater than 23 nm, has been mandatory since Euro 5. Volatile components are vaporized before measurement. With Euro 7, the measurement of SPN10 is mandatory. The measurement methods for SPN in exhaust gas are developed by the PMP group (Informal Working Group on Particulate Measurement Program) of the UNECE.

When measuring UFP in air quality, usually as (Total Particle Number, TPN), no sample preparation is generally used to remove volatile particles. The measurement of all particles (TPN) therefore results in a significant difference compared to the method used for exhaust gas measurement.

Determination of emission factors for UFP

The UFP emission factors for traffic and mobile machinery were derived from a literature search using emission factors for SPN23 and PM and PN size distributions. For this purpose, publications from various databases were searched for specific keywords and the publications were then evaluated in a multi-stage process for usable UFP measurement data. These were generally available in the form of diagrams, which were digitized using the engauge digitalizer software, read out as data points and converted into distribution curves using regression functions.

Table 1: Approach for the literature research

	Road	Aviation	Rail	Ships	NRMM				
Library/platform	TU Graz Server	www.sciencedirect.com / www.researchgate.net							
Year of publication	2002 or newer								
General search terms	Particle emissions, PM, particle number emissions, ultra fine dust, Size distribution, Mass distribution, Composition, proportions, size classes, Morphology, particle filter efficiency, reduction, fuel effects								
specific search terms	Vehicle exhaust, gasoline, diesel	aircraft turbine, jet fuel, turbojet,	diesel train exhaust	Ship exhaust	NRMM, non road mobile machinery				

Road	Aviation	Rail	Ships	NRMM
	turbofan, LTO			

Note: The TUG Graz Server provides access to most of the publication media relevant to universities. Only references published from 2002 onwards were included in the closer examination, as earlier measurements of particle number of motor vehicles were often carried out using faulty measurement methods. Terms were searched for in both English and German.

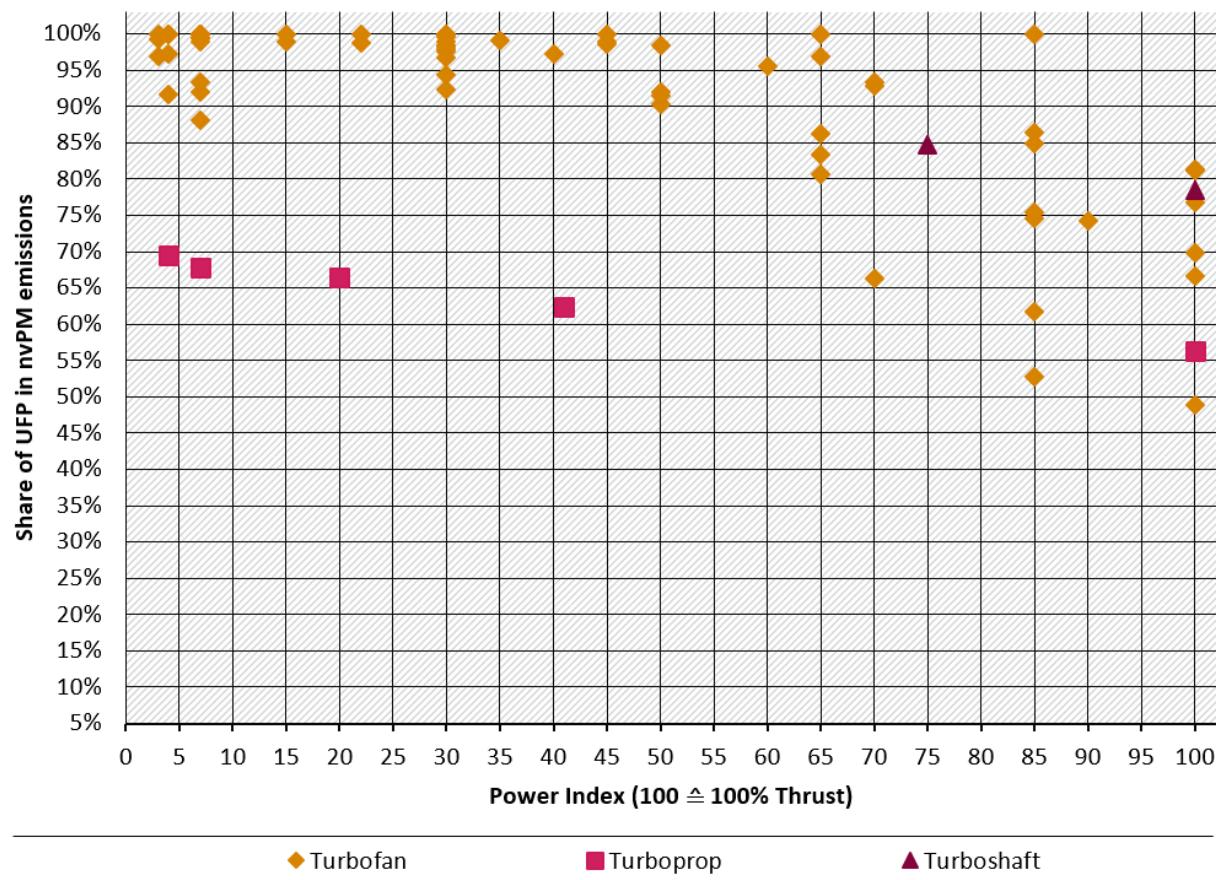
For **road transport**, SPN23 emission factors were available from the HEBFA, version 4.2, based on various measurement programs for different traffic situations, broken down by vehicle category, drive system and emission standard. These clearly show that the particle number emissions for diesel vehicles up to the introduction of Euro 5/V are significantly higher than for gasoline vehicles. From Euro 5 onwards, however, diesel vehicles emit significantly fewer particles due to the particulate filters. The literature research provided 11 usable sources with size class distributions. Depending on the emission standard, the share of UFP in SPN emissions is between 66-88 % for petrol passenger cars, between 61-64 % for diesel passenger cars and between 37-62 % for SNF. The UFP emission factors for passenger cars are between approx. $1 \times 10^{10} \text{ #/km}$ and $1 \times 10^{13} \text{ #/km}$, with diesel passenger cars from Euro 0 to Euro 4 having the highest emissions and diesel passenger cars with Euro 6 the lowest. For heavy commercial vehicles from Euro 0 to Euro IV, the UFP emission factors tend to be higher at around $1 \times 10^{14} \text{ #/km}$, but for newer emission standards they are of the same order of magnitude as for diesel passenger cars. In terms of fuel consumption, the average UFP emission factor for road transport in 2022 was $3 \times 10^{13} \text{ #/kg}$.

For **mobile machinery, inland waterway vessels and rail vehicles**, there is hardly any measurement data on SPN, especially for older engines, and the literature search also yielded no or only a few hits in these areas. The UFP emissions therefore had to be estimated using analogies to road traffic. The SPN emission factors were determined using the particle mass (PM) emission factors for NRMM, inland waterway vessels and rail from the TREMOD model and using the PN/PM ratio for cars/trucks with comparable drive systems and emission standards. UFP shares were also taken from cars and trucks and are therefore usually around 60 % of SPN emissions. As diesel engines are largely used in these areas and emission standards were introduced later than in road transport and not for all applications/performance classes, the average emission factors in 2022 are significantly higher than in road transport at up to $7 \times 10^{14} \text{ #/kg}$ fuel.

A comparatively extensive database was available for **aviation**. SPN emission factors for turbine aircraft in the Landing Take Off (LTO) cycle were available from the ICAO turbine database. From the literature research, 12 publications with suitable data on SPN size distributions could be evaluated for these as well as isolated data for other aircraft types and flight phases. The UFP emissions differ greatly according to the turbine model. There was a tendency towards a decreasing UFP share with increasing thrust (Figure 1). For the year 2022, the average UFP emission factor for national air traffic is $1 \times 10^{15} \text{ #/kg}$ fuel. Compared to the other mobile sources, air transport thus has the highest specific UFP emission factors and, at an average of 79 %, the highest UFP share of SPN emissions (Figure 1).

Figure 1: Share of SPN $\leq 100\text{nm}$ in the SPN emissions of different turbine types in aviation**Share of UFP in nvPM emissions**

Comparison between different kerosene-powered turbine types depending on the load



*a list of all data can be found in the annex

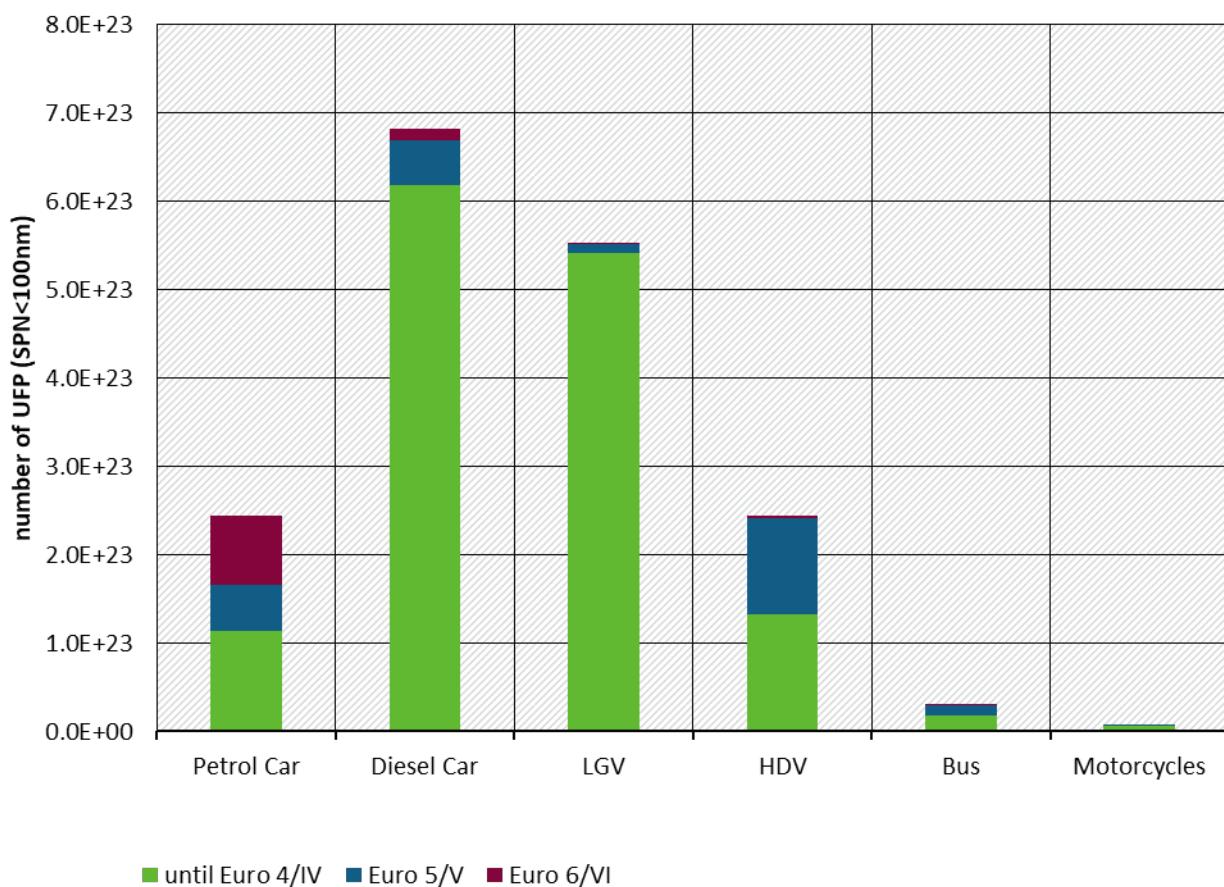
Quelle: ifeu-Analysis

UFP emissions from transport in Germany by source category

The annual UFP emissions from transport and mobile machinery as a whole were determined by multiplying the emission factors with the mileage (road transport) or energy consumption (other areas) from TREMOD/TREMOT-MM. The reference years 2022 and 2030 were taken into account with the respective fleet compositions by drive and emission standard.

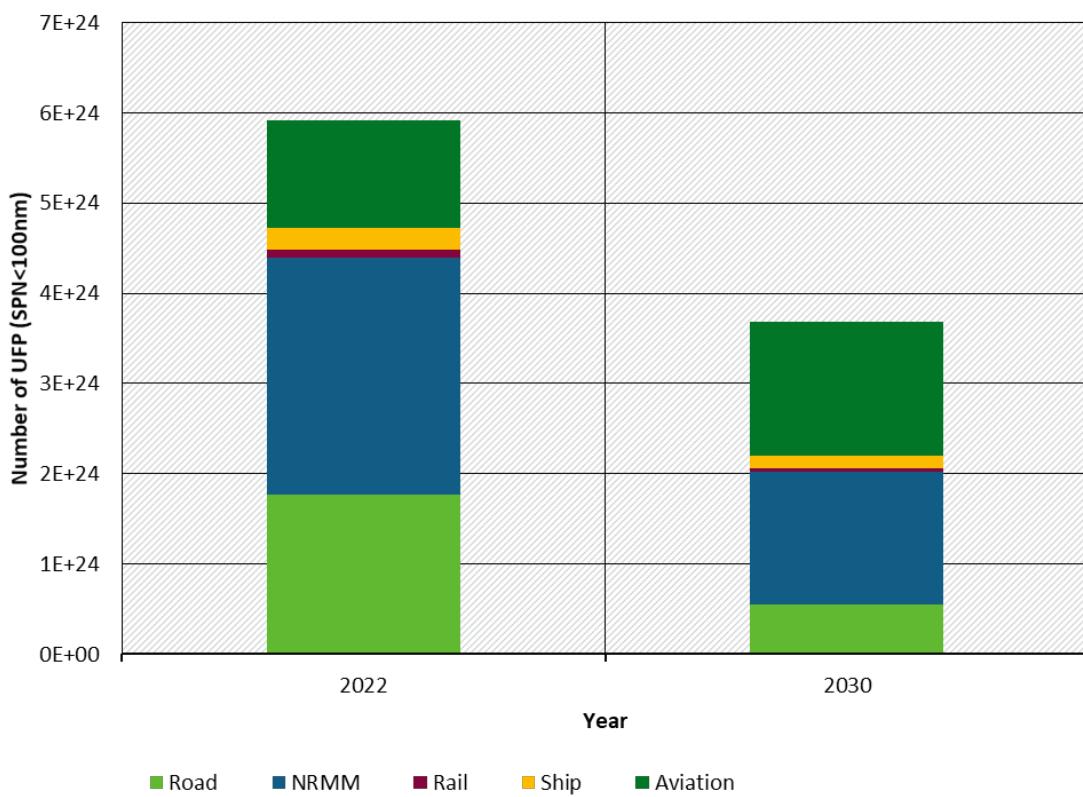
In road transport, diesel cars and light commercial vehicles are the main contributors to UFP emissions in 2022. The largest share comes from diesel vehicles with Euro 4 or older emission standards, although these only account for a small proportion of mileage (approx. 15 % for diesel cars) (Figure 2).

Figure 2: Ultrafine particles from road transport in 2022 by vehicle category and emission standard



Source: figure by ifeu

Across all mobile sources, UFP emissions in Germany in 2022 will be just under 6×10^{24} particles per year. The NRMM have the largest share here, followed by road traffic and air traffic. The main reason for the high UFP emissions of NRMM is that machines without particulate filters account for between approx. 50-80 % of the diesel consumption of NRMM, which is due to the less stringent requirements of exhaust gas legislation on the one hand and the long service life of the machines on the other. In aviation, the specific UFP emission factors per kg of fuel are also responsible for the high contribution. However, as most turbines fall below the current emission standards, the age of the fleet appears to play a minor role here. Rail and inland shipping have a significantly lower share of UFP emissions. By 2030, UFP emissions from all mobile sources will fall by around 36 % overall compared to 2022. The greatest reduction is noticeable in road transport, as older vehicles are increasingly being replaced by zero-emission vehicles (e. g. battery electric or fuel cell vehicles) or new Euro 6/VI combustion engines with particulate filters. The emission standards for new engines also have an effect in other areas, albeit to a lesser extent, or the reduction in air traffic is more than compensated for due to traffic growth (Figure 3).

Figure 3: Emissions of UFP from transport in Germany for 2022 and 2030 by transport sector

Source: own figure based on ifeu calculations. Note: Emissions from the LTO phase and the CCD phase for national air traffic are included in air traffic.

Measures for further UFP reduction

Even if UFP emissions are already falling in future due to the current exhaust emission limits and the increasing introduction of zero-emission vehicles, the reduction can be increased or accelerated by further measures. In road traffic, the introduction of the Euro 7 standard will further tighten exhaust emission limits and the extension of the SPN limits to particles $>10\text{ nm}$ instead of $>23\text{ nm}$ will also better capture UFP. The RDE test conditions can represent another important lever. These do not yet include the phases with particle filter regeneration, which can lead to increased UFP emissions. These phases should be integrated beyond the Ki-factor into the RDE tests in future implementing acts, but they are not yet part of the RDE tests in the Euro 7 regulation. Another adjustment screw is the testing of particulate emissions over the entire service life. From today's perspective, the mandatory performance of particle filter function tests as part of periodic technical inspections (PTI) can largely guarantee this. Another possible measure is the optimization of fuel quality, especially for petrol engines. Measures to increase electromobility, traffic avoidance and the introduction of general speed limits on freeways can help to reduce not only UFP emissions, but also greenhouse gases and other air pollutants.

For NRMM, inland waterway and rail vehicles, the current emission standards with Stage V already represent an effective means of reducing UFP emissions, but their effect must also be ensured in real operation and over the vehicle's lifetime, as is the case with road traffic. Due to the long service life, however, the emission standards only have a slow effect on existing vehicles. For this reason, requirements could be introduced for the existing fleet in inner-city areas, for example, via environmental zones or tendering criteria in order to reduce UFP emissions locally more quickly.

The current legal situation does not allow any significant reductions in UFP emissions to be expected for air traffic. In contrast to road transport, the reduction of greenhouse gases is to be achieved primarily through the blending of renewable fuels. According to current knowledge, these cannot completely avoid UFP emissions and only show a relevant reduction compared to kerosene in the case of pure fuels or high blending rates, which, however, are not required until 2050 under the EU Refuel Aviation Directive. Other effective approaches would be to avoid flights and to examine a possible tightening of the particle number limits.

Need for further research

In the course of this literature review, it became clear that the availability of measurement data on particle size distribution in exhaust gas is low and that only approximately accurate UFP emission factors can be derived for all traffic sectors by drive and emission standard. For NRMM in particular, the emission factors should be better validated by additional measurements, both in terms of total SPN and UFP. The fleet composition of NRMMs - in particular the stock and actual use of older machines - should also be checked, e.g. by collecting data from agricultural businesses or evaluating second-hand exchanges.

As the SPN emission factors in this study are largely based on HBEFA 4.2, they should be reviewed as soon as HBEFA 5.1 is available. This could also result in additional findings through the consideration of new measurement data and data on manipulations or defects in DPFs.

Other aspects that should be investigated for road transport, rail, inland shipping and NRMM are

- ▶ Influence of defective filters (frequency of such defects and level of emissions)
- ▶ Influence of DPF regeneration on UFP (frequency and emission factors during regeneration)
- ▶ Influence of fuel quality, especially for petrol fuels

Due to the comparatively good data basis for UFP emission factors and air traffic activity data, UFP emissions could be calculated annually with TREMOD, both overall and per airport. It would be expedient to further develop the currently weighted turbines into aircraft type-specific emission factors, as the aviation statistics provide this differentiation.

1 Einleitung

Relevanz von UFP

Die Schadstoffemissionen des Verkehrs in Deutschland werden seit Jahren erforscht und im Rahmen von Luftreinhalteplänen für Kommunen und der Emissionsberichterstattung des Umweltbundesamtes für Deutschland insgesamt quantifiziert. Zusammen mit den Stickstoffdioxidemissionen (NO_2) standen in den letzten Jahren vor allem Partikelemissionen im Fokus, da deren Gefährdungspotenzial für den Mensch und die Umwelt seit langen bekannt ist. Je kleiner die Partikel desto tiefer können diese bei Inhalation in das Lungenystem vordringen. Ultrafeine Partikel (UFP) können bis in den Bereich der terminalen Bronchien und Alveolen (Lungenbläschen) gelangen, in denen der Gasaustausch stattfindet.

Nach unserem Verständnis gibt es keine exakte Definition von UFP. Mehrheitlich wird aber ein aerodynamischer Durchmesser von kleiner 100 nm als UFP angenommen, so auch in bisherigen UBA-Studien (Hellack et al. 2022). UFP können als primäre und sekundäre Partikel entstehen. Primäre Partikel werden direkt in die Atmosphäre emittiert, z.B. feste Rußpartikel. Sekundäre Partikel entstehen hingegen erst in der Atmosphäre, u.a. durch chemische Reaktionen wie der Bildung von festen Sulfat-Verbindungen aus gasförmigem Schwefeldioxid. Der vorliegende Bericht konzentriert sich jedoch auf die direkten UFP-Emissionen des Verkehrs, d. h. die primären Partikel. Aspekte zur UFP-Immission und weiteren Emittenten wurden in parallelen Forschungshabens des Umweltbundesamts durchgeführt und sind nicht Bestanteil dieses Berichts. Zusammenfassend werden UFP im Rahmen der folgenden Studie wie folgt untersucht:

- ▶ UFP sind hier alle festen Partikel bis 100nm, sowie
- ▶ Nur direkte und nicht-flüchtige, keine Sekundärpartikel
- ▶ Nur Abgaspartikel, keine Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen

Stand der Gesetzgebung

Die Einführung und Weiterentwicklung von Emissionsstandards für Neufahrzeuge, lokale Luftqualitätsgrenzwerte und nationale Jahreshöchstmengen haben zu einer Reduktion der Partikelbelastung, vor allem im Hinblick auf die Partikelmasse geführt.

Die Partikel in Emissionen von Verbrennungsmotoren sind zu fast 100 % unter 1 Mikrometer und werden seit EURO 1 (1992) und für mobile Maschinen je nach Leistungsklasse seit Stufe 1 (1999) als Partikelmasse (PM) beschränkt. Da die (ultra)feinen Partikel aber kaum zur Partikelmasse beitragen, wurde ein weiterer Parameter benötigt, um auch diese zu quantifizieren. Seit Euro 5 (2009) bei PKW und LNF bzw. EURO VI (2013) bei schweren Nutzfahrzeugen und seit Stufe 5 (2019) bei mobilen Maschinen ist daher auch die Partikelanzahl (PN³) zumindest für Dieselmotoren mit einem Grenzwert versehen worden. Um diesen Grenzwert einzuhalten sind, ähnlich der Partikelmasse, effiziente Partikelfilter notwendig. Hierbei werden aber lediglich die festen PN (SPN⁴) limitiert. Bei Verbrennungsmotoren liegt der Mittelwert der SPN typischerweise bei ca. 80 bis 100 nm. Die UFP im Abgas sind dadurch deutlich weniger umfangreich erforscht als PM und SPN und daher bisher auch nicht explizit

³ Aus dem Englischen für particle number. PN gibt Auskunft über die Anzahl der im Abgas enthalten Partikel, unabhängig des Partikeldurchmessers.

⁴ SPN: solid particle number

Gegenstand von Minderungsmaßnahmen. Im Rahmen der europäischen Luftqualitätsgrenzwerte sowie der Jahreshöchstmengen ist bislang nur die Partikelmasse (PM2.5, PM10⁵) limitiert.

Forschungsgegenstand der Studie

Mithilfe des HBEFA liegt eine umfangreiche Datengrundlage zu Emissionsfaktoren aus Abgasmessungen für verschiedene Luftschatstoffe, darunter auch Partikelemissionen, vor, welche die Analyse der Emissionen und Luftbelastung ermöglichen. Bisher liegen jedoch noch keine Emissionsfaktoren bzw. Emissionsdaten für UFP vor, weswegen detaillierte Analysen zu den Ursachen der UFP-Belastung bisher nur eingeschränkt möglich waren. Im vorliegenden Bericht werden daher basierend auf einer Literaturrecherche und Berechnungen mit Daten des HBEFA und von TREMOD folgende Fragestellungen untersucht:

- ▶ Datengrundlage zu UFP-Emissionen, insbesondere Größenverteilungen von Partikelemissionen, verschiedener Verkehrsträger, Antriebe und Abgasminderungstechnologien
- ▶ UFP-Emissionen des Verkehrs in Deutschland insgesamt und Beitrag der einzelnen Verkehrsträger
- ▶ Überblick über Maßnahmen und Instrumente, welche eine Minderung der UFP-Emissionen bewirken können
- ▶ Empfehlungen zum weiteren Forschungsbedarf

⁵ PM steht für die Partikelmasse, die Werte 2.5 und 10 für den maximalen Durchmesser in Mikrometern (µm)

2 Emissionsfaktoren für ultrafeine Partikel aus dem Verkehr

2.1 Entstehung von UFP in Motoren

Ruß bildet sich in der Verbrennung von Benzin und Diesel bei lokalem Luftmangel, d. h. einem Luft-Kraftstoffgemisch von $\lambda < 0,7$, und ausreichenden Temperaturen ($>\text{ca. } 1600 \text{ }^{\circ}\text{K}$), da eine Oxidation von Kohlenwasserstoffen notwendig ist. Wasserstoff oxidiert schneller als der Kohlenstoff, so dass über Äthin und PAH-Bildung Ruß-Keime entstehen, welche einen Durchmesser von ca. 2 nm haben. Durch Koagulation wachsen diese zu den typischen primären Rußpartikeln mit etwa 10 nm Durchmesser an. Im weiteren Verlauf erfolgen weitere Koagulation und Anlagerungen von unverbrannten Kohlenwasserstoffen aus Schmieröl und Kraftstoff sowie von Schwefelverbindungen, Abrieb und Asche aus Additiven in Öl und Kraftstoff. Damit bilden sich Partikel aus Ruß mit angelagerten Verbindungen sowie auch nur Tröpfchen ohne Rußkern (Nukleationspartikel). Damit haben die emittierten Partikel typischerweise eine Größenverteilung zwischen 2 und 300 nm mit einem Mittelwert etwa bei etwa 80 bis 100 nm.

Da Ottokraftstoffe gegenüber Dieselkraftstoffen wegen der niedrigeren Siedelinie eine raschere Verdampfung und wegen dem längeren Zündverzug längere Zeit zur Durchmischung haben, ist die Rußbildung bei Ottomotoren weniger ausgeprägt.

Direkteinspritzende Motoren haben wegen der kurzen Zeit zwischen Spritzbeginn und Zündung eine inhomogene Verteilung von Luft und Kraftstoff im Brennraum mit Zonen von Luftmangel. Saugrohreinspritzende Ottomotoren haben dagegen ein sehr homogenes Kraftstoff-Luftgemisch ohne fette Zonen und daher geringe Rußbildungsneigung. Benzинmotoren mit Direkteinspritzung haben daher im Vergleich zu Saugrohreinspritzung höhere Partikelemissionen.

Mit Abgasrückführung sinkt der Sauerstoffgehalt im Brennraum und auch die Verbrennungstemperatur. Dadurch sinken zwar die NO_x -Emissionen, die Rußbildungsrate steigt aber tendenziell. Auch die Nachverbrennung der gebildeten Partikel in der Ausbrandphase verlangsamt sich wegen der geringeren Temperatur und der niedrigeren Sauerstoffkonzentration.

Die entstehende Größenverteilung der Partikel hängt unter anderem von der Kraftstoffeinspritzung ab. Hohe Drücke und kleine Düsenquerschnitte führen zu einer homogeneren Ladungsmischung und geringerer Partikelbildung (Masse und Anzahl), tendenziell aber zu kleineren Partikeln.

Die Gesamtanzahl der im Verbrennungsprozess entstehenden Partikel ist von vielen weiteren Einflussfaktoren wie zum Beispiel Lastpunkt, Zylindergeometrie, Qualität der Kolbenringe und Buchsen, der Kraftstoffqualität etc. abhängig. Der Großteil dieser Partikel aus dem Verbrennungsprozesses wird bei modernen Fahrzeugen vom Partikelfilter in der Abgasnachbehandlung herausgefiltert. (Eichseder, 2022), (Merker und Teichmann 2018)

Die Abscheidung kleiner Partikel im Partikelfilter erfolgt vorwiegend durch Diffusionsbewegung, infolge derer die Partikel beim Durchströmen des porösen Mediums an die Filterwand gelangen und dort abgeschieden werden. Da die Diffusionsbewegung mit sinkendem Partikeldurchmesser zunimmt, werden besonders kleine Partikel in Wall-Flow-Filters generell besser abgeschieden als größere. Abscheideraten erreichen deutlich über 99 % der Partikelanzahl. (Eichseder, 2022)

SCR-Systeme können aus dem dort zur NO_x-Reduktion genutzten NH₃ zusammen mit dem NO_x Partikel (Nitrate) bilden, welche in die Umwelt gelangen. (Amanatidis,2014)

Im Luftverkehr entstehen UFP-Emissionen im Wesentlichen während der Verbrennungsprozesse in mit Kerosin betriebenen Turbinentreibwerken. Prinzipiell spielen hierbei ähnliche Faktoren wie bei Otto- und Dieselmotoren eine Rolle, wie z.B. Luft-Kraftstoffverhältnis, Temperatur und Verweildauer des Abgases. Diese werden im Kapitel 2.6 detaillierter beschrieben.

2.2 Messtechnik

Als Messmethode für die Bestimmung der Anzahl von UFP in sowohl Abgas- als auch Nicht-Endrohremissionen werden im allgemeinen Kondensationspartikelzähler (Condensation Particle Counter, CPCs) verwendet. Je nach Ausführung und je nachdem, welche Temperaturen bei einem CPC im Sättiger und im Kondensator eingestellt werden, ergibt sich als untere Schranke der messbaren Partikel typischerweise ein Wert von etwa 4 nm bis 23 nm. Die untere Schranke wird als der Durchmesser definiert, bei dem 50 % der Partikel vom CPC erfasst werden. Werden die SPN nur mit einem CPC gemessen, werden also generell in etwa alle Partikel über dem Schwellwert gezählt. Wird ein Abscheider vor dem CPC installiert, werden nur die Partikel bis zu der Größe, ab der der Abscheider wirkt, gezählt. Für stationäre Messungen werden häufig DMAs (Differential Mobility Analyzers) verwendet, die die Partikel vor dem CPC intervallartig nach Größenklassen zum CPC durchlassen und so die Messung der Größenverteilung erlauben. Die Kombination DMA und CPC wird bei einem Hersteller SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) bezeichnet. SMPS messen typischerweise bis ca. 660 nm obere Schranke. Messgeräte zur Erfassung der Größenverteilung in dynamisch variablem Aerosol funktionieren nach ähnlichem Prinzip, haben aber parallele Zellen um ausreichend schnell messen zu können oder das Messgerät basiert auf eine Elektrometerprinzip.

Neben dem Größenbereich ist auch die Probenahme und Aufbereitung relevant. Bei der SPN-Messung im Fahrzeugabgas ist seit EURO 5 (Verordnung (EU) 692/2008) die Messung von „festen“ SPN23, also größer 23 nm, vorgeschrieben. Dafür wird die Probe vor der Partikelzählung heiß verdünnt, die flüchtigen Partikel(-bestandteile) in einem Thermodenuder verdampft, danach noch einmal kalt verdünnt und dann im CPC die Anzahl gemessen, (Giechaskiel, 2018). Mit EURO 7 (Verordnung (EU) 2024/1257) ist die Messung von SPN10⁶ vorgeschrieben. Die Probe muss vor der Messung im CPC durch einen beheizten Katalysator geleitet werden, um sicher alle Nukleationspartikel zu entfernen. Die Entfernung flüchtiger Partikel in der Abgasmessung ist notwendig, da sich wegen der im Vergleich zur realen Situation sehr geringen Verdünnung des Abgases am Prüfstand eine viel höhere Tendenz zur Nukleation, also der Bildung von vielen, sehr kleinen Tröpfchen ohne festen Kern einstellt. Dies umso mehr, je weniger feste Partikel als Kondensationskeime im Abgas sind. Mit dieser Methode erreicht man reproduzierbare Messergebnisse hinsichtlich der SPN Emissionen, jedoch entspricht die gemessene Anzahl dieser Partikel nicht der realen Emission in der Atmosphäre, und ist somit auch eine Ursache für die bestehende Lücke zwischen Emissions- und Immissionsdaten. Die Messmethoden für SPN im Abgas werden von der PMP Gruppe (Informal Working Group on Particulate Measurement Programme) der UNECE ausgearbeitet, z.B. (ECE 2022).

Die Messung der gesamten Partikelanzahl (Total Particle Number, TPN) ist immer wieder Gegenstand von Forschungsprojekten. Dabei werden z.B. Abgase verdünnt in Alterungskammern unter künstlichem UV Licht gealtert und die Effekte von Nukleation,

⁶ PN10 bedeutet die Partikelanzahl aller Partikel größer 10 nm

Koagulation etc. bestimmt. Für allgemein gültige Aussagen dürften allerdings zu wenige solche Untersuchungen verfügbar zu sein. TPN waren allerdings nicht Gegenstand dieser Studie.

Bei der Messung der UFP in der Luftgüte wird im Allgemeinen keine Probeaufbereitung zur Entfernung flüchtiger Partikel verwendet. Die Messung aller Partikel (Total Particle Number, TPN) ergibt einen signifikanten Unterschied gegenüber der Methode bei der Abgasmessung.

Da die TPN in der Atmosphäre feste und lösliche Primär- und Sekundärpartikel beinhalten, stellt die hier getroffene Definition der Abgas-UFP nur einen Teil des Beitrages des Verkehrsabgases zu den in der Atmosphäre gemessenen UFP dar. Je nach Witterung und anderen Emissionsquellen, können die TPN ein Mehrfaches der festen UFP betragen. In (Hausberger et al. 2021) wurden SPN4 (PN größer 4 nm) und SPN23 in Abständen von 1 bis 5 m neben der Straße jeweils als SPN und als TPN gemessen. Das Verhältnis TPN zu SPN variierte dabei zwischen ca. 1,5 und 10. Das Verhältnis SPN4 zu SPN23 betrug etwa 2:1. Die Neigung der Abgase zur Bildung von Nukleations- und Sekundärpartikeln sowie Akkumulationseffekte nach Motor- und Abgasnachbehandlungstypen zu untersuchen, war nicht Gegenstand dieser Studie.

2.3 Vorgehensweise in dieser Studie

Ziel der Studie war es UFP-Emissionsfaktoren in den jeweiligen Bereichen⁷ des Verkehrssektors und deren Emissionsmengen in Deutschland abzuleiten, welche möglichst kompatibel mit dem HBEFA und TREMOD sind. Zwar verfügen diese Modelle bisher nicht über UFP-Emissionsfaktoren, jedoch über die folgenden Größen:

- ▶ Spezifischer Kraftstoffverbrauch
- ▶ Partikelmasse (PM)
- ▶ Feste Partikelanzahl (SPN) (nur für den Straßenverkehr und mobile Maschinen)

Infolge der Abgasgesetzgebung für den Straßenverkehr vor EURO 7 erfassen nahezu alle zurückliegenden Messkampagnen zu Fahrzeugabgas nur feste Partikel und Partikel ab 23 nm als 50 % Erfassungsrate, also „Solid Particles (SPN23). Es steht also eine große Anzahl an Messdaten und daraus verlässliche Emissionsfaktoren zur Partikelanzahlemission über 23 nm zur Verfügung, z.B. in HBEFA (www.hbefa.net). Diese werden mithilfe von Literaturstellen, welche auch Partikel unterhalb der Größe von 23 nm gemessen haben, ergänzt. Aus den Literaturstellen, in denen auch Größenverteilungen gemessen wurden, konnten repräsentative, relative Anteile der SPN23 nach Größenklassen erarbeitet werden. Daher wurden die SPN-Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr aus dem HBEFA verwendet, und für die übrigen Verkehrsträger die SPN-Emissionsfaktoren mithilfe von Analogieschlüssen zu Straßenfahrzeugen abgeleitet.

Die UFP-Emissionen, d. h. der Anteil der SPN <100 nm, wurden mithilfe von Größenverteilungen an den SPN-Emissionen bestimmt. Hierbei wurden die Anteile der Fraktionen <50 nm und <100 nm differenziert. Diese Abgrenzung findet sich u.a. auch im EMEP/EEA Guidbook (Ntziachristos und Samaras 2023). Weiterhin verweisen einzelne Studien darauf, dass die gesundheitliche Relevanz von Partikeln bis 50 nm anders einzustufen ist als von Partikeln >50 nm (Schraufnagel 2020; Schwarz et al. 2023). Zwar sind die Erkenntnisse hierzu noch nicht ausreichend belegt, jedoch könnte diese Unterscheidung in der Bewertung von UFP-Emissionen zukünftig von Nutzen sein. Hierfür wurden Literaturrecherchen zu Messungen von Partikelemissionen

⁷ Straßenverkehr, Mobile Maschinen, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr, Flugverkehr (Inland, Flughafen)

durchgeführt und die Ergebnisse pro Verkehrsträger aufbereitet. Dabei kamen die folgenden Filterkriterien zum Einsatz:

Tabelle 2: Übersicht über die Vorgehensweise der Literaturrecherche

	Straße	Luft	Schiene	Schiff	NRMM
Bibliothek/Plattform	TU Graz Server				
Erscheinungsjahr der Veröffentlichung			2002 oder neuer		
Suchbegriffe allgemein		Particle emissions, PM, particle number emissions, ultra fine dust, Size distribution, Mass distribution, Composition, proportions, size classes, Morphology, particle filter efficiency, reduction, fuel effects			
Suchbegriffe spezifisch	Vehicle exhaust, gasoline, diesel	aircraft turbine, jet fuel, turbojet, turbofan, LTO	diesel train exhaust	Ship exhaust	NRMM, non road mobile machinery

Anmerkung: Der TUG Graz Server bietet Zugriff auf die meisten für Universitäten relevanten Publikationsmedien. Es wurden nur Literaturstellen ab Erscheinungsjahr 2002 in die nähere Betrachtung miteinbezogen, da frühere Messungen von Partikelanzahlen von Kfz mit oft fehlerhaften Messmethoden durchgeführt worden sind. Begriffe wurden jeweils auf Englisch und deutsch gesucht.

Die Auswertung erfolgte in verschiedenen Schritten:

- ▶ Eliminieren von Duplikaten
- ▶ Abstractscreening zum Eliminieren von themenfremden Veröffentlichungen (z.B. kein Bezug zum Verkehr, Immission statt Emission)
- ▶ Volltextscreening zum Eliminieren von ungeeigneten Veröffentlichungen (z.B. Keine Daten zu Größenklassenverteilungen vorhanden, Ungeeignete Einheit/Darstellung, Daten nicht ausreichend beschrieben bzw. nicht repräsentativ)

Die Ergebnisse der Literaturrecherche und der Datenauswertung für die einzelnen Verkehrsträger werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

2.4 Straßenverkehr

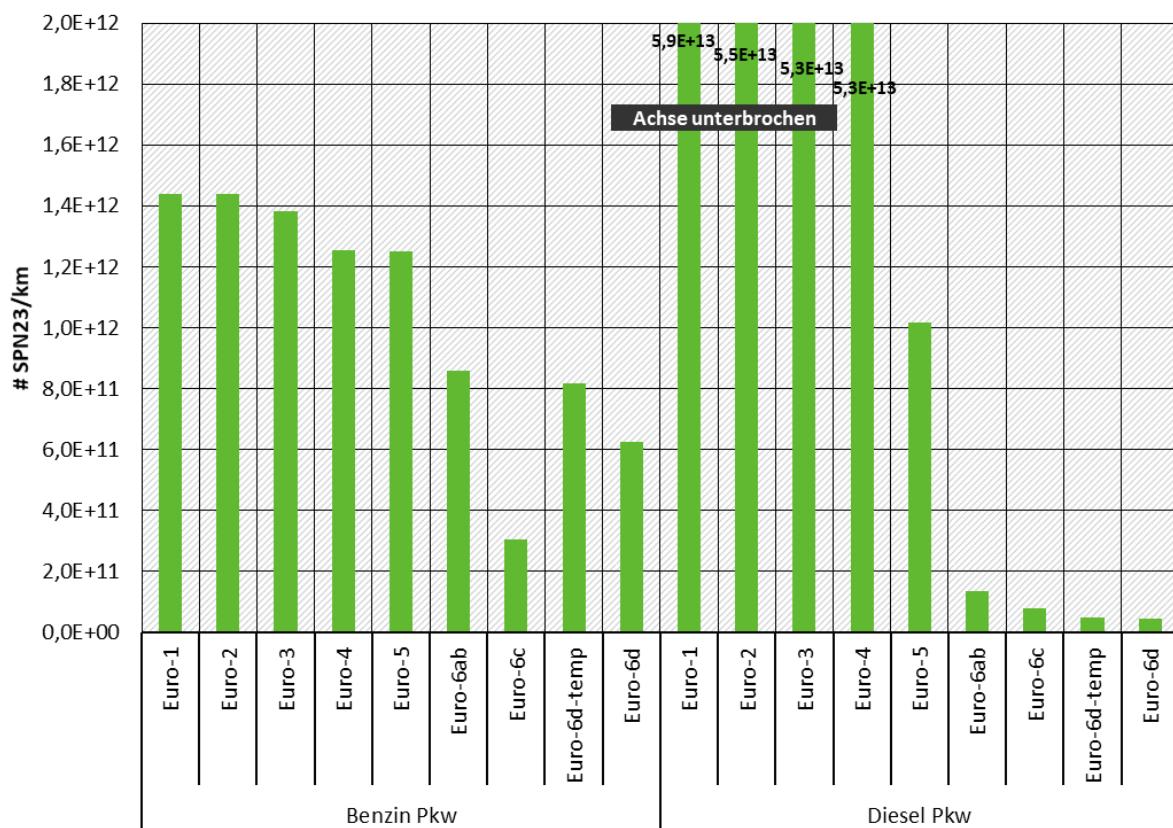
2.4.1 SPN-Emissionsfaktoren

Die SPN-Emissionen insgesamt für den Straßenverkehr werden mithilfe von Emissionsfaktoren des HBEFA 4.2 berechnet. Das HBEFA liefert Emissionsfaktoren in [g/km] für verschiedene Schadstoffkomponenten, darunter auch SPN23 in [#/km], für alle Schadstoffklassen für PKW, LNF und schwere Nutzfahrzeuge. Die Emissionsfaktoren werden aus Messungen von Fahrzeugen im realen Betrieb gewonnen. Dafür werden aus den Messdaten sogenannte Motorkennfelder erzeugt, welche die Emissionen über Drehzahl und Leistung beschreiben. Ein Fahrzeugsimulationsmodell (PHEM, Passenger car and Heavy duty Emission Model) berechnet dann für viele Verkehrssituationen und für alle Fahrzeugkategorien und Schadstoffklassen Leistungs- und Drehzahlverlauf und daraus mit den Motorkennfeldern die Emissionsfaktoren.

Motorkennfelder und Fahrzeugdaten für die Simulation werden nach Flottenanteilen der gemessenen Kfz gewichtet und repräsentieren damit das reale Emissionsverhalten der Kfz-Flotten. Die so simulierten Emissionsfaktoren stellen die Basis des HBEFA dar. Im HBEFA werden dann noch Alterungs- und Temperatureffekte auf die Emissionsfaktoren berücksichtigt und dann die mittleren Emissionsfaktoren nach den Fahrleistungsanteilen der Emissionsstandards und Antriebsarten berechnet. Die Anwender können in einem Menü einfach Fahrzeugkategorien, Schadstoffe und Bezugsjahre, die ausgegeben werden sollen, auswählen. (Notter et al. 2022)

Die Abfrage im HBEFA kann somit die SPN-Emissionen nach Fahrzeugkategorie, Antrieb, Emissionsklasse, Abgasnachbehandlung und Verkehrssituation differenzieren. Abbildung 4 zeigt als einen Auszug daraus die SPN-Emissionsfaktoren für Benzin- und Diesel-PKW für die Abgasnorm Euro 1 bis zu Euro 6-d. Die SPN-Emissionen für Diesel-PKW waren bis zur Einführung von Euro 6 um ein Vielfaches höher als für Benzin-PKW. Seit Euro 6 sind auch für Diesel-PKW die Emissionen aufgrund von Partikelfiltern jedoch um mehr als einen Faktor 100 niedriger und sogar geringer als bei modernen Benzin-PKW.

Abbildung 4: SPN23-Emissionsfaktoren für Benzin und Diesel-PKW im warmen Zustand für die durchschnittliche Verkehrssituation in Deutschland nach HBEFA 4.2



Quelle: ifeu-Darstellung nach HBEFA 4.2

Die SPN-Emissionsfaktoren aus dem HBEFA 4.2 werden auch im Modell TREMOD verwendet, um die jährlichen SPN-Emissionen des Verkehrs in Deutschland insgesamt zu berechnen. Für die Berechnung der UFP Emissionen werden SPN-Emissionen für alle Fahrzeugkategorien nach Abgasnorm, Kraftstoff aggregiert und mit den Größenverteilungen aus der Literaturrecherche multipliziert (siehe Kapitel 3).

2.4.2 Größenverteilung der SPN-Emissionen

Die Literatursuche ergab über 7000 Treffer, wovon nach erster Durchsicht 61 Literaturstellen im Detail analysiert worden sind. Davon enthielten 22 Publikationen Angaben zu SPN- und PM Größenverteilungen im Abgas, wovon nur 11 Literaturstellen brauchbare Daten lieferten. Die gesichtete Literatur enthielt oft keine nutzbaren Messdaten und/oder Messdaten von nicht repräsentativen Kraftstoffen und Antrieben wie zum Beispiel Alkoholkraftstoffe. Tabelle 4 zeigt einen Überblick der Literaturstellen nach Kfz-Kategorie, Kraftstoff und EURO-Klassen und veranschaulicht die geringe Datengrundlage brauchbarer Literatur.

Tabelle 3: Literaturstellen nach Kfz-Kategorie, Kraftstoff und EURO-Klassen

Kfz-Kategorie	Kraftstoff	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
HDV	Diesel	2			1		
PC	Diesel			1			1
PC	Benzin			2			2
PC	LPG/CNG						1

Anmerkung: Folgende Quellen wurden berücksichtigt: (Barrios et al. 2012; Burtscher 2005; Charron und Harrison 2003; Dong et al. 2022; Dorschmidt et al. 2021; Giechaskiel et al. 2020; Jayaratne et al. 2009; Larsson et al. 2021; Li et al. 2012; Molaei und Lino 2020)

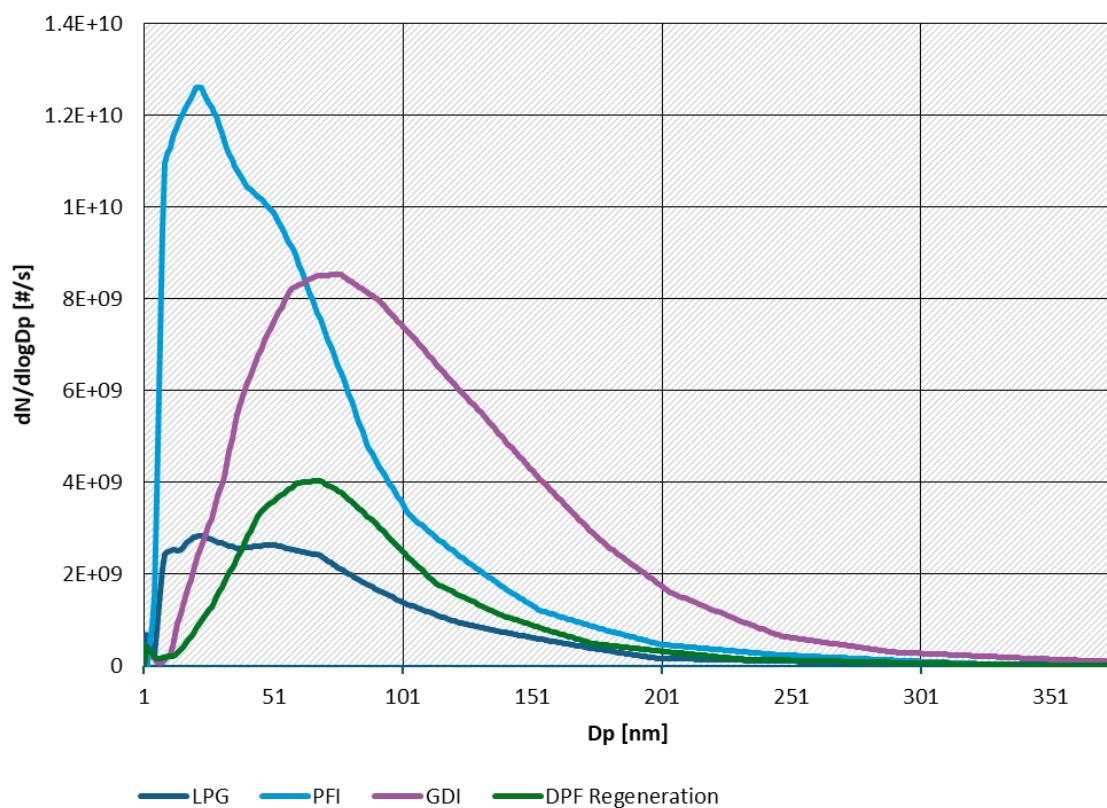
Nach abgeschlossener Literaturrecherche wurden die gewonnenen Daten zur genauen Analyse des UFP-Anteils aufbereitet. Dabei wurde wie folgt vorgegangen:

- ▶ Die aus den Publikationen entnommenen SPN-Größenverteilungen liegen zumeist als Abbildungen vor. Diese sind mit dem Programm Engauge Digitizer 4.1 in eine Tabellenform überführt worden.
- ▶ Die daraus gewonnenen Datensätze wurden nachbearbeitet und nach eventuellen Überführungsfehlern kontrolliert.
- ▶ Alle Quellen wurden auf eine gleiche Anzahl von Stützstellen interpoliert und der UFP Anteil berechnet.

Im Folgenden wurden die Datensätze sofern möglich nach Kraftstoff, Technologie, Last, Fahrzeugkategorie und EURO-Klasse sortiert. Es fand sich in den Literaturstellen nur in den wenigsten Fällen ausreichend Information zu diesen Daten.

Exemplarisch ist in Abbildung 1 ein in Tabellenform überführter und auf gleiche Anzahl von Stützstellen interpolierter Datensatz aus (Giechaskiel et al. 2020) dargestellt. Dieser zeigt SPN Größenverteilungen von verschiedenen Motorkonzepten (Flüssiggas (LPG), Diesel bei Regeneration, Benzin Direkteinspritzung (GDI) und Benzin Saugrohreinspritzung (PFI)).

Abbildung 5: Beispiel zu eingelesenen Daten zur SPN Größenverteilung von verschiedenen Motorkonzepten



Quelle: eigene Abbildung nach (Giechaskiel et al. 2020)

Die Größenverteilungen aus der Literaturoauswertung wurden anschließend den Fahrzeugkategorien, Antrieben und Abgasnormen gemäß HBEFA/TREMOD-Definition zugeordnet, wie Tabelle 4 am Beispiel für PKW und SNF darstellt. Da der Anteil der SPN<23 in den SPN-Emissionsfaktoren des HBEFA nicht enthalten ist, muss dieser für die Berechnung der UFP-Emissionen aufgeschlagen werden.

Tabelle 4: PN Größenverteilung pro Fahrzeugkategorie, Antrieb und Abgasnorm

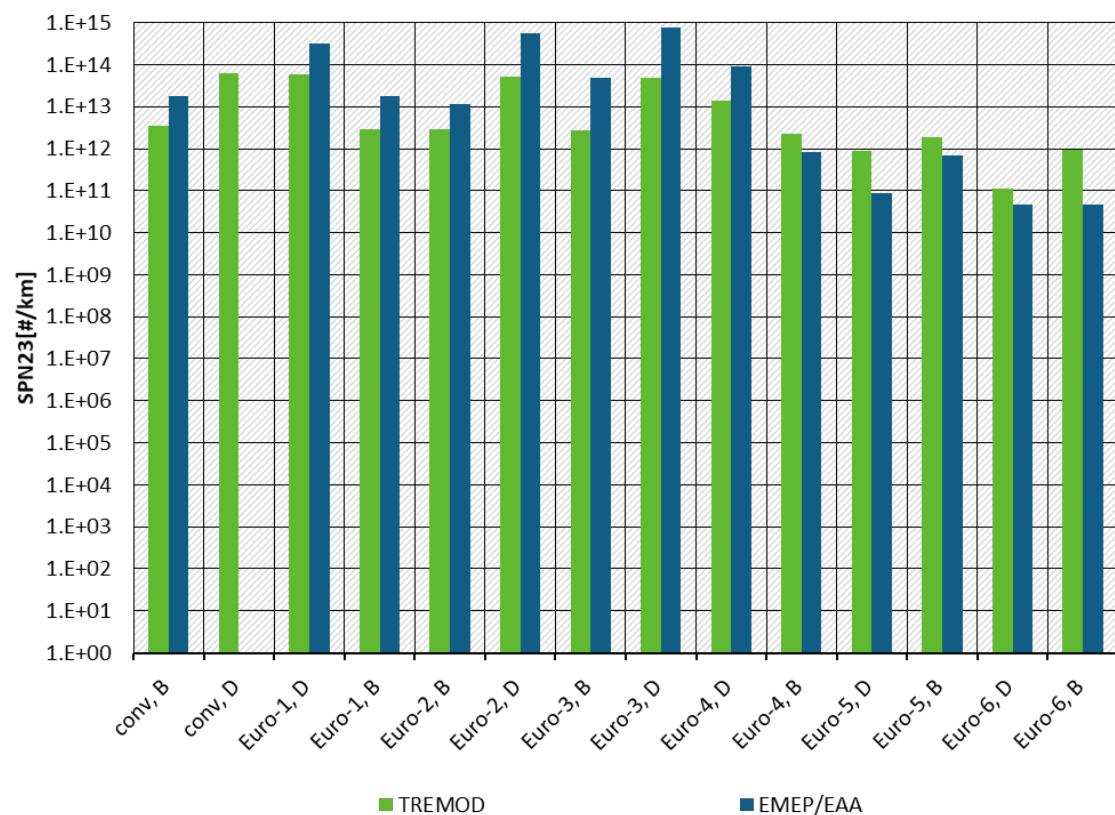
Vehicle Group	Layer Group	% SPN<50	% SPN<100 (UFP)
Benzin-PKW	bis Euro 4	59 %	88 %
	Euro 5	46 %	66 %
	Euro 6	37 %	72 %
Diesel PKW	bis Euro 4	27 %	64 %
	Euro 5	29 %	61 %
	Euro 6	17 %	62 %
SNF	bis Euro III	16 %	59 %

Vehicle Group	Layer Group	% SPN<50	% SPN<100 (UFP)
	Euro IV	8 %	37 %
	Euro V	8 %	37 %
	Euro VI	17 %	62 %

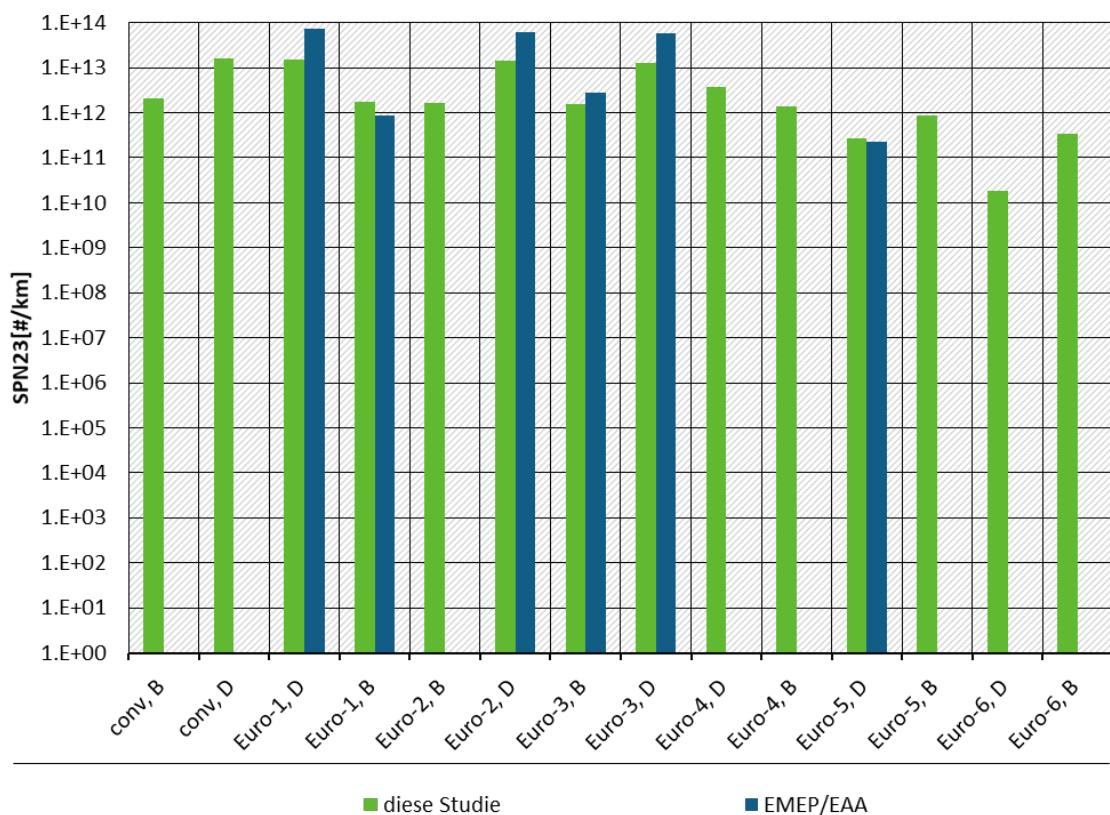
Quellen: Analysen TUG

Für die Validierung wurden die UFP-Emissionsfaktoren dieser Studie mit ähnlichen Daten aus dem „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023“ (Ntziachristos und Samaras 2023) verglichen. Diese Daten sind jedoch teilweise veraltet und nur für PKW, SNF und Busse angegeben, dabei allerdings nicht für alle Emissionsklassen und meist ohne nachvollziehbare Angaben der Quellen, so dass die Unterschiede nur schwer zu erklären sind. In der Tendenz folgen sie zwar den gleichen Mustern, jedoch sind Differenzen zum Teil erheblich und vergleichbar mit Unterschieden der Ergebnisse zwischen Euro 5 und Euro 6 Diesel-PKW. In Abbildung 2 sind die Gesamtpartikelanzahlen aus TREMOD (verwendet in dieser Studie) den Gesamtpartikelanzahlen aus EMEP/EAA für PKW verschiedener Emissionsklassen und Kraftstoffe (Diesel D, Benzin B) für die Fahrsituation Autobahn dargestellt. Abbildung 3 zeigt den Vergleich SPN 0-50nm aus den hier generierten Daten („TREMOD“) zu EMEP/EAA. Der Trend der TREMOD Daten spiegelt den der EMEP/EAA gut wieder, wobei bei älteren Euro-Klassen die TREMOD Werte unter den Werten von EMEP/EAA liegen, bei neuen Euro Klassen genau umgekehrt. Bei den schweren Nutzfahrzeugen von Euro 0 bis Euro IV sind die UFP-Emissionsfaktoren mit ca. $1 \times 10^{14} \text{ #/km}$ tendenziell höher, für neuere Emissionsstandard hingegen in derselben Größenordnung wie für Diesel-Pkw

Abbildung 6: Vergleich Gesamtpartikelanzahl TREMOD vs. EMEP/EAA für PKW Autobahn für Benzin (B) und Diesel (D) Antriebe



Quelle: eigene Darstellung TU Graz

Abbildung 7: Vergleich PN 0-50 nm dieser Studie vs EMEP/EAA für PKW Autobahn

Quelle: eigene Darstellung TU Graz

2.5 Mobile Maschinen und Geräte (NRMM)

2.5.1 SPN-Emissionsfaktoren

NRMM müssen erst ab Stufe V und in den Leistungsklassen von 19-560 kW einen Partikelanzahlgrenzwert einhalten (Verordnung (EU) 2016/1628). Somit liegen nur sehr begrenzt brauchbare Messdaten von SPN Emissionen der NRMM in den Literaturdaten speziell für Emissionsstufen < Stufe V vor. Zwar wurden für TREMOD-MM seit der Version 4.1 (2016) SPN-Emissionsfaktoren abgeleitet. Diese basieren allerdings nur auf wenigen Messdaten aus der Literatur sowie dem Verhältnis PM/PN von LKW aus dem HBEFA 3.1. Daher wurden im Rahmen dieses Projekts neue SPN-Emissionsfaktoren mithilfe der PM-Emissionsfaktoren aus TREMOD-MM 5.51 und dem mittleren Verhältnis von PM/PN von Kfz mit vergleichbarer Motor- und Abgasnachbehandlungstechnologie aus dem HBEFA 4.2 abgeleitet. Dabei wurden für NRMM mit den Leistungskategorien <18 kW, 18-36 kW und 37-55 kW die SPN/PM-Verhältnisse von PKW mit vergleichbarer Emissionsstufe, Kraftstoff und Technologie bzw. Abgasnachbehandlung herangezogen. Für die Leistungskategorien zwischen 56 und 1000 kW ist analog mit SNF Daten vorgegangen worden. Tabelle 5 gibt eine Übersicht über die verwendeten Emissionsfaktoren am Beispiel für die Leistungsklassen 37-55 kW und 56-74 kW. Die neu ermittelten SPN-Emissionsfaktoren werden den bisherigen in TRMEDMO-MM gegenübergestellt. Dabei kann festgestellt werden, dass Maschinen mit weniger als 55 kW höhere SPN-Emissionen pro kWh als Maschinen mit höherer Nennleistung haben. Die Ergebnisse zeigen auch, dass die SPN-Emissionen bei den älteren Abgasstufen (bis Stufe IIIA) mit der Größenordnung $10^{14} - 10^{15}$ #/kWh noch auf einem relativ hohen Niveau sind und erst mit Stufe V signifikant sinken, da

Neuzulassungen dann einen Partikelanzahlgrenzwert von 10^{12} #/kWh nicht überschreiten dürfen.

Tabelle 5: Auszug SPN23-Emissionsfaktoren für NRMM

Leistung	Abgasnorm	PM in g/kWh	PM per SPN in g/#	PN total #/kWh (neu, diese Studie)	PN total #/kWh (alt, TREMOD-MM 4.1)
37-55kW	1981-1990	2,83	1,8E-15	1,6E+15	1,6E+15
	1991-Stufe I	1,45	1,8E-15	8,2E+14	1,2E+15
	Stufe I	0,82	2,0E-15	4,1E+14	1,6E+15
	Stufe II	0,50	1,5E-15	3,4E+14	1,6E+15
	Stufe IIIA	0,55	7,8E-16	7,0E+14	1,9E+15
	Stufe IIIB	0,04	7,8E-16	4,5E+13	3,0E+14
	Stufe V	0,03	2,1E-15	1,0E+12	1,0E+12
56-74kW	1981-1990	2,83	3,9E-15	7,3E+14	1,6E+15
	1991-Stufe I	1,36	2,3E-15	5,8E+14	1,2E+15
	Stufe I	0,82	1,8E-15	4,4E+14	1,6E+15
	Stufe II	0,51	1,3E-15	4,0E+14	1,6E+15
	Stufe IIIA	0,56	8,2E-16	6,9E+14	1,9E+15
	Stufe IIIB	0,04	8,4E-16	4,5E+13	3,0E+14
	Stufe IV	0,04	1,1E-15	3,6E+13	3,0E+14
	Stufe V	0,03	6,3E-14	4,5E+11	1,0E+12

Quellen: Analysen von ifeu und TUG auf Basis von TREMOD-MM 5,1 und HBEFA 4,2

2.5.2 Größenverteilung der SPN-Emissionen

Die Literatursuche bezüglich NRMM ergab 75 Treffer, davon wurden 30 im Detail analysiert. Nur eine einzige Literaturstelle machte brauchbare Angaben zu SPN-Größenverteilungen von NRMM im Abgas.

Aufgrund der unzureichenden Daten aus der Literatur sind die SPN-Größenverteilungen für NRMM passend je nach Leistungsklasse/Euroklasse/etc., aus SNF und PKW Daten wie folgt abgeleitet worden. Für die UFP Anteile von NRMM mit den Leistungskategorien <18 kW, 18-36 kW und 37-55 kW wurden die UFP Anteile von PKW mit vergleichbarer Emissionsstufe, Kraftstoff und Technologie bzw. Abgasnachbehandlung herangezogen. Für die Leistungskategorien zwischen 56 und 1000 kW ist analog mit SNF Daten vorgegangen worden. Tabelle 6 stellt die verwendeten Anteile dar. Mit Ausnahme der Stufe III B und IV Motoren, ist demnach der überwiegende Anteil der SPN-Emissionen im Bereich der UFP (SPN<100 nm).

Tabelle 6: Anteile der SPN-Emissionen von NRMM nach Größenklasse

Leistung	Abgasnorm	% SPN <50 nm	% SPN <100 nm
37-55kW	1981-1990	27,5 %	63,3 %
	1991-Stufe I	27,5 %	63,3 %
	Stufe I	27,5 %	63,3 %
	Stufe II	27,5 %	63,3 %
	Stufe IIIA	27,5 %	63,3 %
	Stufe IIIB	29,4 %	61,4 %
56-74kW	1981-1990	16,2 %	59,2 %
	1991-Stufe I	16,2 %	59,2 %
	Stufe I	16,2 %	59,2 %
	Stufe II	16,2 %	59,2 %
	Stufe IIIA	16,2 %	59,2 %
	Stufe IIIB	8,2 %	36,6 %
Stufe IV	Stufe IV	8,2 %	36,6 %
	Stufe V	16,6 %	62,0 %

Quellen: Analysen TUG

2.6 Luftverkehr

Im Luftverkehr wird im Wesentlichen zwischen folgenden Antrieben unterschieden, welche in der Ableitung von Emissionsfaktoren für SPN und UFP untersucht wurden:

- ▶ Kerosin betriebene Turbinen:
 - Turbofan-Triebwerke (Mantelstromtriebwerke) machten im Jahr 2022 in Deutschland ca. 97 % des Kraftstoffverbrauchs während der LTO-Phase aus.
 - Turboprop-Triebwerke machten knapp 2 % am Kraftstoffverbrauch der LTO-Phasen aus.
 - Turboshaft-Triebwerke (Wellenturbinentriebwerke) werden bei Hubschraubern eingesetzt und machten <1 % des Kraftstoffverbrauchs der LTO-Phasen aus.
- ▶ Flugmotoren, häufig Hubkolbenmotoren, mit Flugbenzin als Treibstoff, welche ca. 1 % vom Gesamtkraftstoffverbrauch der LTO-Phasen des Jahres 2022 ausmachten.

2.6.1 SPN-Emissionsfaktoren

Die Ableitung der Anzahl emittierter, nicht flüchtiger Partikel (SPN) erfolgt auf Basis der ICAO Aircraft Engine Emissions Databank. Hier werden für 215 Triebwerke (Turbojet und Turbofan)

kraftstoffverbrauchsspezifische SPN-Emissionen (EF_{SPN}) sowie die zugehörigen Verbrauchsrationen für die LTO-Phase, unterteilt nach den Teilzyklen Take-Off, Climb out, Approach und Idle, angegeben. Die Bandbreite der angegebenen Werte über alle Turbinen und Zyklen der LTO-Phasen hinweg beläuft sich zwischen $2,81 \times 10^{10}$ und $9,86 \times 10^{15}$ # SPN pro kg Treibstoff. (EASA 2024b).

Die in der Datenbank erfassten Turbinentreibwerke lassen sich den Flugzeugtypen in TREMOD-AV zuordnen und repräsentierten im Jahr 2022 rund 35 % der Flugzeugtypen mit Turbofan- oder Turbojet-Antrieb, welche in etwa 70 % des Kerosinverbrauchs in der LTO-Phase auf deutschen Flughäfen verursachen. Hierüber wurde ein gewichteter mittlerer Emissionsfaktor für Turbofan- oder Turbojet-Antriebe für die LTO-Phase ermittelt, siehe Tabelle 7.

Tabelle 7: Gewichtete, mittlere SPN-Emissionen von Turbofan- und Turbojet-Flugzeugen in der LTO-Phase

Zyklus	Thrust (%)	Time (s)	Fuel Flow (kgFuel/s)	Fuel (kg)	SPN (#/kgFuel)	SPN (#)
TAKE-OFF	100	42	1,175	49,4	9,47E+14	4,67E+16
CLIMB-OUT	85	132	0,962	127,0	1,15E+15	1,46E+17
APPROACH	30	240	0,326	78,3	1,33E+15	1,04E+17
IDLE ⁸	7	1560	0,110	171,9	1,21E+15	2,09E+17
LTO (gesamt)	17	1974	0,216	426,5	1,19E+15	5,06E+17

Die mittleren SPN-Emissionen pro kg Treibstoff sind im Approach-Phase am höchsten, gefolgt vom Idle-Betrieb. Am geringsten sind diese während des Take-offs und nehmen demgegenüber im Climb-Out zu⁹. Die höchsten Gesamtemissionen (SPN_{total}) treten aufgrund der Dauer im Leerlauf (Idle) bzw. Niedriglastbereich auf, wohingegen der Take-Off hier die geringste Emissionsmenge verursacht. Über den gesamten LTO-Zyklus hinweg werden im Mittel $5,06 \times 10^{17}$ # SPN bzw. $1,19 \times 10^{15}$ # SPN/kg Treibstoff emittiert.

Für die CCD (Climb, Cruise und Descent) -Phase liegen in der ICAO- Datenbank keine Messwerte vor. (Moore et al. 2017) geben auf Basis von Messungen im Flugbetrieb bei klarem Himmel unter mittleren Lastbedingungen (0,28 kg s-1 Treibstoffverbrauch) in der Cruise Phase Emissionen für Gesamt SPN > 5 nm $1,94 \times 10^{15}$ je kg Treibstoff und für flüchtige SPN $3,52 \times 10^{14}$ je kg Treibstoff an. Die SPN je kg Treibstoff wurden aus der Differenz der von Gesamtpartikelanzahl und der flüchtigen Partikel abgeschätzt, was zu einem SPN-Emissionsfaktor für die CDD-Phase von $1,59 \times 10^{15}$ #/kg führt. Weitere Quellen geben Lastbedingungen von 65 % (Timko et al. 2010) oder 70 % (Delhaye et al. 2017) Schubkraft bei stationären Messungen als vergleichbar für Lastbedingungen in der CCD-Phase an. Daraus kann ein Emissionsfaktor von $1,13 \times 10^{15}$ # SPN/kg für die CCD-Phase abgeleitet werden. Beide Werte sind aufgrund der geringen Anzahl an zugrunde liegenden Daten mit größeren Unsicherheiten verbunden, als die Werte der LTO-Phase. Da letztgenannter eher die eingesetzten Turbinentypen im deutschen Flugverkehr zu

⁸ Idle repräsentiert die Emissionen der Taxiphase an Flughäfen. Die Taxizeiten in TREMOD-AV weichen für dt. Flughäfen von der Zykluszeit ab. Dies würde den ermittelten Emissionsfaktor der gesamten LTO-Phase auf Basis der betrachteten Maschinen um wenige %o-Punkte beeinflussen.

⁹ Diese Rangfolge weicht auf der Betrachtungsebene der Einzelturbinen ab und variiert zwischen diesen.

repräsentieren scheint, wird dieser für die in Abschnitt 3.3 folgende Hochrechnung auf die Gesamtemissionen verwendet.

Turboprop-Triebwerke sind in der ICAO-Datenbank nicht enthalten. (Cheng, Meng-Dawn 2009) untersuchte das Emissionsverhalten von Rolls-Royce Allison T56-A-15 Turboprop-Triebwerken an einer Militärmaschine bei fünf verschiedenen Laststufen (siehe Tabelle 8). Als Treibstoff kam JP-8 zum Einsatz, der abgesehen von festgeschriebenen Additiven das militärische Äquivalent zum Jettriebstoff A-1 darstellt. Da für die einzelnen Testzustände keine Treibstoffverbräuche angegeben sind, wurde für den Emissionsfaktor in der LTO-Phase eine Gewichtung angenommen. Dies ergibt 1.3×10^{16} Partikel je kg Treibstoff für die Abschätzung der Emissionen in der LTO-Phase. Für die Emissionen der CCD-Phase werden die 10×10^{16} #/kg im Reiseflug angesetzt. Aufgrund der einzigen Messung an nur einem Triebwerkstyp und den gesetzten Annahmen sind diese Werte im Hinblick auf das mittlere Emissionsverhalten aller eingesetzten Turboprop-Maschinen kritisch zu betrachten. Turboprop-Maschinen verursachen rund 2 % des Kerosinverbrauchs der LTO-Phase im Jahr 2022.

Tabelle 8: Ableitung der SPN-Emissionsfaktoren für Turboprop-Maschinen in der LTO- und CCD-Phase

Zyklus (Lastzustand)	SPN (#/kg _{fuel})	Angenommene Gewichtung LTO
niedriger Leerlauf (4 %)	1.8×10^{16}	-
hoher Leerlauf (7 % Last)	1.4×10^{16}	40 %
Flugleerlauf (20 %),	1.4×10^{16}	18 %
Reiseflug (41 %)	1.0×10^{16}	30 %
maximale Leistung (100 %)	1.2×10^{16}	12 %
Annahme LTO (31 %)	1.3×10^{16}	
Annahme CCD (41 %)	1.0×10^{16}	

Quelle: (Cheng, Meng-Dawn 2009) und eigene Annahmen

Propellermaschinen und Flugbenzin-betriebene Flugzeuge machten in der LTO-Phase im Jahr 2022 rund 1 % des Gesamtkraftstoffverbrauch (Kerosin und Flugbenzin) aus. In der FOCA Aircraft Piston Engine Database (BAZL 2021) werden generische Werte für die LTO-Zyklen basierend auf Messungen von zwei Kolbenmotortypen für alle Typen in der Datenbank angegeben. Unter Berücksichtigung der Zyklenzeiten gemäß (Federal Department of the Environment, Transport, Energy and Communications DETEC (Hrsg.) 2007) und den entsprechenden Treibstoffverbrauchsgraten der Motoren ergeben sich im Mittel, ohne Gewichtung über die Einsatzhäufigkeit 3.4×10^{14} SPN/kg_{Fuel} in der LTO-Phase. Der Median liegt bei rund 1.6×10^{14} SPN/kg_{Fuel}.

2.6.2 Größenverteilung der SPN-Emissionen

Die Literaturrecherche zu Größenverteilung der SPN-Emissionen ergab über die Suchanfragen 282 Treffer, davon wurden nach einer Erstsichtung 54 im Detail analysiert. Zwölf der analysierten Literaturquellen machten detaillierte Angaben zu SPN-Größenverteilungen mit brauchbaren Bezugsgrößen und vergleichbaren Lastzuständen während der Messungen.

Die Verteilungen werden in den Publikationen in graphischer Form dargestellt. Um die Partikelanzahlanteile der Größenklassen <50nm und <100nm an den Gesamt-Partikeln zu bestimmen, wurden Stützpunkte der Verteilkurven mit dem Digitalisierungstool Engauge in der

Version 12.1 extrahiert. Anschließend werden die Parameter der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion, die durch die digitalisierten Stützpunkte verlaufen, bestimmt. Aufgrund der Qualität der Darstellung und den damit einhergehenden Möglichkeiten einer hinreichend präzisen Digitalisierung verringerte sich die Zahl der verwerteten Studien auf elf, von denen Partikelanzahlanteile der Größenklassen in Abhängigkeit des Lastzustandes möglich waren.

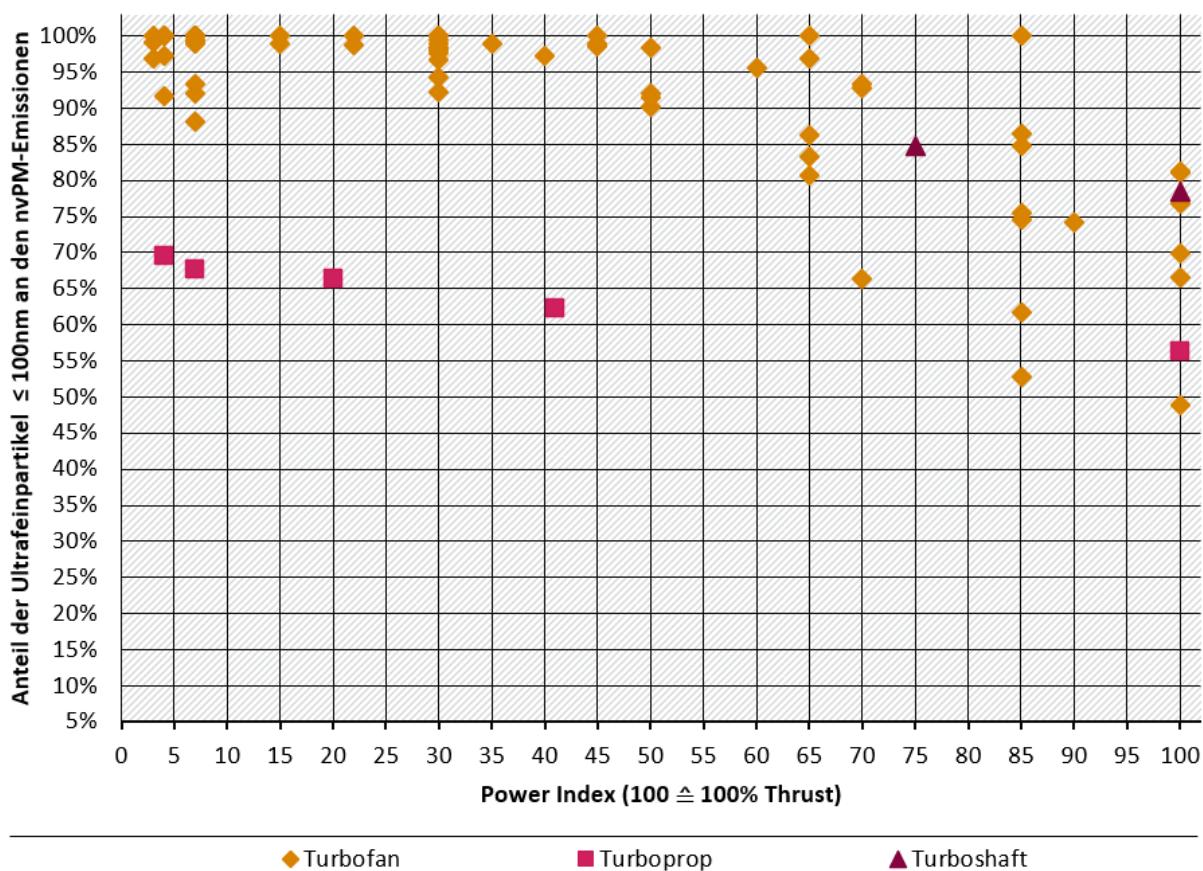
In Abbildung 8 wird erkennbar, dass der Anteil der ultrafeinen Partikel (<100nm) tendenziell mit zunehmendem Turbinenschub abnimmt. Dieser Trend gilt sowohl für Turbofan-, Turboprop-, als auch Turboshaft-Triebwerke. Auch die feineren Partikel kleiner 50 nm folgen dem Trend hin zu tendenziell im Mittel größere Partikel. Aus der zugrunde liegenden Literatur für Turbofan-Triebwerke lassen sich dafür folgende Gründe ableiten:

- ▶ Bei höherem Schub wird mehr Kraftstoff verbrannt, was zu einer höheren Anzahl von primären Rußpartikeln führt. Diese primären Partikel agglomerieren zu größeren Aggregaten, was zu einer Zunahme der durchschnittlichen Partikelgröße führt. (Cheng, Meng-Dawn 2009) (Saffaripour et al. 2019)
- ▶ Mit zunehmendem Schub sinkt das Luft-Kraftstoff-Verhältnis und die Verweilzeit der Verbrennungsprodukte im Brennraum verkürzt sich. Dies führt wahrscheinlich zu einer geringeren Oxidationsrate des Rußes, wodurch größere Primärpartikel entstehen können. Hierbei könnten auch Änderungen der Verbrennungstemperaturen innerhalb der Turbine eine Rolle spielen. (Abegglen et al. 2015)
- ▶ Aufgrund höherer Partikelkonzentrationen, die mit zunehmendem Schub einhergehen, steigt die Wahrscheinlichkeit der Koagulation, also dass Partikel kollidieren und zu größeren Aggregaten zusammenwachsen. Bei niedrigerem Schub ist die Konzentration von Rußpartikeln geringer. Dies reduziert die Wahrscheinlichkeit, dass sich neu gebildete Nukleationspartikel an Rußpartikel anlagern (koagulieren) und so aus dem Größenklassenbereich der feinen Partikel verschwinden. (Zhang et al. 2019) (Beyersdorf et al. 2014) (Timko et al. 2010)
- ▶ Bei niedrigerem Schub kühlt sich der Abgasstrahl schneller ab und vermischt sich mit der Umgebungsluft. Dies kann zur Übersättigung von kondensierbaren Spezies, wie z. B. Schwefelsäure, führen, was die Bildung neuer Partikel (vorrangig < 100nm) durch Nukleation begünstigt. (Cheng, Meng-Dawn 2009) (Beyersdorf et al. 2013) (Lobo et al. 2015)

Die verfügbaren Daten konzentrieren sich hauptsächlich auf Turbofan-Triebwerke und liefern nur begrenzte Informationen über sonstige Triebwerke. Daher können die genauen Mechanismen, die zu den Beziehungen zwischen Schub/Leistung und Partikelemissionen bei Turboprop-Triebwerken führen von denen bei Turbofan-Triebwerken ggf. abweichen.

Abbildung 8: Anteil der SPN $\leq 100\text{nm}$ an den SPN-Emissionen verschiedener Turbinentypen im Luftverkehr

Gegenüberstellung der Anteile verschiedener kerosinbetriebener Turbinentypen in Abhängigkeit der Last



*Eine Auflistung der Einzelwerte und zugehörigen Literaturquellen findet sich im Anhang

Quelle: Eigene Auswertung

Für die einzelnen LTO-Phasen (Take-Off, Climb Out, Approach und Idle) wurden auf Basis der Mittelwerte für die jeweiligen Lastzustände aus der Literatur die Anteile der Ultrafeinpartikelanzahl ($<100\text{nm}$, UFP₁₀₀) an den SPN-Emissionen abgeschätzt.

Tabelle 9 stellt die ermittelten UFP-Anteile -Emissionen für Turbofantriebwerke im LTO dar. Im Durchschnitt wird ein UFP-Anteil von 89 % an den SPN-Emissionen bzw. $1,05 \times 10^{15}$ SPN $< 100\text{ nm}$ angenommen.

Tabelle 9: Mittlere Emissionsfaktoren und Emissionen in der LTO-Phase für SPN und SPN $< 100\text{nm}$ der Turbofan-Maschinen

LTO-Zyklus	SPN (#/kg _{Fuel})	SPN $< 100\text{nm}$ (%)	SPN $< 100\text{nm}$ (#/kg _{Fuel})	SPN $< 100\text{nm}$ [#]
TAKE-OFF	9,47E+14	71 %	6,70E+14	3,31E+16
CLIMB OUT	1,15E+15	77 %	8,82E+14	1,12E+17
APPROACH	1,33E+15	98 %	1,30E+15	1,01E+17
IDLE	1,21E+15	97 %	1,18E+15	2,03E+17

LTO-Zyklus	SPN (#/kg _{Fuel})	SPN<100nm (%)	SPN<100nm (#/kgFuel)	SPN<100nm [#]
LTO (gesamt)	1,19E+15	89 %	1,05E+15	4,50E+17

Für die CCD-Phase wird auf Basis des Lastzustands (70 % Schubkraft) ein UFP-Anteil von 84 % an den SPN-Emissionen bzw. ein Emissionsfaktor von $9,48 \times 10^{14}$ # für SPN<100 nm von Turbofan-Maschinen abgeschätzt.

Bei den Turboprop-Maschinen werden die Gewichtungsfaktoren der einzelnen gemessenen Flugphasen auch zur Bestimmung der UFP-Emissionen für die LTO-Phase herangezogen. Der mittlere UFP-Anteil an den SPN beträgt 65 % und der Emissionsfaktor pro kg Kraftstoff $8,2 \times 10^{15}$ # SPN<100 nm (siehe Tabelle 10).

Tabelle 10: Emissionsfaktoren in der LTO-Phase für UFP-Partikel kleiner 100nm der exemplarischen Turboprop-Maschine

LTO-Zyklus ¹⁰	SPN (#/kg _{Fuel})	SPN<100nm (%)	Gewichtung	SPN<100nm (#/kgFuel)
TAKE-OFF	1,2E+16	56 %	12 %	6,8E+15
CLIMB OUT	1,0E+16	62 %	30 %	6,2E+15
APPROACH	1,4E+16	66 %	18 %	9,3E+15
IDLE	1,4E+16	68 %	40 %	9,5E+15
LTO (gesamt)	1,3E+16	65 %	100 %	8,2E+15

Für die CCD-Phase ergibt sich bei einem UFP-Anteil von 62 % im Reiseflug ein Emissionsfaktor für Partikel kleiner 100 nm von $6,2 \times 10^{15}$ #/kg_{Fuel}.

Neben den Emissionsanteilen kleiner 100 nm werden auch die kleiner 50 nm gemäß dem beschriebenen Vorgehen betrachtet. Nachstehende Tabelle 11 stellt die jeweiligen Anteile für die beiden Flugphasen LTO und CCD für Turboprop- sowie Turbofan- und Turbojet-Flugzeuge an den SPN-Emissionen dar.

Tabelle 11: Übersicht der Emissionsfaktoren für SPN, SPN<100 nm und SPN <50nm nach Maschinentyp und Flugphase

Maschinentyp	Flugphase	SPN (#/kg _{Fuel})	SPN<100nm (%)	SPN<100nm (#/kgFuel)	SPN<50nm (%)	SPN<50nm (#/kgFuel)
Turboprop	LTO	1,3E+16	65 %	8,2E+15	26 %	3,3E+15
Turboprop	CCD	1,0E+16	62 %	6,2E+15	24 %	2,4E+15
Turbofan	LTO	1,2E+15	89 %	1,1E+15	68 %	8,1E+14
Turbofan	CCD	1,1E+15	84 %	9,5E+14	50 %	5,7E+14

¹⁰ Die hier genannten Zyklen entsprechen den Annahmen in Abschnitt 2.6.1 zu Turboprop-Maschinen.

Turboshaft-Maschinen (z.B. Hubschrauber) und Propellermaschinen wurden aufgrund mangelnder Daten bzw. aufgrund ihres relativ geringen Verbrauchsanteil im Flugverkehr nicht weiter betrachtet.

2.7 Binnenschifffahrt

In Binnenschiffen kommen in der Regel Dieselmotoren zum Einsatz. Die Leistung kann je nach Einsatzprofil bzw. Tragfähigkeit der Schiffe stark variieren. Für den Hauptantrieb kommen neben Einmotorensystemen mit bis zu über 1000 kW auch Mehrmotorensysteme zum Einsatz, bei welchen mehrere kleinere Motoren eingesetzt werden können. Zusätzlich werden auch verschiedene Arten meist kleinerer Neben- und Hilfsmotoren eingesetzt. In TREMOD wird angenommen, dass 35 % der Schiffe (bezogen auf den Energieverbrauch) Motoren mit weniger als 300 kW und 65 % der Schiffe Motoren >300 kW haben.

Emissionsstandards für Binnenschiffsmotore existieren seit 2001 mit der von der Zentralkommission für die Rheinschifffahrt (ZKR) entwickelten Stufe ZKR I. Diese wurde mit der Stufe ZKR II weiterentwickelt und seit Stufe IIIA mit der EU-Gesetzgebung für NRMM zusammengeführt. Seit dem Jahr 2019 gilt die Stufe V, deren Anforderungen weitgehend denen für Euro VI SNF entsprechen (vgl. 4.2.1). Auch müssen Binnenschiffe in der EU seit dem Jahr 2011 schwefelfreien Kraftstoff einsetzen.

Da bisher keine SPN-Emissionsfaktoren für Binnenschiffe in TREMOD 6.43 vorlagen, wurden analog zu den NRMM die Emissionsfaktoren von LKW mit vergleichbarer Abgasnorm übernommen. Die hieraus abgeleiteten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 12 aufgeführt. Ältere Motoren bis einschließlich der Stufe ZKR II/EU IIIA müssen keine SPN-Grenzwerte erfüllen und haben daher mit der Größenordnung von 10^{14} noch relativ hohe SPN-Emissionen. Für Stufe V unterscheiden sich nach Nennleistung: Motoren bis 300 kW müssen zwar strengere Partikelmasse-Grenzwerte haben, aber nur Motoren >300 kW müssen einen Partikelanzahlgrenzwert erfüllen.

Die Literaturrecherche zur Größenverteilung der SPN-Emissionen lieferte für Binnenschiffe nur einen einzigen Treffer. Hierbei handelte es sich jedoch um Messungen an einem Arbeitsschiff, welches nicht die typische Binnenschiffsflotte repräsentiert. Die Größenverteilung der SPN-Emissionen wurde daher ebenfalls aus den Literaturdaten für LKW abgeleitet.

Tabelle 12: Abgeleitete SPN-Emissionsfaktoren und Partikelgrößenverteilung für Binnenschiffe

Baujahr/Abgasnorm Binnenschiffe	Abgasnorm NRMM	SPN23 (#/kWh)	% SPN <50nm	% SPN <100nm
vor 1990	1981-1990	1,9E+14	16,2 %	59,2 %
1990-2002	1991-Stufe I	2,2E+14	16,2 %	59,2 %
2003-2006 (ZKR I)	Stufe I	2,4E+14	16,2 %	59,2 %
2007-2018 (ZKR II/ EU IIIA)	Stufe IIIA	2,5E+14	16,2 %	59,2 %
2019+ (EU V) <300 kW	Stufe IV	2,5E+13	16,6 %	62,0 %
2019+ (EU V) >=300 kW	Stufe V	1,4E+11	16,6 %	62,0 %

2.8 Schienenverkehr

Für den Schienenverkehr liegen in TREMOD 6.43 keine SPN-Emissionsfaktoren vor. Die Deutsche Bahn übermittelt ausschließlich PM-Emissionsfaktoren, die auch nur nach Antrieb und Zugtypen (Personennah- und Personenfernverkehr, Güterverkehr, etc.) differenziert werden¹¹. Daher wurden die SPN-Emissionen über die PM-Emissionen des Schienenverkehrs und das mittlere SPN/PM-Verhältnis der NRMM abgeschätzt, da wie bei den Binnenschiffen auch die Abgasgrenzwerte für Dieselzüge ähnlich den NRMM sind (vgl. 4.2.1).

Die Literaturrecherche zur Größenverteilung der SPN-Emissionen für Dieselzüge lieferte keine Treffer. Die mittlere Größenverteilung der SPN-Emissionen wurde daher von den NRMM übernommen.

¹¹ Hierbei wird auch eine jährliche Verbesserung der PM-Emissionsfaktoren berücksichtigt. Diese ergibt sich aus den von der Deutschen Bahn übermittelten Emissionsdaten, welche u.a. die Altersstruktur der Motoren zwar berücksichtigen, diese aber in den Daten für TREMOD nicht ausweist.

3 Berechnung der UFP-Emissionen aus dem Verkehr insgesamt für 2022 und 2030

3.1 Datengrundlagen und methodischer Ansatz

Die deutschlandweiten UFP-Emissionen aus dem Verkehr werden ausgehend von vorhanden Daten aus TREMOD (Version 6.43) und TREMOD-MM (Version 5.51) berechnet, indem - mit Ausnahme des Straßenverkehrs- zunächst die SPN-Emissionen abgeschätzt werden. Bei allen Kategorien werden die SPN dann mithilfe der zuvor ermittelten Größenverteilungen auf UFP und größere Partikelfraktionen aufgeteilt (siehe Kapitel 2). Tabelle 13 fasst den jeweiligen Ansatz grob zusammen.

Tabelle 13: Übersicht der Berechnungsgrößen und Merkmale für die Abschätzung der UFP-Emissionen je Verkehrsträger

Verkehrsart	Differenzierung	Ausgangsgröße	Weitere Größen
Straße	Fahrzeugkategorie (PKW, LKW, Busse, MZR), Antrieb (Benzin, Diesel), Emissionsklasse	SPN-Emissionen	UFP-Anteil aus Literaturoauswertung
Flugverkehr	Flugzeugtyp, Flugzyklus (LTO), Kraftstoff (Kerosin)	Kraftstoffverbrauch	SPN-Emissionen (#/kg fuel) aus ICAO Datenbank, UFP-Anteil aus Literaturoauswertung
NRMM	Leistungsklasse, Emissionsklasse, Kraftstoff (Benzin, Diesel)	PM-Emissionen	Verhältnis SPN/PM aus Straßenverkehr abgeleitet, UFP-Anteil aus Straßenverkehr abgeleitet
Binnenschiff	Emissionsklasse, Kraftstoff (Diesel)		
Bahn	Kraftstoff (Diesel)		

Je nach Verkehrsart wurde also folgendermaßen vorgegangen:

- ▶ Für den Straßenverkehr werden die SPN-Emissionen bereits in TREMOD differenziert nach Fahrzeugkategorie, Antriebsart und Emissionsklasse auf Grundlage der Fahrleistung und den SPN23-Emissionsfaktoren des HBEFA 4.2 berechnet. Zur Bestimmung der UFP-Emissionen wurden diese mit den UFP-Anteilen aus der Literaturoauswertung multipliziert.
- ▶ Für den Luftverkehr wurden die SPN-Emissionen erstmals berechnet. Grundlage waren die Kerosinverbräuche und die SPN-Emissionsfaktoren pro verbrauchtem kg Kerosin. Die Kerosinverbräuche werden in TREMOD (bzw. TREMOD-AV) auf Basis der Anzahl der Starts und des Start- und Zielflughafens sowie spezifischen Verbrauchswerten aus dem EMEP/EEA Guidebook ermittelt. SPN-Emissionsfaktoren wurden erstmals im Rahmen dieses Projekts mithilfe von Daten der ICAO-Turbinendatenbank abgeleitet. Zur Bestimmung der UFP-Emissionen wurden diese mit den UFP-Anteilen aus der Literaturoauswertung multipliziert.
- ▶ Bei den NRMM, Binnenschiffen, und der Bahn lagen nur die PM-Emissionen in TREMOD bzw. TREMOD-MM vor, welche auf Grundlage des Kraftstoffverbrauchs bzw. der Motorleistung und spezifischen PM-Emissionsfaktoren pro Masse Kraftstoff bzw. kWh Motorleistung

berechnet werden. Die SPN-Emissionen wurden vereinfacht aus dem SPN/PM-Verhältnis mithilfe von Analogieschlüssen zum Straßenverkehr berechnet, ebenso die UFP-Anteile, wobei nach den in Tabelle 13 aufgeführten Merkmalen differenziert wurde.

Betrachtet wurden jeweils die Jahre 2022 für das letzte Jahr mit statistischen Daten und 2030 als Szenario für die zukünftige Entwicklung inklusive heute beschlossener Maßnahmen, z.B. Abgasnormen. Weitere Details und die Ergebnisse werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

3.2 Aktivität und Flottenzusammensetzung der einzelnen Verkehrsbereiche

Im Folgenden werden Aktivitätsgrößen und Flottenzusammensetzungen der verschiedenen Verkehrsbereiche dargestellt und beschrieben, mit welchen die UFP-Emissionen für den Verkehr in Deutschland abgeschätzt wurden. Soweit es mit der Datengrundlage abbildungbar ist, wird auch die Zusammensetzung der Abgasstufen dargestellt und auf deren Notwendigkeit von Partikelfiltern eingegangen, da dies für die Partikelemissionen von besonderer Relevanz ist.

3.2.1 Straßenverkehr

Die wesentliche Aktivitätsgröße für die Emissionsberechnung im Straßenverkehr ist die jährliche Fahrleistung. Tabelle 14 führt daher die Fahrleistung der Jahre 2022 und 2030 unterteilt nach Fahrzeugkategorie, Kraftstoffart und Emissionsnorm in aggregierter Form auf. Im Jahr 2022 fand knapp die Hälfte der PKW-Fahrleistung und der überwiegende Anteil der SNF-Fahrleistung mit Euro 6/VI-Fahrzeugen statt, welche i.d.R. über einen Partikelfilter verfügen. Elektrofahrzeuge haben bisher noch einen geringen Anteil. Bis zum Jahr 2030 steigen jedoch der Anteil der Elektrofahrzeuge und auch der neueren Emissionsklassen an der Fahrleistung deutlich an.

Tabelle 14: Fahrleistungen in Mrd km im Straßenverkehr nach Fahrzeugkategorie, Kraftstoff und Emissionsklasse (aggregiert) für 2022 und 2030 (Trendszenario)

Fahrzeug-kategorie	Energieart	Emissionsklasse	FL 2022 (Mrd. km)	FL 2030 (Mrd. km)
PKW	Benzin	bis Euro 4	93,20	23,76
		Euro 5	62,34	32,17
		Euro 6	141,46	206,97
	Diesel	bis Euro 4	37,19	7,24
		Euro 5	69,91	20,98
		Euro 6	140,63	144,40
SNF	Strom	BEV	13,02	155,76
	CNG/LPG	bis Euro 4	2,82	0,45
		Euro 5	1,12	0,30
		Euro 6	2,02	2,77
	Diesel	bis Euro IV	2,49	0,82

Fahrzeug-kategorie	Energieart	Emissionsklasse	FL 2022 (Mrd. km)	FL 2030 (Mrd. km)
		Euro V	6,98	1,47
		Euro VI	54,49	65,31
	Strom	BEV	0,14	4,43
	CNG/LNG	Euro-VI	0,71	1,32
Sonstige	Benzin	alle	17,05	18,04
	Diesel	alle	55,99	57,55
	Strom	alle	0,67	14,07
	CNG/LNG	alle	0,22	0,14

Quelle: ifeu-Auswertung aus TREMOD 6.43

3.2.2 Mobile Maschinen

Die Aktivitätsgröße der mobilen Maschinen und Geräte ist der Leistungsbedarf, welcher sich aus dem Produkt von Bestand, spezifischen Betriebsstunden in h/a und der mittleren Motorleistung in kWh ergibt. Bei Maschinen mit bis zu 55 kW Nennleistung sowie mit mehr als 560 kW Nennleistung hatte ein Großteil der Geräte im Jahr 2022 noch die Emissionsklasse IIIA oder älter, da erst mit Einführung der Stufe V im Jahr 2019 neuere Abgasgrenzwerte für alle Leistungsklassen in Kraft traten (Tabelle 15). Die Maschinen mit 56-560 kW hatten dagegen schon einen höheren Anteil von Stufe IV, welche teilweise, bzw. Stufe V-Motoren, welche weitgehend über einen Partikelfilter verfügen dürften. Dennoch haben die Maschinen bis Stufe IIIA mit ca. 1/3 am Leistungsbedarf einen beachtlichen Anteil, wenn man bedenkt, dass diese im Jahr 2022 mindestens zehn Jahre oder älter waren.

Bei den Motoren ≥ 19 kW handelt es sich ausschließlich um Dieselmotoren, bei den kleineren Motoren kommen sowohl Diesel als auch Benzin vor. Elektroantriebe sind bei den mobilen Maschinen nur in bestimmten Anwendungen, z.B. Gartengeräte, Gabelstapler relevant. Diese werden hier nicht aufgeführt.

Bis zum Jahr 2030 geht ein beträchtlicher Anteil der älteren Geräte aus dem Bestand und wird durch Motoren der Stufe V ersetzt.

Tabelle 15: Leistungsbedarf (GWh) der mobilen Maschinen und Geräte nach Leistungsklasse und Emissionsklasse (aggregiert) für 2022 und 2030 (Trendszenario)

Leistungsklasse	Emissionsklasse	2022 (GWh)	2030 (GWh)
0-19 kW	bis Stufe IIIA	542	378
	Stufe V	153	293
19-55 kW	bis Stufe IIIA	3.477	1.363
	Stufe IIIB	597	318
	Stufe V	791	2.276
56-560 kW	bis Stufe IIIA	3.767	1.317

Leistungsklasse	Emissionsklasse	2022 (GWh)	2030 (GWh)
	Stufe IIIB	1.624	394
	Stufe IV	4.293	1.961
	Stufe V	1.832	8.350
561 kW und mehr	bis Stufe IIIA	22	8
	Stufe V	4	18

Quelle: ifeu-Auswertung aus TREMOD-MM 5.51

3.2.3 Luftverkehr

Tabelle 16 stellt den Kraftstoffverbrauch und die Anzahl der Starts des Luftverkehrs dar. Kerosin macht hierbei den größten Anteil am Kraftstoffverbrauch aus, da Flugbenzin nur für kleinere Maschinen im nicht-gewerblichen Flugverkehr eingesetzt wird. Der Kraftstoffverbrauch in der LTO-Phase macht nur ca. 9 % am Kraftstoffverbrauch aus, da der größte Teil der Flugzeit in der Reisephase (CCD) erfolgt. Für den nationalen Luftverkehr werden jedoch nur die CCD-Emissionen der nationalen Flüge sowie die LTO-Emissionen bilanziert, nicht die CCD-Emissionen internationaler Flüge. Im Trendszenario wird angenommen, dass der Luftverkehr bis 2030 ansteigt, was sich in einer Erhöhung der Starts und des Kerosinbedarfs auswirkt.

Tabelle 16: Kraftstoffverbrauch und Anzahl Starts des Luftverkehrs in Deutschland in der LTO-Phase für 2022 und 2030

Wert	Kraftstoff	2022	2030
Kraftstoffverbrauch LTO (1000 t)	Kerosin	635	908
	Flugbenzin	5,0	4,7
Kraftstoffverbrauch CCD national (1000 t)	Kerosin	222	436
	Flugbenzin	17	31
Anzahl Starts	Kerosin	1.090.625	1.420.624
	Flugbenzin	1.186.274	1.108.161

In Tabelle 17 sind die Starts und der Kerosinverbrauch in der LTO-Phase an ausgewählten Flughäfen im Jahr 2020 unterteilt nach Turbofan/-jets und Turboprop-Antrieb aufgelistet und nach Anzahl der Gesamtstarts absteigend sortiert.

Tabelle 17: Anzahl Starts und Kerosinverbrauch in der LTO-Phase 2022 der Turbinenstrahl- und Turbopropflugzeuge nach Hauptverkehrsflughäfen und ausgewählten weiteren.

IATA-Code	Name / Ort	Turboprop Starts [#]	Turboprop mkr _{LTO} [t]	Turbofan/jets Starts [#]	Turbofan mkr _{LTO} [t]
FRA	Frankfurt/Main	1018	162	185242	213470
MUC	München	2511	423	135890	102026

IATA-Code	Name / Ort	Turboprop Starts [#]	Turboprop mkr _{LTO} [t]	Turbofan/jets Starts [#]	Turbofan mkr _{LTO} [t]
BER	Berlin-Brandenburg	2393	318	74362	51184
DUS	Düsseldorf	391	43	67234	45218
CGN	Köln/Bonn	3316	560	50533	50248
HAM	Hamburg	1749	240	44005	29707
LEJ	Leipzig/Halle	363	42	36660	49448
STR	Stuttgart	938	107	31899	20220
HAJ	Hannover	1108	56	18051	11726
NUE	Nürnberg	223	16	13695	8660
DTM	Dortmund	690	29	9312	6050
BRE	Bremen	710	25	8108	4009
FKB	Karlsruhe/Baden-B.	2603	141	4994	3002
FMM	Memmingen	134	11	6624	4690
HHN	Hahn	127	20	6498	9058
DRS	Dresden	102	6	5085	2479
FMO	Münster/Osnabrück	296	17	4313	2064
FDH	Friedrichshafen	1834	113	2363	953
NRN	Niederrhein	103	5	3467	2405
PAD	Paderborn/Lippstadt	212	16	2856	1276
SCN	Saarbrücken	608	76	1189	602
ERF	Erfurt	76	4	922	474
RLG	Rostock-Laage	119	8	297	138

3.2.4 Binnenschifffahrt

Tabelle 18 stellt den Kraftstoffverbrauch der Binnenschiffe nach Emissionsklassen dar. Dieser wird in TREMOD aus den zurückgelegten Schiffskilometern und der Zusammensetzung der Flotte nach Alter der Hauptmotoren berechnet. Aufgrund der langen Lebensdauer der Schiffe bzw. der Motoren sowie des späten Inkrafttretens neuerer Emissionsstandards (Stufe IIIA wurde im Jahr 2006 eingeführt, Stufe V im Jahr 2019), machen Schiffe mit Stufe V im Jahr nur einen kleinen Anteil des gesamten Kraftstoffverbrauchs aus. Bis zum Jahr 2030 steigt dieser zwar an, da ältere Motoren durch Stufe V Motoren ersetzt werden. Dennoch haben nur etwa ein Drittel der Motoren die Stufe V und sind damit potenziell mit einem Partikelfilter ausgestattet.

Tabelle 18: Kraftstoffverbrauch von Binnenschiffen (in 1000 Tonnen) nach Abgasnorm im Jahr 2022 und 2030

Emissionsklasse	2022 (1000 t)	2030 (1000 t)
bis EU IIIA	371	207
EU V	9	108

Anmerkung: Bei Binnenschiffsmotoren folgte auf Stufe IIIA direkt Stufe V

3.2.5 Schienenverkehr

Für den dieselbetriebenen Schienenverkehr liegen in TREMOD keine weiteren emissionsrelevanten Unterscheidungsmerkmale vor, da die Emissionsfaktoren nicht in TREMOD, sondern in den Daten der DB vorahnden sind, welche in TREMOD übernommen werden. Der Schienenverkehr hatte im Jahr 2022 in Deutschland jedoch gegenüber dem gesamten Verkehrssektor nur einen vergleichsweisen geringen Anteil am Kraftstoffverbrauch. Dieser geht wegen Effizienzsteigerungen und Erhöhung des Elektroanteils bis 2030 noch weiter zurück (Tabelle 19).

Tabelle 19: Kraftstoffverbrauch im Schienenverkehr (in 1000 Tonnen) im Jahr 2022 und 2030

2022 (1000 t)	2030 (1000 t)
350	209

3.2.6 Übersicht der Verkehrsbereiche

Tabelle 20 fasst die Kraftstoffverbräuche je nach Verkehrsbereich, unterteilt in mit und ohne Partikelfilter, für 2022 und 2030 zusammen. Es wird angenommen, dass im Jahr 2022 schon ein Großteil des Kraftstoffverbrauchs im Verkehr von Fahrzeugen mit Partikelfilter verursacht wurde. Der Anteil von Fahrzeugen ohne Filter bzw. bei denen eine Ausstattung mit PF unklar ist, ist mit knapp 40 % dennoch beachtlich. Auch im Jahr 2030 haben diese Fahrzeuge mit ca. 22 % noch einen relevanten Anteil am Kraftstoffverbrauch.

Tabelle 20: Kraftstoffverbrauch in 1000 Tonnen des nationalen Verkehrs in Deutschland im Jahr 2022 und 2030 differenziert nach Bereich und Ausstattung mit Partikelfilter

Verkehrsbereich	Partikelfilter	2022	2030
PKW	PF	20848	21658
	ohne PF/unklar	11757	3889
SNF	PF	14814	15392
	ohne PF/unklar	631	411
Rest Straße	ohne PF/unklar	6201	6306
Luftverkehr	ohne PF/unklar	640	640
NRMM	PF	1519	3267

Verkehrsbereich	Partikelfilter	2022	2030
	ohne PF/unklar	2750	1133
Binnenschiffe	PF	9	108
	ohne PF/unklar	371	207
Schiene	ohne PF/unklar	350	209
Verkehr gesamt	PF	37191	40425
	ohne PF/unklar	22700	12793

Anmerkung: Die Einordnung PK bzw. ohne PF/unklar stellt eine Näherung dar. Für Benzin-PKW wird eine DPF-Ausstattung ab Euro 6, für Diesel-PKW und SNF ab Euro 5/V angenommen. Zwar verfügen auch Diesel PKW mit Euro 4 und Linienbusse vor Euro V zum Teil über DPF, diese wurden jedoch unter ohne PF/unklar eingeordnet. Bei NRMM wird angenommen, dass für die Abgasstufen IIIB und IV zu 50 % mit PF und alle Dieselmotoren für Stufe V mit DPF ausgestattet sind.

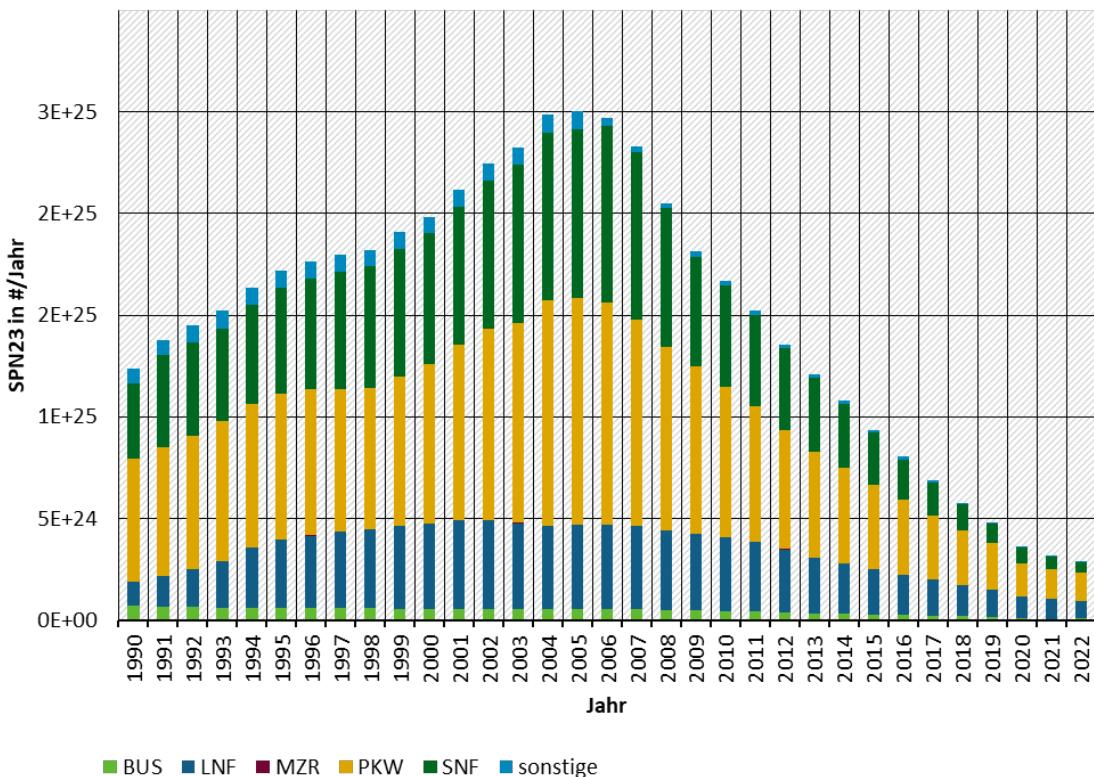
3.3 Ergebnis der Abschätzung der UFP-Emissionen

3.3.1 Straßenverkehr

Abbildung 9 stellt die Entwicklung der SPN23-Partikelanzahlemissionen, also der Summe aus UFP und der SPN>100 nm, des Straßenverkehrs insgesamt für Deutschland von 1990 bis 2022 dar. Diese SPN23 Daten liegen bereits im TREMOD-Modell vor und wurden für die Berechnung der UFP-Emissionen verwendet. Von 1990 bis 2005 nahm die Anzahl der jährlich emittierten Partikel zu, da die Anzahl von Dieselfahrzeugen insbesondere PKW, aber auch LNF und SNF in dieser Zeit anstieg. Mit der Einführung von Euro 5/V ab 2009 waren Partikelfilter bei Dieselfahrzeugen Standard. Aufgrund von vorgezogenen Euro 5/V-Zulassungen, teilweise Partikelfilterausstattungen bei Euro 4 Diesel-PKW bzw. SNF mit dem EEV Standard¹² gingen die SPN23-Emissionen schon ab dem Jahr 2005 stark zurück.

¹² EEV (Enhanced Environmentally Friendly Vehicle) stellt einen freiwilligen Emissionsstandard für Busse und LKW dar, welcher mit Euro V vergleichbar ist und bereits ab dem Jahr 2000 genutzt werden konnte.

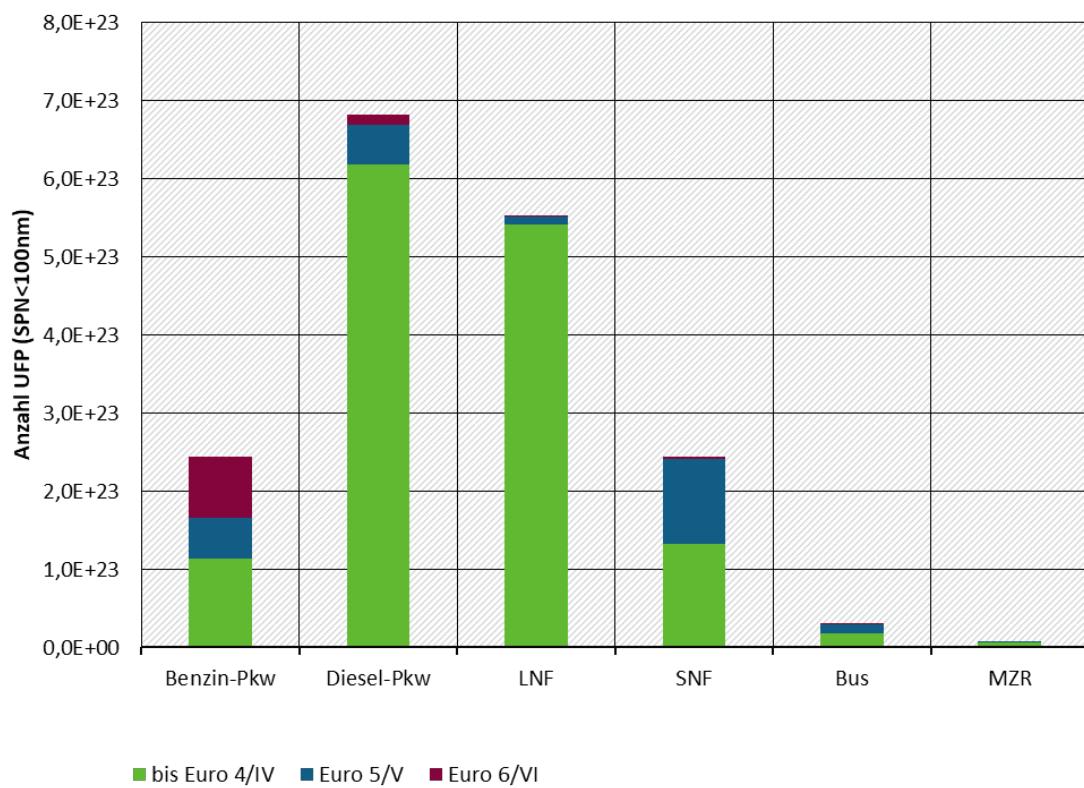
Abbildung 9: SPN23-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Zeitraum 1990 bis 2022 nach Fahrzeugkategorie



Quelle: eigene Darstellung ifeu

Abbildung 10 zeigt die Zusammensetzung der UFP-Emissionen, also der SPN<100 nm, nach Fahrzeugkategorie und Emissionsstandard im Jahr 2022. Wie bei den SPN23-Emissionen verursachen die leichten Fahrzeuge, d. h. PKW und LNF, den Großteil der UFP-Emissionen, jedoch haben auch SNF einen relevanten Anteil. Die UFP-Emissionen stammen mit der Ausnahme von Benzin-PKW weitgehend von Fahrzeugen, welche noch nicht die Euro 6/VI Norm erfüllen. Den größten Anteil haben Euro 4/IV und ältere Emissionsstandards, obwohl diese nur einen geringen Anteil an der Fahrleistung haben (bei Diesel-Pkw ca. 15 %, siehe 3.2.1).

Abbildung 10: UFP-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Jahr 2022 nach Fahrzeugkategorie und Emissionsstandard



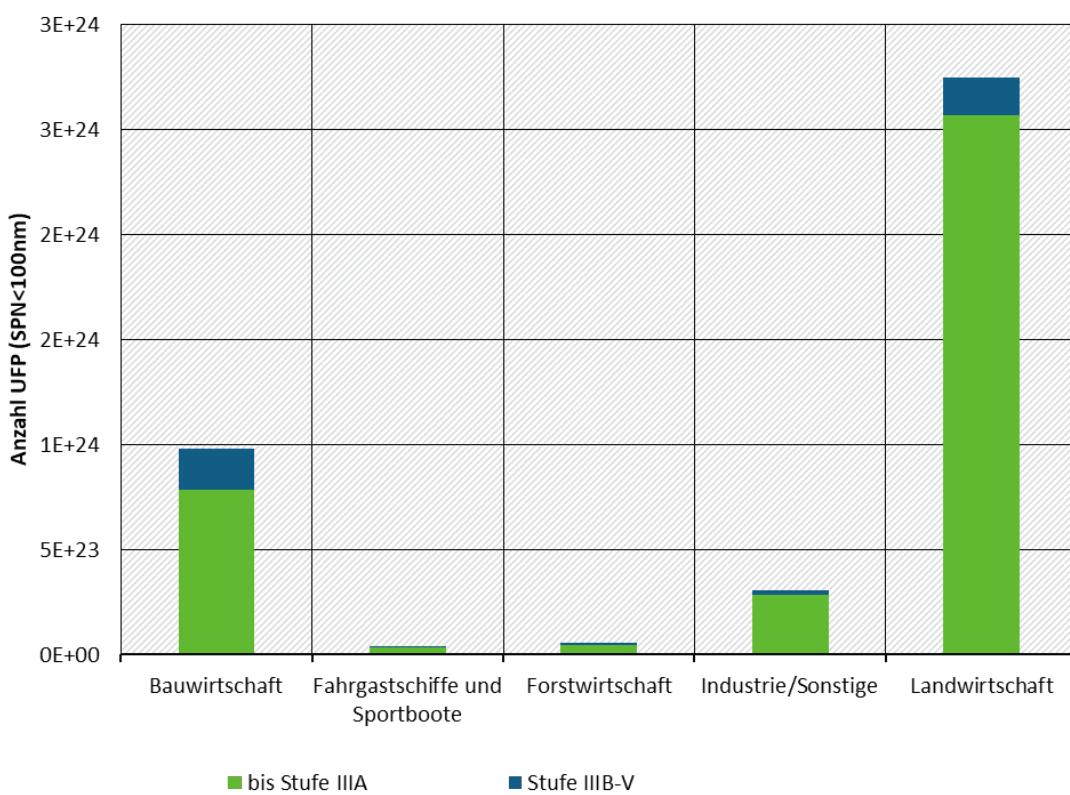
■ bis Euro 4/IV ■ Euro 5/V ■ Euro 6/VI

Quelle: eigene Darstellung ifeu

3.3.2 Mobile Maschinen

Abbildung 11 stellt die UFP-Emissionen der NRMM nach Sektoren bzw. Einsatzbereich nach Emissionsklasse dar und verdeutlicht, dass die älteren Geräte bis Stufe IIIA für den größten Teil der UFP-Emissionen verantwortlich sind. Eine große Anzahl älterer Maschinen existiert vor allem in der Landwirtschaft, weswegen die meisten UFP-Emissionen dort entstehen.

Abbildung 11: Emissionen von UFP der NRMM in Deutschland für 2022 nach Einsatzbereich und Emissionsstandard

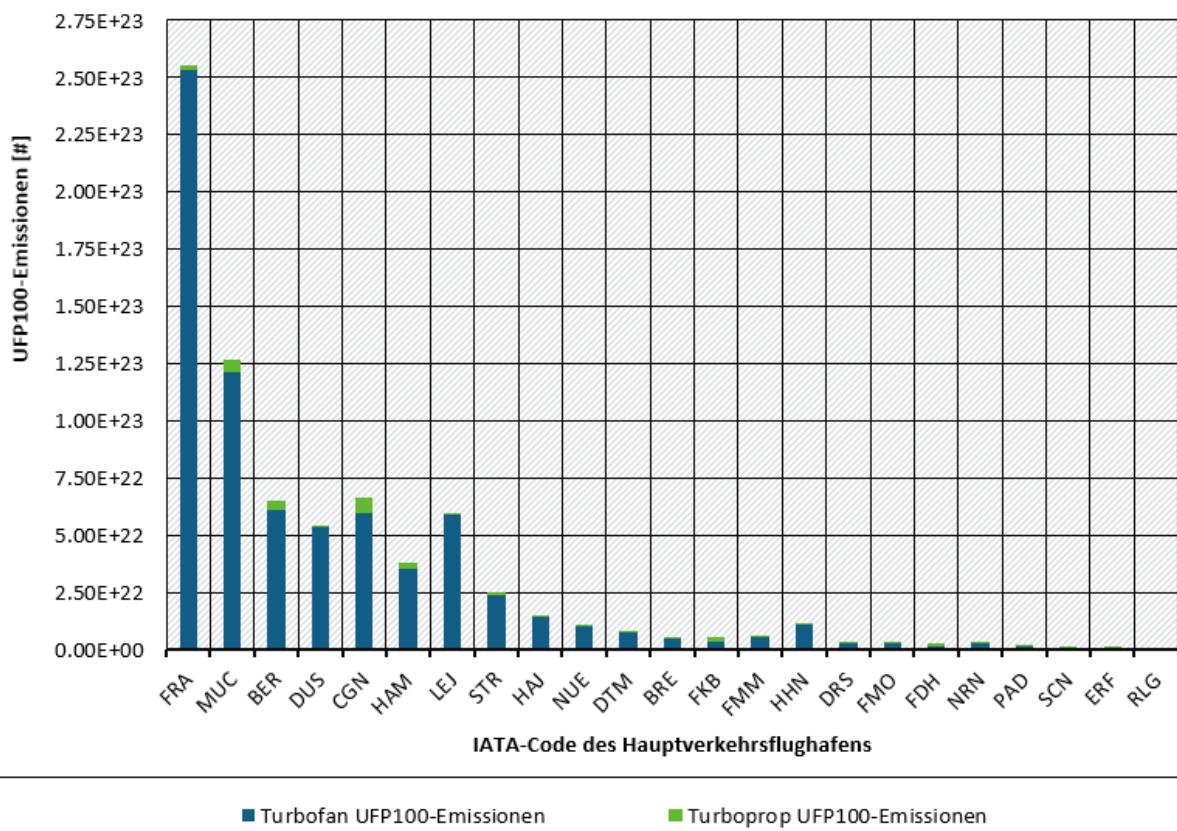


Quelle: eigene Darstellung ifeu

3.3.3 Luftverkehr

In Abbildung 12 sind die UFP-Emissionen des Luftverkehrs in der LTO Phase an den Hauptverkehrsflughäfen in Deutschland im Jahr 2022 dargestellt. Die größeren deutschen Flughäfen, insbesondere Frankfurt am Main, weisen die mit Abstand größten UFP-Emissionen auf. In der Regel entstehen die meisten Emissionen durch Turbofan-Flugzeuge, Turboprops machen einen deutlich geringeren Anteil aus.

Für die Abschätzung der Emissionen bis 2030, siehe 3.3.4, wird angenommen, dass alle Turbinen den nvPM-Standard (siehe 4.3) einhalten, wodurch sich der durchschnittliche Emissionsfaktor für Turbofan-Flugzeuge im LTO für UFP pro kg Kraftstoff um 36 % gegenüber 2022 reduziert.

Abbildung 12: UFP-Emissionen in der LTO-Phase an den Hauptverkehrsflughäfen in 2022

Die Wertetabelle ist im Anhang auffindbar.

Quelle: Eigene Auswertung

3.3.4 Übersicht über alle Verkehrsbereiche

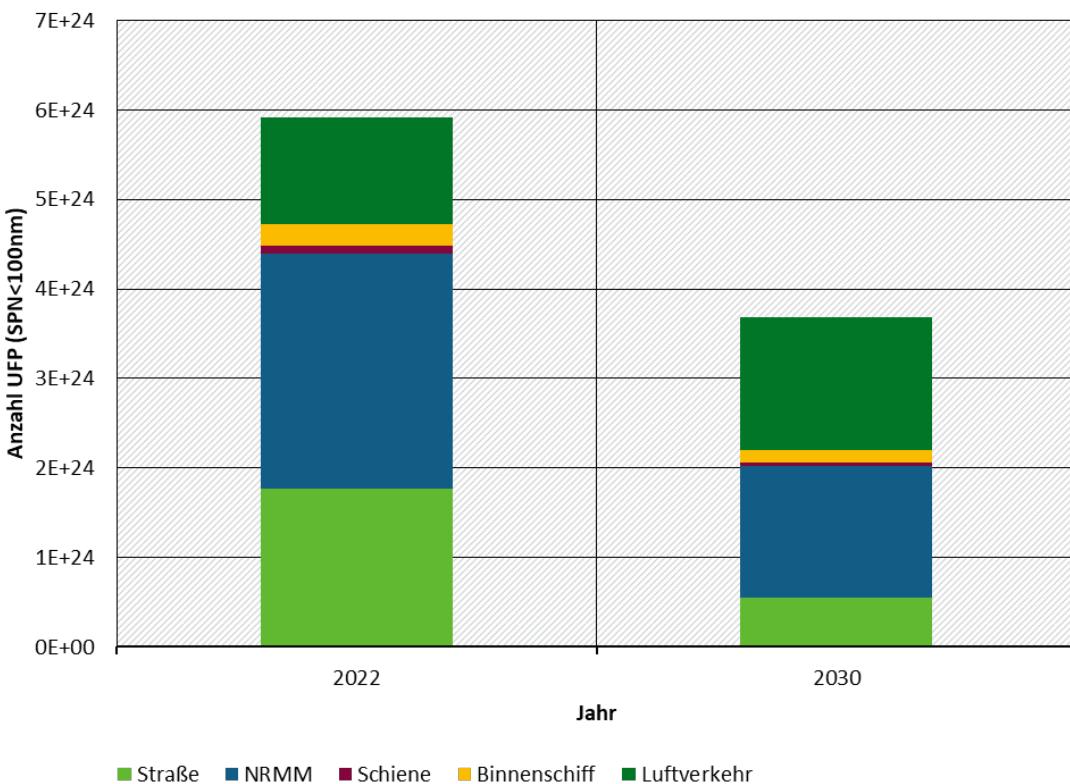
In Abbildung 13 sind die UFP-Emissionen des Verkehrs für alle Verkehrsträger in Deutschland im Jahr 2022, sowie im Jahr 2030 dargestellt. Insgesamt wurden im Jahr 2022 knapp 6 Quadrillionen (10^{24}) ultrafeine Partikel ausgestoßen, wobei die mobilen Maschinen und Geräte (NRMM) den größten Anteil hatten, gefolgt vom Straßenverkehr und dem Luftverkehr. Bahn und Binnenschifffahrt hatten einen deutlich geringeren UFP-Ausstoß. Im Verhältnis zum Kraftstoffverbrauch hat vor allem der Luftverkehr, aber auch Binnenschiffe und NRMM überproportional hohe SPN-Emissionen verglichen mit dem Straßenverkehr. Der Anteil der ultrafeinen Partikel an den SPN ist im Luftverkehr am höchsten (Tabelle 21).

Tabelle 21: Kraftstoffverbrauch, SPN-Emissionen und UFP-Anteil der mobilen Quellen im Jahr 2022

Bereich	Kraftstoffverbrauch (t)	SPN (#)	# SPN/kg fuel	UFP-Anteil
Straße	57.599.075	3,2E+24	5,5E+13	56 %
NRMM	4.271.111	4,4E+24	1,0E+15	60 %
Schiene	350.425	1,4E+23	3,9E+14	60 %
Binnenschiff	379.705	4,4E+23	1,1E+15	58 %
Luftverkehr	883.891	1,5E+24	1,7E+15	79 %

Im Jahr 2030 ist der UFP-Ausstoß des Verkehrs um ca. 36 % der Emissionen geringer gegenüber 2022, da sich die Emissionen vor allem im Straßenverkehr, und in geringerem Maße auch bei NRMM infolge der strengeren Abgasnormen und der Flottenerneuerung reduzieren. Die Emissionen des Luftverkehrs erhöhen sich jedoch, da die angenommene Reduktion bei den spezifischen Emissionsfaktoren durch den Anstieg der Flüge und damit des Kraftstoffverbrauchs überkompensiert werden.

Abbildung 13: Emissionen von UFP aus dem Verkehr in Deutschland für 2022 und 2030 nach Verkehrsbereich



Quelle: eigene Graphik auf Basis von ifeu-Berechnungen. Anmerkung: Im Luftverkehr sind Emissionen der LTO-Phase sowie für den nationalen Luftverkehr der CCD Phase einbezogen.

Über die Auswirkung der hier abschätzten UFP-Emissionen auf die lokale Luftbelastung und die Betroffenheit der Bevölkerung können in dieser Studie nur sehr begrenzt Aussagen gemacht werden. Hierbei spielt die räumliche Verteilung der Emissionen, aber auch das Verhalten der Partikel in der Atmosphäre inklusive der Nukleation und Bildung von Sekundärpartikeln eine wichtige Rolle. Diese Effekte waren jedoch nicht Gegenstand dieser Studie und müssten im Rahmen weiterer Analysen mit in die UFP-Thematik einbezogen werden.

4 Überblick zu Maßnahmen und Instrumenten zur Minderung der UFP-Emissionen

4.1 Straßenverkehr

Zur Minderung der UFP-Emissionen des Straßenverkehrs wurden folgende Maßnahmen betrachtet:

- ▶ schärfere Abgasgrenzwerte für SPN
- ▶ periodische technische Inspektion
- ▶ Erhöhung der Anteile von zero-emission Fahrzeugen
- ▶ Optimierung der Kraftstoffqualität
- ▶ Tempolimits
- ▶ Nachrüstung von Partikelfiltern

Hierbei handelt es sich aus unserer Sicht um diejenigen Maßnahmen, welche die größten Wirkungen auf die Reduktion der abgasbedingten UFP-Emissionen haben bzw. welche am ehesten das Thema UFP-Emissionen adressieren. Neben diesen Maßnahmen haben Instrumente der Verkehrswende im Sinne einer Verkehrsvermeidung und -verlagerung das Potential, die UFP-Emissionen signifikant zu reduzieren. Die einzelnen Maßnahmen sind nachfolgend beschrieben.

4.1.1 Abgasgrenzwerte

Die EU hat als erste Region Grenzwerte für die Partikelanzahl (PN) eingeführt. Für Diesel-PKW und leichte Nutzfahrzeuge sind die Limits seit Euro 5 in Kraft und in der Höhe seitdem unverändert. Für PKW mit direkteinspritzenden Ottomotoren wurden SPN-Grenzwerte mit der Abgasnorm Euro 6 eingeführt.

Die Einführung der SPN-Limits führte jeweils zur flächendeckenden Einführung von Partikelfiltern bei den betroffenen Kfz-Neuzulassungen, da die Limits mit rein motorischen Optimierungen nicht sicher eingehalten werden können. Da die Filter bauartbedingt UFP wegen deren starker Diffusionsbeweglichkeit besonders gut abscheiden, bewirkten die SPN-Limits Abnahmen der UFP-Emissionsniveaus um deutlich mehr als eine Größenordnung (vgl. Kap. 2.4).

Mit Regulierung Euro 6c wurde die Messung der Fahrzeugemissionen im praktischen Fahrbetrieb (RDE, Real Driving Emissions) mittels am Fahrzeug mitgeführter mobiler Emissionsmessgeräte (PEMS) im Rahmen der Typprüfung eingeführt. Da die RDE-Tests im Gegensatz zu den Labormessungen einen größeren Bereich der Fahrzustände abdecken, mussten die Motor- und Abgasnachbehandlungssysteme wesentlich weiterentwickelt werden. Damit ergaben sich signifikante Verbesserungen der realen Emissionsniveaus, insbesondere für NO_x aber auch für SPN und damit UFP.

Wegen der höheren Messunsicherheit der PEMS gegenüber den Laborgeräten dürfen die in RDE gemessenen Emissionen um den „Konformitätsfaktor“ höher als bei den Prüfstandsmessungen sein. Die Konformitätsfaktoren und weitere Randbedingungen der RDE-Tests wurden in vier Paketen zwischen 2016 und 2018 für Euro 6-Fahrzeuge eingeführt und in der Euro 6e-Stufe weiter überarbeitet:

- ▶ RDE-Paket 1 in Regulierung (EU) 2016/427 enthält die grundlegenden Merkmale des RDE-Tests und diente nur der Überwachung und Berichterstattung, ohne dass ein NTE (not-to-exceed)-Grenzwert eingehalten werden musste. Es galt für Euro 6c-Fahrzeuge (NEDC genehmigt) ab April 2016.
- ▶ Mit RDE-Paket 2 in Regulierung (EU) 2016/646 mussten die NO_x-Grenzwerte, multipliziert mit den Konformitätsfaktoren, auch in RDE Tests eingehalten werden. Mit 1. September 2017 trat Euro 6d-TEMP in Kraft, mit 1. Januar 2020 dann Euro 6d.
- ▶ Mit RDE-Paket 3 in Regulierung (EU) 2017/1154 wurde ein Protokoll zur RDE-Messung der Partikelzahl und des zugehörigen Konformitätsfaktors eingeführt. Ein SPN-Konformitätsfaktor von 1,5 galt ab September 2017 für neue Modelle und ab September 2018 für alle neuen Fahrzeuge der Klassen M1 und N1 sowie ein Jahr später für Fahrzeuge der Klassen N1 II und III und N2. Die Einführung des 3. Pakets fiel mit der Einführung von WLTP als neuem Labor-Testzyklus für die Typprüfung zusammen.
- ▶ Mit RDE-Paket 4 in Regulierung (EU) 2018/1832 wurden die Grundlage für die Prüfungen der Übereinstimmung in Betrieb befindlicher Fahrzeuge (ISC) auch durch die EU-Mitgliedstaaten (MSC) festgelegt. Damit können PKW aus dem Feld ab Euro 6d-Typprüfung auch durch unabhängige, akkreditierte Prüfstellen gemessen werden, was eine weitere Verschärfung der Testverfahren bedeutet. Auch die Auswertemethode wurde geändert, es wird einfach das gemessene Ergebnis in [mg/km] bzw. bei PN in [#/km] verwendet, es sei denn, die streckenspezifischen CO₂-Emissionen bei der RDE-Prüfung sind um mehr als 30 % höher als bei der WLTP-Prüfung. Im letzteren Fall wird ein Korrekturfaktor kleiner 1 angewendet.
- ▶ Mit der im August 2022 verabschiedeten Stufe Euro 6e wurde das RDE-Verfahren leicht überarbeitet und die Konformitätsfaktoren für NO_x auf 1,1 und für SPN auf 1,34 gesenkt.

Bei SNF wurden die SPN-Grenzwerte mit Euro VI ab Modelljahr 2013 eingeführt. Die Einführungsstufen von Euro VI sind ähnlich wie bei PKW, derzeit ist Euro VI E in Kraft. Messungen im praktischen Fahrbetrieb (RDE) im normalen Straßenverkehr (ISC, In-Service-Conformity Tests) sind seit Beginn in Kraft, allerdings nur für die Hersteller selbst verpflichtend. Unabhängige Überprüfungen im Feld wie bei PKW sind bei SNF bislang nicht vorgeschrieben. Da bei SPN-Emissionen – anders als bei NO_x – bei nicht manipulierten Kfz keine relevanten und unzulässigen Abschalteinrichtungen von Abgasreinigungssystemen zu befürchten sind, erscheint diese Einschränkung für UFP weniger problematisch. Viel relevanter erscheint die unabhängige Überprüfung auf Manipulationen durch den Fahrzeugbesitzer, siehe Kap. 4.1.2.

Eine wesentliche UFP-Quelle ist die Regeneration der Partikelfilter, wie aktuelle Analysen für HBEFA 5.1 im realem Fahrbetrieb¹³ bestätigen. In RDE-Tests werden Partikelfilterregenerationen nicht erfasst, da typgenehmigungskonforme RDE-Tests mit Regeneration ungültig sind und wiederholt werden müssen. Wenn auch im nachfolgenden Test eine Regeneration auftritt, ist der Test gültig, was wegen der Regenerationsintervalle von typischerweise über 200 km (bei RDE Fahrzuständen) aber selten auftreten dürfte. Der Einfluss der Partikelfilterregeneration im RDE-Test ist allerdings mit einem Aufschlag (K_i-Faktor) berücksichtigt, der durch die Hersteller ermittelt wird. Der K_i-Faktor ergibt sich aus den Mehremissionen der Regeneration im WLTC Testzyklus und der darin auftretenden Regenerationshäufigkeit. Für das kommende Update des HBEFA (Version 5.1) ausgewertete Messungen von RDE-Fahrten mit Regeneration zeigen typischerweise mehrere 100 % höhere

¹³ Der Endbericht zu HBEFA 5.1 wird ca. im Mai 2025 verfügbar sein.

SPN-Emissionen gegenüber Fahrten ohne Regeneration. In zukünftigen Arbeiten sollte genauer untersucht werden, in wie weit der K_i -Faktor aus der Typgenehmigung die Emissionen aus den Partikelfilterregenerationen im Realbetrieb abbildet, z. B. ist die Häufigkeit von Regenerationen nicht genau bekannt. Bei PKW werden durch die vielfältigen Fahrzuständen im Realbetrieb und auf Grund der verschiedenen Fahrzeugmodelle Regenerationsintervalle von ca. 100 bis 400 km beobachtet, bei SNF liegen die Intervalle eher über 300 km. Im Fernverkehr von SNF ist die Abgastemperatur oft ausreichend hoch, so dass gar keine Regenerationen notwendig sind. In (EU Commission (Hrsg.) 2022) wurde die Implementierung von Regenerationstestverfahren in RDE ausgearbeitet und vorgeschlagen. Ebenso wurde eine Absenkung der SPN-Grenzwerte empfohlen. In der beschlossenen Euro 7 Regulierung werden Regenerationen allerdings gleich wie in Euro 6 behandelt und auch die Grenzwerte bleiben unverändert, beziehen sich allerdings auf SPN10. Zudem wird der Konformitätsfaktor¹⁴ für LKW im Euro 7 Basisrechtsakt auf 1,0 festgesetzt. Hingegen bleibt der Übereinstimmungsfaktor (sog. „Margin“) für PKW und leichte Nutzfahrzeuge (M1 und N1 Fahrzeuge) weiterhin durch den Verweis auf die UN-Regulation Nummer 168 bei 1,1 für NO_x und für SPN₁₀ bei 1,34 bestehen. Eine genauere Analyse der Effekte von Euro 7 auf die Kfz-Emissionen wird für das HBEFA 5.1 durchgeführt. Als grobe Abschätzung für die Partikelanzahl wird im Fall von SNF hier zum einen der Einfluss des Konformitätsfaktors genannt, der den RDE Grenzwert um den Faktor (1,0/1,34=0,75) senkt und zum anderen der Effekt, dass SPN10 Emissionen etwa 50 % höher als SPN23 Emissionen liegen dürften, was die Grenzwertstrenge nochmal steigert (Faktor = 1,0/1,5 = 0,67). Beide Faktoren zusammen lassen eine SPN Reduktion von etwa -50 % (0,75 x 0,67) erwarten.

Da die erste Version aller Durchführungsrechtsakte zu Euro 7, welche die Details der Testmethoden etc. beschreiben, erst 2025 vorliegen wird, erscheint es die nächsten Jahre kaum möglich, diese zu ändern, um Regenerationen in die RDE-Tests zu implementieren. Auch eine Ausweitung der anderen Randbedingungen für gültige RDE-Tests dürfte in den nächsten Jahren nicht möglich sein, da diese laut beschlossener Euro 7-Regulierung gleich wie in Euro 6 bleiben müssen. Für eine Absenkung der Grenzwerte müsste eine neue Abgasgesetzgebung beschlossen werden, da diese nur in Verordnungen und nicht in den zugehörigen Durchführungsrechtsakten geändert werden dürfen. Ob Abgase von Euro 7-Fahrzeugen signifikante Mengen zu den gesamten UFP Emissionen beitragen, wäre zu prüfen. Eventuell wären weitere Verschärfungen der SPN-Abgasgrenzwerte zu einem späteren Zeitpunkt nicht mehr effizient.

Da die erste Version aller Durchführungsrechtsakte zu Euro 7, welche die Details der Testmethoden etc. beschreiben, erst 2025 vorliegen wird, erscheint es die nächsten Jahre kaum möglich, diese zu ändern, um Regenerationen in die RDE-Tests zu implementieren. Auch eine Ausweitung der anderen Randbedingungen für gültige RDE-Tests dürfte in den nächsten Jahren nicht möglich sein, da diese laut beschlossener Euro 7-Regulierung gleich wie in Euro 6 bleiben müssen. Für eine Absenkung der Grenzwerte müsste eine neue Abgasgesetzgebung beschlossen werden, da diese nur in Verordnungen und nicht in den zugehörigen Durchführungsrechtsakten geändert werden dürfen. Ob Abgase von Euro 7-Fahrzeugen signifikante Mengen zu den gesamten UFP Emissionen beitragen, wäre zu prüfen. Eventuell wären weitere Verschärfungen der SPN-Abgasgrenzwerte zu einem späteren Zeitpunkt nicht mehr effizient.

Im internationalen Vergleich sind die EU-Regularien für SPN dennoch am ambitioniertesten. Tabelle 22 vergleicht die EU Gesetzgebung bezüglich SPN-Limits in den Kategorien PKW und SNF mit denen in den USA und China. In der EU gelten die schärfsten Regularien für SPN. Andere Regionen haben teilweise gar keine SPN-Limits oder ähnliche Verfahren und Limits wie die EU.

Tabelle 22: Übersicht zu Abgasgrenzwerten

Regularium	Limits SPN	Wirkung auf UFP
EU Euro 6e PKW	6.0×10^{11} SPN23/km	deutliche Minderung gegenüber Euro 5
Euro 7 PKW	6.0×10^{11} SPN10/km (EU, 2024)	durch Limitierung von SPN10 anstelle von SPN23 ist der Standard ca 1/3 verschärft. Damit sollten SPN und auch UFP Emissionen der Euro 7 um zumindest 30 % unter denen von Euro 6e liegen
US/Kalifornien	LEV III Vorschlag 1.9×10^{12} #/km	Vorschlag, der aber aus der endgültigen Regulierung wieder entfernt wurde.
China 6b	6.0×10^{11} SPN23/km	ähnlich zu Euro 6
EU Euro VI E	6.0×10^{11} SPN23/kWh (EU, 2019)	deutliche Minderung gegenüber Euro V
Euro 7 SNF	6.0×10^{11} SPN10/kWh (EU, 2024)	durch Limitierung von SPN10 anstelle von SPN23 ist der Standard ca 1/3 bis 1/2 verschärft. Zusätzlich entfällt der Konformitätsfaktor von 1.63. Damit sollten SPN und auch UFP Emissionen der Euro 7 um mehr als 50 % unter denen von Euro VI D liegen
US/Kalifornien	Keine	Gering, nur über PM Grenzwert
China VI	6.0×10^{11} SPN23/kWh (Liuhanzi und Hui 2018)	Die Regulierung in China wurde basierend auf Euro VI entwickelt und ist dieser sehr ähnlich

4.1.2 Periodische technische Inspektion

Partikelfilter erhöhen grundsätzlich den Abgasgegendruck, was zu einer leichten Verbrauchserhöhung führt. Mit steigender Beladung, nimmt der Abgasgegendruck zu. Daher sind aktive Filterregenerationen notwendig, auch um Schäden am Filter wegen zu hoher Abbrandtemperaturen zu vermeiden. Für die Regeneration muss das Abgas mehrere Minuten auf über 550°C erhitzt werden, was mit zusätzlichem Kraftstoffverbrauch erreicht wird.

Ein höherer Abgasgegendruck senkt auch die Motorleistung in geringem Umfang. Bei illegalen Fahrzeugmanipulationen werden daher vermutlich Partikelfilter entfernt, um eine Leistungssteigerung und Verbrauchsminderung zu erreichen. Da das Fahrzeug-OBD-System überwachen muss, ob der Partikelfilter vorhanden ist, muss eine solche Manipulation auch in die Fahrzeugelektronik eingreifen, wenn eine Aktivierung der MIL (Malfunction Indication Lamp) vermieden werden soll.

Wegen der zunehmenden Ascheansammlung mit steigender Laufleistung nimmt der Abgasgegendruck zu und der Verbrauch wird kontinuierlich leicht erhöht. Bei SNF müssen die Filter daher über das Fahrzeugeleben ausgebaut und die Asche entfernt werden. Eventuell ist so ein Ausbau auch eine Motivation zur Manipulation, indem dann gar kein Filter mehr eingebaut wird. Gleiches gilt bei einem Defekt am Filter.

Neben Manipulationen können auch mechanische und thermische Beschädigungen am Filter im realen Betrieb auftreten. Risse im Filtersubstrat können bereits zu SPN- und UFP-

Emissionszunahmen um mehr als eine Größenordnung führen, ohne dass das OBD-System dies detektieren kann, da bei Rissen die on-board überwachte Partikelmasseemission viel weniger zunimmt als die Anzahl¹⁵. Aktuell seriennässig verfügbare Sensoren zur Partikeldetektion im Abgas messen über den Widerstand in einem Stromkreis die Partikelmassenzunahme im Sensor über längere Intervalle. Da dafür ausreichend Partikelmasse angelagert werden muss, funktionieren die Sensoren auch nur im Dieselabgas. Bei defekten Filtern ist die Massezunahme ausreichend hoch um detektiert werden zu können. (Samaras, 2021). Partikelanzahl ist derzeit nur mit teuren und relativ großen Sensoren möglich.

Manipulationen und Beschädigungen der Filter sind am Auspuff einfach zu erkennen, da in diesem Fall schwarze Rußablagerungen zu sehen sind. In Labor- und RDE-Tests sind die Effekte durch hohe gemessene SPN-Emissionsniveaus zu erkennen. Solche Tests sind für eine flächendeckende Fahrzeugüberwachung allerdings viel zu teuer. Eine wiederholbare, quantitative Methode für eine kurze Messung der SPN-Emissionen im Leerlauf mit zugehörigen Grenzwerten ist inzwischen in einer EU-Empfehlung beschrieben und in Deutschland (PTB 2021) Niederlanden, Belgien und der Schweiz national umgesetzt. In diesen Tests werden defekte Partikelfilter nach derzeitigem Wissenstand mit hoher Treffsicherheit festgestellt, wie Präsentationen im VERT-NPTI Workshop bei der EMPA in Dübendorf, im März 2024 bestätigen.

Die Ergebnisse in (Zalwert 2024) zeigen, dass mehr als die Hälfte der im PTI¹⁶ Test als defekt identifizierten DPF vom fahrzeugeigenen OBD-System nicht angezeigt wurde. Da das OBD-System nur Überschreitungen des PM-Grenzwertes um mehr als den Faktor 2,5 anzeigen muss, ist die eher geringe Sensitivität auf hohe SPN-Emissionen nicht überraschend. Eine verlässliche und preiswerte On-Board Sensorik für SPN ist bislang nicht verfügbar, so dass die jährliche Überprüfung im PTI Test sehr wesentlich für eine erfolgreiche Identifizierung von defekten und manipulierten DPF ist und bleiben wird.

Tabelle 23: Übersicht zu Ergebnissen von Fahrzeugüberprüfungen in PTI

Quelle	% defekte DPF	Beschreibung
(GOCA Claanderen 2024)	13,5 % for Euro 5 2,7 % for Euro 6 7,6 % alle Tests	Test von 2 Mio. Diesel-PKW in Flandern, %-Werte sind PKW mit mehr als 1×10^6 SPN/cm ³ im Leerlauftest
(Ost 2024)	2,6 % aller Tests 1,3 % der < 50 kkm 2,3 % der 10-160 kkm 4,6 % der > 160 kkm	30,4 Mio. Euro 6 Kfz in 2023 getestet, Defekt wenn $> 2,5 \times 10^5$ SPN/ccm
(Zalwert 2024)	3,43 % aller Tests 2,8 % < 50kkm 3,3 % 50-160kkm 4,7 % > 160 kkm	Daten aus PTI Tests in Deutschland von TÜV, DEKRA, KÜS und anderen Werkstätten an 0,94 Mio. PKW Euro 6. Die Defekte wurden mehrheitlich vom OBD nicht angezeigt (2,42 % von 3,43 %)
(Zuidgeest 2024)	6,3 % aller PKW Tests 0,36 % aller SNF Tests	Ergebnisse NL PTI Tests zu SPN an 1,3 Mio. Euro 6 Kfz, seit Januar 2023; mit Limit von 1×10^6 SPN/cm ³ im Leerlauftest

Anmerkung: kkm....1000 km

Nimmt man an, dass alle in der PTI als defekt identifizierten Filter korrekt ausgetauscht werden und dass Diesel-PKW mit defekten Filtern je km etwa 100x mehr SPN emittieren als PKW ohne

¹⁵ Quelle: Eichseder, H.; Hausberger, S. (2022): Antriebssysteme mit VKK. Skriptum der TU Graz zu LV-Nr.: Nr. 313.303; Graz. Bericht unveröffentlicht.

¹⁶ Periodische technische Inspektion

Defekt, so ergibt sich für die Euro 6 Diesel-PKW Flotte bei einer Fehlerrate von ca. 3,5 % eine SPN Reduktion um ca. 75 % durch die PTI-Maßnahme.

Die Möglichkeit einer Ausweitung der SPN-Tests im PTI auf Otto-PKW mit Filter sollte zusammen mit einer Abschätzung der Schadenshäufigkeiten bei diesen Fahrzeugen geprüft werden, da auch bei diesen Filtern infolge von Schäden die SPN-Emissionsniveaus um mehr als eine Größenordnung zunehmen können.

4.1.3 Erhöhung der Anteile von Zero-Emission Fahrzeugen

Zu den sogenannten Nullemissionsfahrzeugen oder Zero Emission Vehicles (ZEV) gehören rein batterieelektrische Fahrzeuge, Brennstoffzellenfahrzeuge oder Oberleitungsfahrzeuge, welche keinerlei direkte CO₂ oder Schadstoffemissionen emittieren. Bei Hybriden und Plug-In-Hybriden sind die SPN-Emissionen bei Betrieb im Hybridmodus (also ohne rein elektrisches Fahren) etwa gleich hoch wie die von rein verbrennungsmotorisch betriebenen Kfz gleicher Euro-Klasse und Motor-Art. Wasserstoffverbrenner haben, wenn sie einen Partikelfilter verbaut haben, sehr geringe UFP-Emissionen. Andernfalls kann bei gealterten Motoren durch den Ölverbrauch auch eine relevante Menge an UFP im Abgas entstehen.

Der Anteil von Elektrofahrzeugen in Deutschland nimmt seit einigen Jahren zu. Laut KBA waren zum 1.1.2024 2,9 % aller PKW rein batterieelektrisch (BEV) und 1,9 % Plug-In-Hybride (PHEV). Bezogen auf alle Kfz waren ca. 2 % der Fahrleistungen im Jahr 2022 nach ifeu-Berechnungen bereits elektrisch (vgl. Kapitel 3.2.1). Aufgrund verschiedener bestehender Instrumente, insbesondere der europäischen CO₂-Grenzwerte für PKW, LNF und SNF und der CO₂-Differenzierung der LKW-Maut wird zukünftig ein starker Anstieg der elektrischen Fahrleistung erwartet. Im TREMOD Trendszenario wird bis 2030 ein Anteil von 23 % angenommen (vgl. Kapitel 3.2.1).

Umgekehrt werden Verbrennerfahrzeuge in absehbarer Zeit weiterhin den Großteil des Bestands und der Fahrleistung ausmachen. Auch können bis mindestens zum Jahr 2035 noch PKW mit Verbrennungsmotor zugelassen werden, bei den SNF noch deutlich länger.

Die Steigerung der Anteile von Low und Zero-Emission Fahrzeugen ist neben den Maßnahmen zur Luftreinhaltung vor allem eine Schlüsselstrategie für die Erreichung der nationalen und europäischen Klimaschutzziele. Da zahlreiche Studien sich mit den möglichen Maßnahmen befassen, z. B. Projektionsbericht 2024 (Harthan et al. 2024), listen wir im Folgenden nur einige Beispiele für Instrumente zur Förderung der Elektromobilität auf.

- ▶ Ordnungsrechtliche Vorgaben, z. B.:
 - Verschärfung bzw. Vorziehen der Vorgaben der Flotten-CO₂-Emissionswerte
 - Einführung von Zero-Emission Zones
- ▶ Finanzielle Anreize zum Kauf und Betrieb von ZEVs gegenüber Verbrennern, z. B.:
 - Erhöhung des CO₂-Preises für fossile Kraftstoffe
 - Bonus-Malus-Regelungen für die Fahrzeugzulassung
 - Einführung einer CO₂-differenzierten PKW-Maut
 - Kaufprämien für ZEVs
 - Stromanrechnung in der THG-Quote

► Sonstige Maßnahmen:

- Vorgaben zum bzw. Unterstützung beim Ausbau der Ladeinfrastruktur

4.1.4 Optimierung der Kraftstoffqualität

Die Qualitätsanforderungen an Dieselkraftstoffe sind in der DIN Norm EN 590 definiert (DIN 2022), die für Ottokraftstoffe in DIN Norm EN 228 (DIN 2017). Grundsätzlich korrelieren die Motor-PN-Rohemissionen eng mit dem Aromatengehalt und der Siedelinie der Kraftstoffe. Auch höhere Olefinanteile führen zu höheren SPN und damit UFP Emissionen, z. B. (Bokor et al. 2021).

Diesel-Partikelfilter (DPF) haben sehr hohe Abscheideraten und die Flottendurchdringung von Diesel-Kfz mit DPF ist weit fortgeschritten, siehe Kapitel 3.2. Daher ist zwar ein Einfluss der Dieselqualität auf die Rohemissionen vor Filtern gegeben, der Effekt auf die Abgasemissionen nach DPF dürfte aber sehr gering sein. Quantitative Angaben haben wir in der Literaturrecherche für Diesel PKW mit DPF nicht gefunden.

Otto-Partikelfilter (OPF) haben deutlich geringere Abscheideraten als DPF und die Flottendurchdringung von Otto-Kfz mit OPF ist weniger weit fortgeschritten¹⁷. Daher dürfte die Qualität der Otto-Kraftstoffe aktuell deutlich höheren Einfluss auf die UFP-Flottenemissionen haben als die Diesel-Qualität. Eine Quantifizierung des potenziellen Einflusses ist mit den in der Literatur gefundenen Zahlen allerdings nicht möglich.

In (Bokor, 2021) wurden SPN- und UFP-Messungen mit Kraftstoffqualitäten entsprechend der vorgeschriebenen Kraftstoffe für die Euro 6 Typprüfung (Referenz), mit einem Tankstellen-Kraftstoff und mit einem „Performance-Kraftstoff“, beide innerhalb der EN 228, an einem DI Otto-PKW ohne OPF durchgeführt. Sowohl Tankstellen-Kraftstoff als auch „Performance-Kraftstoff“ führten zu etwa doppelt so hohen SPN Emissionen wie der Typprüf-Kraftstoff. Der Performance-Kraftstoff hatte bei hohen Lasten zudem steigende Anteile von SPN<100nm.

Ein Entwurf der EN 228 wird derzeit überarbeitet. Inwieweit dort noch Änderungen möglich sind, konnten wir im Rahmen der Studie nicht eruieren. Vor Anpassungen zur Senkung der SPN-Emissionen wären allerdings auch weitere Analysen durchzuführen oder zu finden, in welchen Bereichen die Parameter von Ottokraftstoffen im Rahmen bestehender Raffinerie-Infrastruktur sinnvoll variiert werden können und welche Effekte damit verbunden wären.

4.1.5 Tempolimits

Die Partikelemissionen nehmen mit zunehmender Geschwindigkeit tendenziell überproportional zu. Die Ursachen sind:

- Der Leistungsbedarf steigt wegen des quadratischen Geschwindigkeitseinflusses auf den Luftwiderstand überproportional
- Die Zeit für die Gemischbildung und den Partikelabbrand in der Verbrennung wird mit zunehmender Motordrehzahl kürzer. Beides erhöht die Partikel-Rohemissionen
- Der Abgasvolumenstrom steigt mit höherer Drehzahl und Leistung und damit sinkt auch die Abscheideeffizienz der Partikelfilter

¹⁷ Knapp 50% der Fahrleistung der Otto-PKW im Jahr 2030 in Deutschland fand durch Euro 6 PKW statt, vgl. Kap. 3.2.1

- Bei höheren Leistungen und damit Abgastemperaturen wird der Filter tendenziell eher passiv gut regeneriert, so dass weniger Ruß im Filter ist und die Abscheideeffizienz abnimmt.

Diese Effekte auf SPN und damit UFP sind ab ca. 100 km/h ausgeprägt. Darunter eliminiert die Gangwahl die direkte Drehzahlabhängigkeit und der Leistungsbedarf der Nebenaggregate, die Verluste im Motor und Antriebstrang sowie die höhere Fahrdynamik kompensieren den Effekt des Luftwiderstandes. Die SPN-Emissionen hängen allerdings auch stark von Einspritzverlauf bzw. Zündzeitpunkt sowie den AGR¹⁸-Raten ab. Diese Parameter werden von der Motorsteuerung je nach Betriebszustand eingestellt und können die o.a. Effekte (über)kompensieren oder verstärken. Späte Einspritzung bzw. später Zündzeitpunkt sowie hohe AGR-Raten erhöhen die SPN- und senken die NO_x-Emissionen und umgekehrt.

Betrachtet man den Einfluss des Tempolimits am Beispiel der SPN-Emissionsfaktoren für Autobahnen nach HBEFA 4.2 für eine Verkehrssituation mit hoher Verkehrsdichte, so zeigt sich für Euro 5 Diesel-PKW keine Zunahme bei höheren Tempolimits. Vermutlich werden die AGR-Rate und Einspritzbeginn bei dieser Emissionsschicht in Richtung höherer Leistungen so weit zurückgenommen, dass insgesamt kein Anstieg der SPN-Emissionen erfolgt¹⁹. Bei Euro 6d Diesel-PKW sieht man einen ähnlichen Trend aber auf viel niedrigerem Niveau (Abbildung 14).

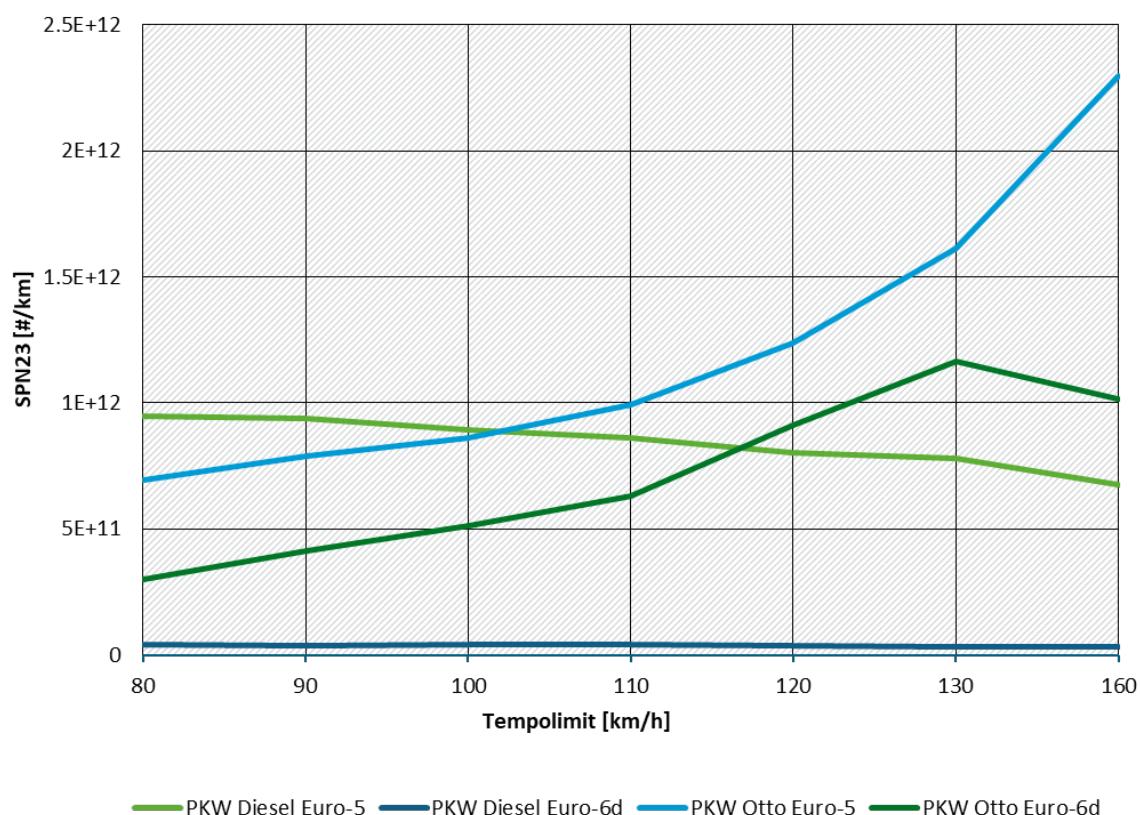
Bei Otto-Euro 5 PKW sieht man eine starke Zunahme der SPN-Emissionen mit zunehmend höheren Tempolimits, bei Euro 6d Otto-PKW ist der Trend ähnlich, allerdings ist kein weiterer Anstieg der SPN-Emissionsfaktoren auf Strecken ohne Tempolimit zu sehen. Im Vergleich zu Euro 6 Diesel-PKW emittieren die Otto-PKW deutlich mehr Partikel, so dass deren Sensitivität auf Tempolimits für den gesamten Effekt von Limits höhere Relevanz hat.

Die Emissionsfaktoren für SPN bei Geschwindigkeiten über 135 km/h aus HBEFA 4.2 sind allerdings kritisch zu betrachten, da zum Zeitpunkt der Erstellung praktisch keine Messwerte für solche Fahrzustände vorhanden waren. Es wurden daher die betroffenen Werte in den Emissionskennfeldern, mit denen die Emissionsfaktoren aus Leistung und Motordrehzahl berechnet werden, aus den gemessenen Daten extrapoliert (Notter et al. 2022). Die Trends für Verkehrszustände ohne Tempolimit sind daher relativ unsicher.

¹⁸ Abgasrückführung

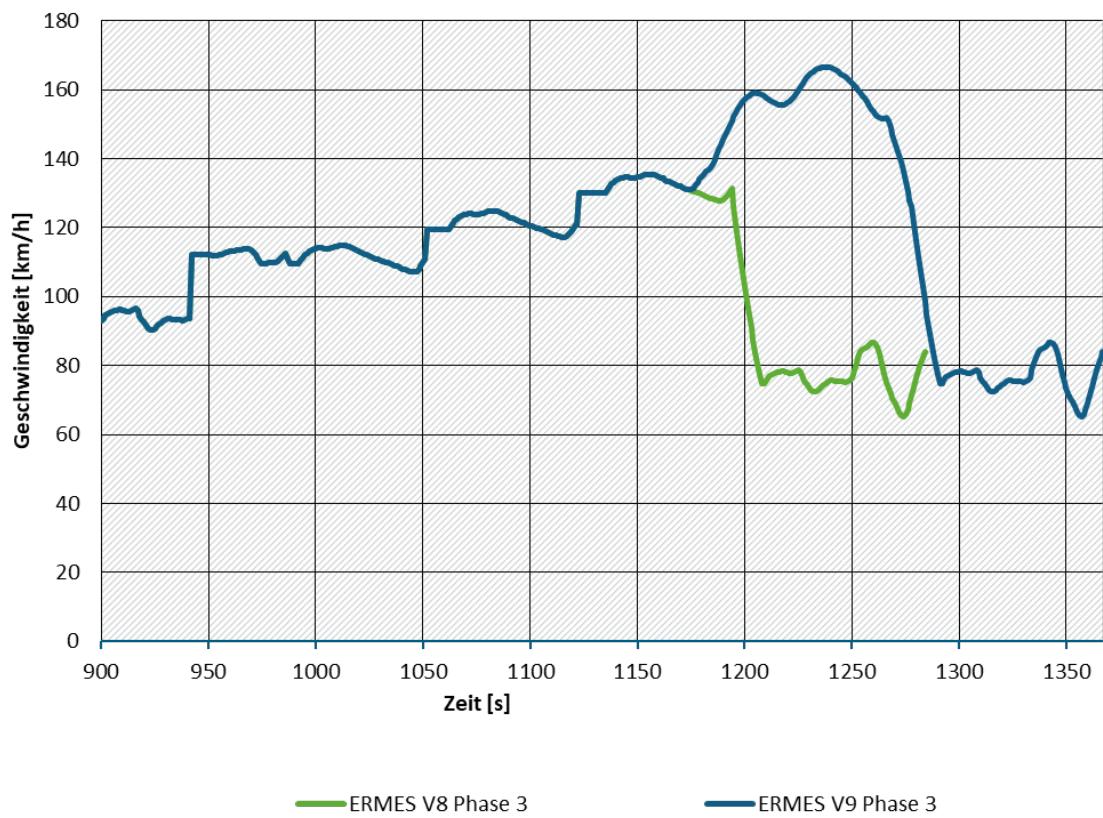
¹⁹ Die NO_x-Emissionsfaktoren zeigen einen merklichen Anstieg, was wegen der gegenläufigen Einflüsse von AGR und Einspritzbeginn auf NO_x und PN plausibel ist

Abbildung 14: SPN23 Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.2 für Autobahnfahrt bei unterschiedlichen tempo Limits und dichtem Verkehr



Quelle: eigene Darstellung TU Graz

Für das nächste Update des HBEFA (Version 5.1, geplant im Frühling 2025) stehen erweiterte Messdaten zur Verfügung, da ein Standard-Testzyklus (ERMES-Zyklus, (Matzer et al. 2024)) extra mit einem hohen Geschwindigkeitsteil erweitert wurde, um die Situation auf deutschen Autobahnen ohne Tempolimit sicherer abbilden zu können (Abbildung 15). Deshalb wurde in Variante V9 des ERMES-Zyklus gegenüber Variante V8 ein Hochgeschwindigkeitsteil hinzugefügt, um bei kommenden Updates des HBEFA die hohen Geschwindigkeiten auch mit Messdaten abdecken zu können, siehe Abbildung 15. Variante V8 hat im Autobahnteil eine mittlere Geschwindigkeit von 108 km/h und eine Maximalgeschwindigkeit von 135 km/h, Variante V9 eine mittlere Geschwindigkeit von 117 km/h und eine Maximalgeschwindigkeit von 167 km/h.

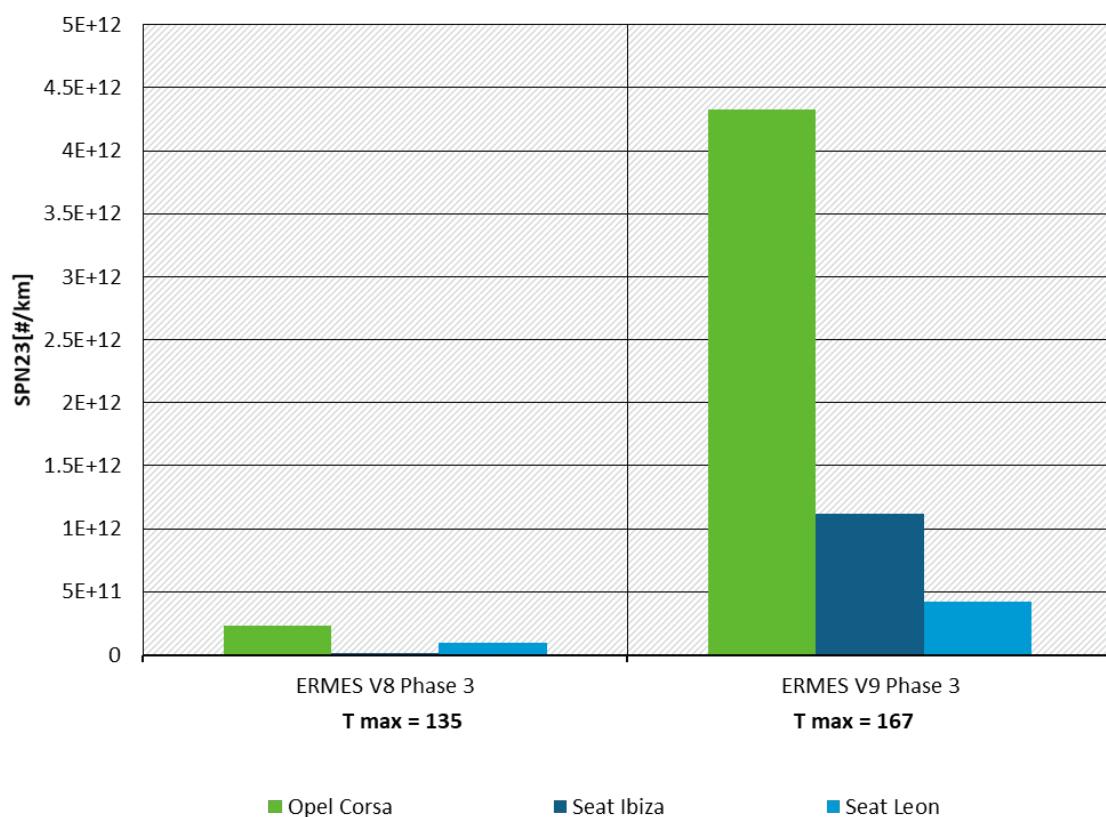
Abbildung 15: Autobahnteil (Phase 3) der Rollentestzyklen ERMES V8 und ERMES V9 im Vergleich

Quelle: eigene Grafik

Die aktuellen Testserien verwenden ausschließlich die ERMES Variante V9 und nicht mehr die Variante V8. Um die Unterschiede im Emissionsniveau zwischen den Zyklen zu testen, wurden an der TUG drei PKW in beiden Zyklen vermessen. Es handelte sich dabei jeweils um PKW-Otto der Abgasstufe Euro 6d.

Abbildung 16 zeigt die Ergebnisse für SPN. Im Mittel führt der Autobahnteil der ERMES V9 zu 17-fach höheren SPN als der Autobahnteil des ERMES V8. Dieses Ergebnis zeigt, dass zumindest bei diesen drei PKW Autobahnfahrten mit Geschwindigkeiten über 135 km/h zu massiven Anstiegen der SPN und damit der UFP Abgasemissionen führen können. Mit HBEFA 5.1 sollten für die gesamte Flotte repräsentativere und auf Messungen (inklusive des ERMES V9 Zyklus) basierende Ergebnisse verfügbar sein.

Abbildung 16: Vergleich der SPN23 Emissionen gemessen an 3 Euro 6d Otto-PKW in den Testzyklen ERMES V8 und ERMES V9



Quelle: eigene Darstellung TU Graz

4.1.6 Nachrüstung von Partikelfiltern

Das Nachrüsten von Partikelfiltern in Dieselfahrzeugen wurde vor ca. 20 Jahren intensiv untersucht und es wurden auch einige Kampagnen dazu durchgeführt. Die Maßnahme hat sich nicht bewährt, da es sehr viele Defekte an echten „Wall-Flow-Filters“ gab, wie im nächsten Absatz näher erläutert wird. Die alternativ eingesetzten offenen Filtersysteme zeigten zwar konstruktionsbedingt weniger Schadensfälle, senkten die SPN-Emissionen aber nur in geringem Ausmaß.

Wall-Flow-Filter bestehen meist aus Keramiksubstrat, durch das das Abgas strömen muss. In diesem werden über 90 % der Partikelmasse abgeschieden. Wenn diese Partikel längere Zeit nicht abgebrannt werden, kumuliert eine hohe Partikelbeladung im Filter. Wenn dann das Abgas eine für den Partikelabbrand ausreichende Temperatur erreicht ($>550^{\circ}\text{C}$), wird durch den Abbrand in kurzer Zeit eine hohe Wärme freigesetzt. Dies kann zu thermischen Schäden (Risse, Verglasung) bis zum Totalausfall führen. Die hohen Temperaturen sind in ungünstigen Fällen auch ein Sicherheitsrisiko (Fahrzeugbrand oder brennbares Material unter dem während Abbrand abgestellten Kfz). In jedem Fall führt die hohe Filterbeladung zu steigendem Kraftstoffverbrauch, der zunehmende Abgasgegendruck kann auch die AGR Regelung ungünstig beeinflussen. Da Dieselmotoren Abgastemperaturen über 550°C nur im Bereich der Nennleistung erreichen, traten diese Schadensmechanismen bei nachgerüsteten DPF häufig auf, wenn keine aktive Heizmaßnahme durch den Motor oder elektrische Heizelemente vorgesehen war. Die Notwendigkeit, die Partikelfilter zu regenerieren um Schäden zu vermeiden, besteht natürlich auch bei serienmäßig verbauten DPF. Bei diesen wird die Partikelbeladung des Filters

aber über den Differenzdruck und ein Beladungsmodell vom Motorsteuergerät überwacht. Wird eine kritische Beladung erreicht, heizt der Motor das Abgas durch Nacheinspritzung und Drosselung soweit auf, dass es zum rechtzeitigen Rußabbrand kommt²⁰.

Aus all diesen Gründen erwiesen sich DPF Nachrüstungen ohne aktive Heizmaßnahmen an den Filtern bei Dieselmotoren als nicht sinnvoll. Mit geregelten, elektrischen Heizelementen sind die Kosten der DPF relativ hoch.

Vor allem verfügen die meisten Diesel-Kfz im heutigen Fahrzeugbestand bereits über DPF, da die Fahrleistung von Fahrzeugen mit Euro 4/IV oder älter im Jahr 2022 nur ca. 13 % betrug (siehe Kap. 3.2.1) und auch bei diesen Fahrzeugen zum Teil schon Partikelfilter eingebaut wurden. Zukünftig sinkt der Anteil der Dieselfahrzeuge ohne DPF weiter.

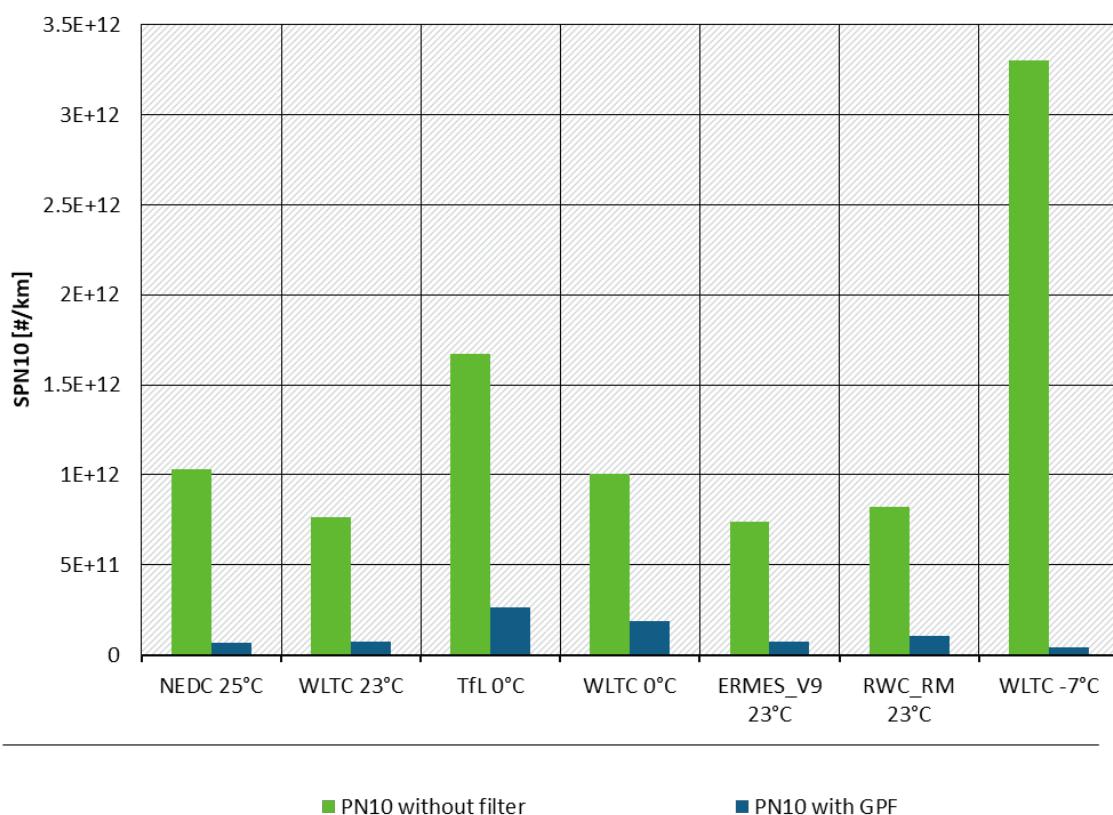
Bei Ottomotoren sind die Abgastemperaturen deutlich höher und die Oxidation von CO, HC und H₂ im 3-Wege-Katalysator (3WC) hebt die Temperatur weiter an. Direkt nach dem 3WC eingebaute Otto-Partikelfilter (OPF) haben für den Abbrand der Partikel daher tendenziell ausreichend hohe Temperaturen und im Schubbetrieb des Motors auch ausreichend Sauerstoff. Zudem sind die Partikelmasseemissionen der Ottomotoren deutlich niedriger als die von Dieselmotoren, jeweils betrachtet vor dem Filter. Daher sind Regenerationen auch weniger oft notwendig.

Ein wesentliches Problem für die OPF Nachrüstung bei modernen PKW mit Ottomotoren ist, dass sie meist einen motornahen und einen Unterboden-3WC haben. Nach dem motornahen 3WC ist kaum Platz für den Einbau eines Nachrüst-OPF. Den Unterboden 3WC durch den OPF zu ersetzen kann Nachteile bei NO_x, CO, HC, ... bringen. Es bleibt also eher nur ein Ersatz des Schalldämpfers durch einen OPF. Dort können die Temperaturen aber zu niedrig für häufigen Partikelabbrand sein. Bei Alterung oder Schäden an Einspritzsystem, Kolbenringen, Kurbelgehäuseentlüftung, etc. können die Partikelmasseemissionen auch bei Ottomotoren stark ansteigen, so dass nach kurzen Betriebszeiten ein Risiko für o.a. Schadensmuster besteht.

Die Partikelreduktion mit nachgerüsteten OPF wird derzeit in dem EU Horizon 2020 Projekt VERA untersucht und zeigt durchaus ansprechende Reduktionspotenziale (Abbildung 17). Hierbei wird auch die Problematik ausreichender OPF-Regeneration noch untersucht, es liegen jedoch noch keine Ergebnisse vor.

²⁰ Quelle: Eichlseder, H.; Hausberger, S. (2022): Antriebssysteme mit VKK. Skriptum der TU Graz zu LV-Nr.: Nr. 313.303; Graz. Bericht unveröffentlicht.

Abbildung 17: Gemessene SPN Emissionen mit und ohne Nachrüst-OPF an einem Euro 6a Otto-PKW in unterschiedlichen Testzyklen



Quellen: (Landl, 2024). Anm.: Das Regenerationsverhalten des OPF ist noch nicht untersucht

4.2 Mobile Maschinen, Binnenschifffahrt und Schienenverkehr

4.2.1 Maßnahmen für neue Motoren und Geräte

Genau wie der Straßenverkehr gelten auch für NRMM für das Inverkehrbringen neuer Motoren Abgasgrenzwerte, welche aktuell über die [Regulation (EU) 2016/1628]²¹ festgeschrieben sind. Unter die NRMM-Regulierung fallen neben den Motoren für mobile Maschinen und Geräten, wie z. B. Land- und Baumaschinen, Rasenmähern, Generatoren, etc. auch solche für Binnenschiffe und Schienenfahrzeuge. Tabelle 24 gibt eine Übersicht über die verschiedenen Motorenklassen und deren Grenzwerte für die PM- und SPN- Emissionen nach der Stufe V, welche für die meisten Maschinen seit dem Jahr 2019 in Kraft sind.

Eine besonders wirkungsvolle Reduktion von UFP-Partikelemissionen erfolgt durch die Begrenzung der Partikelanzahlemissionen auf ein Niveau, welches den Einsatz von Partikelfiltern erfordert. Ein Teil der Motoren verfügt über Partikelanzahlgrenzwerte welche in etwa mit denen für Euro VI LKW vergleichbar sind. So müssen Dieselmotoren der Klasse NRE mit einer Nennleistung von 19 bis 560 kW einen Partikelmassegrenzwert von 15 mg/kWh und einen Partikelanzahlgrenzwert von 1×10^{12} einhalten. Dafür ist ein Partikelfilter erforderlich. Auch Binnenschiffsmotoren mit 300 kW oder mehr Leistung sowie Triebwagenmotoren müssen

²¹ Verordnung (EU) 2016/1628 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. S. 65.

den Partikelanzahlgrenzwert von 1×10^{12} erfüllen. Mit Einführung der Richtlinie (EU) 2017/655 müssen für die Klassen mit 56-560 kW die Emissionen nicht nur im Prüfzyklus NRTC sondern auch im realen Betrieb gemessen werden.

Viele Kategorien haben jedoch auch mit der Stufe V noch keine Anforderungen für die Reduktion der Partikelanzahlemissionen. Geräte der Klasse NRE mit weniger als 19 kW oder mit mehr als 560 kW, sowie Binnenschiffsmotoren mit weniger als 300 kW und Lokomotiven müssen keinen Partikelanzahlgrenzwert einhalten. Benzinmotoren müssen weder Partikelmasse noch Partikelanzahlgrenzwerte einhalten.

Tabelle 24: Aktuelle PM- und SPN- Grenzwerte für NRMM, Binnenschiffe und Schienenfahrzeuge nach Stufe V

Motorenunterklasse	Leistungsbereich [kW]	Hubraum [cm ³]	Art der Zündung	PM [g/kWh]	PN [#/kWh]
NRE-v-1, NRE-c-1	$0 < P < 8$	Alle	CI	0,40	-
NRE-v-2, NRE-c-2	$8 \leq P < 19$	Alle	CI	0,40	-
NRE-v-3, NRE-c-3	$19 \leq P < 37$	Alle	CI	0,015	1×10^{12}
NRE-v-4, NRE-c-4	$37 \leq P < 56$	Alle	CI	0,015	1×10^{12}
NRE-v-5, NRE-c-5	$56 \leq P < 130$	Alle	Alle	0,015	1×10^{12}
NRE-v-6, NRE-c-6	$130 \leq P \leq 560$	Alle	Alle	0,015	1×10^{12}
NRE-v-7, NRE-c-7	$P > 560$	Alle	Alle	0,045	-
NRG-v/c-1	$P > 560$	Alle	Alle	0,035	-
IWP/IWA-v/c-1	$19 \leq P < 75$	Alle	Alle	0,30	-
IWP/IWA-v/c-2	$75 \leq P < 130$	Alle	Alle	0,14	-
IWP/IWA-v/c-3	$130 \leq P < 300$	Alle	Alle	0,10	-
IWP/IWA-v/c-4	$P \geq 300$	Alle	Alle	0,015	1×10^{12}
RLL-v/c-1 (Lokomotiven)	$P > 0$	Alle	Alle	0,025	-
RLR-v/c-1 (Triebwagen)	$P > 0$	Alle	Alle	0,015	1×10^{12}
NRSh-v-1a	$P < 19$	$V < 50)$	SI	-	-
NRSh-v-1b	$P < 19$	$V \geq 50)$	SI	-	-
NRS-vr/vi-1a	$P < 19$	$80 \leq V < 225$	SI	-	-
NRS-vr/vi-1b	$P < 19$	$V \geq 225$	SI	-	-
NRS-v-2a	$19 \leq P < 30$	$V \leq 1000$	SI	-	-
NRS-v-2b	$19 \leq P < 30$	$V > 1000$	SI	-	-
NRS-v-3	$30 \leq P < 56$	alle	SI	-	-
SMB-v-1	$P > 0$	alle	SI	-	-
ATS-v-1	$P > 0$	alle	SI	-	-

Erläuterung der Motorenunterklassen: NRE: i.d.R. Bau- und Landmaschinen mit Dieselmotoren, NRG: Generatoren, IWP/IWA: Binnenschiffe, RLL/RLR: Schienenfahrzeuge, NRSh: Handgehaltene Benzingeräte, NRS: Benzingeräte. SMB: Schneemobile. ATS: Geländefahrzeuge. Zusatz v/c: variable/konstante Drehzahl. CI: Diesel- bzw. Kompressionszündungsmotoren, SI: Benzin- bzw. Fremdzündungsmotoren. Quelle: Eigene Zusammenstellung aus (DieselNet o.J.)

Insgesamt stellen die Grenzwerte der Stufe V bereits einen wirksamen Hebel für die weitere Reduktion der UFP-Emissionen für Neugeräte dar, da die Motorenklassen mit SPN-Grenzwert einen Großteil des Kraftstoffverbrauchs und der Emissionen verursachen. Dennoch wird es Fälle geben, in denen Personen hohen UFP-Emissionen ausgesetzt sein können, z. B. wenn diese sich über längere Zeit nahe an den Maschinen aufhalten.

Für eine zusätzliche Reduktion der UFP-Emissionen für neu in Verkehr zu bringende NRMM wäre die Einführung von SPN-Grenzwerten für die Klassen, welche bisher noch keinen solchen Grenzwert haben, bei zukünftigen Abgasnormen denkbar. Allerdings könnte die Installation von Partikelfiltern und möglicher weiterer Abgasnachbehandlungskomponenten bei kleineren Geräten wegen des mangelnden Bauraums sehr anspruchsvoll sein.

Alternativ könnte eine Erhöhung der Anteile von Zero-Emission Fahrzeugen in den Neuzulassungen z. B. durch CO₂-Flottenziele analog zu den CO₂-Standards bei PKW und Nutzfahrzeugen vorgegeben werden. Die vielen unterschiedlichen und komplexen Maschinentypen und Anwendungen lassen aber erwarten, dass so ein Vorhaben deutlich schwieriger als bei PKW und schweren Nutzfahrzeugen werden könnte. Statt komplex zu prüfender Flottenziele in gCO₂ bezogen auf eine noch zu definierende Nutzgröße²² könnten eventuell einfach nur die Anteile an Zero-Emission Maschinen in 5-Jahresschritten vorgesehen werden. Eine weitere Möglichkeit könnte sein, lokale Vorgaben, z. B. emissionsfreien Baustellen zu erlassen.

Eine große Herausforderung stellt jedoch die hohe Lebenszeit und damit verbundene langsame Flottenerneuerung im Bereich der mobilen Maschinen, Binnenschiffe und Schienenfahrzeuge dar.

4.2.2 Maßnahmen für den Bestand

Für die Reduktion der Emissionen im Bestand existieren ebenfalls verschiedene Ansätze.

- ▶ Nachrüstungspflicht mit Partikelfiltern: Hier gilt wie in Kap. 4.1.6 beschrieben, dass eine Nachrüstung von Filtern bei Dieselmotoren aus technischer Sicht sehr anspruchsvoll ist. Aus ökonomischer Sicht dürften Nachrüstungen nur bei Maschinen sinnvoll sein, die noch eine entsprechende Restnutzungszeit erwarten lassen (Helms und Heidt 2014). Nachrüstungen können daher auf besonders sensible Gebiete/Anwendungen beschränkt werden. Alternativ können hier auch Neugeräte mit Filtern eingesetzt werden, sofern diese zur Verfügung stehen:
 - Für die Einführung von Umweltzonen oder ähnlichen Konzepten mit Anforderungen für den Bestand existieren bereits verschiedene Beispiele, darunter die Bundesweite Partikelfilterpflicht auf Baustellen in der Schweiz seit dem Jahr 2010, lokal beschränkte Regelungen zum Einsatz sauberer Neu- oder mit DPF nachgerüstete Maschinen, z. B. Baumaschinenverordnung BaWü (inzwischen wieder aufgehoben), Bayern, Berlin oder DPF-Pflicht für Bauarbeiten unter Tage.

²² g/km und g/t-km sind bei vielen NRMM keine aussagekräftigen Parameter. Für Bagger etc. müsste z.B. eher auf die von der Hydraulik geleistete Arbeit bezogen werden.

- Kriterien für die Ausschreibung öffentlicher Bauprojekte, z. B. Forderung von Baumaschinen neuerer Abgasnormen bzw. mit Partikelfilter nachgerüstet. Beispiel sind Aachen, Bremen, Darmstadt, Dresden, Frankfurt, u.a.
- ▶ Periodische technische Inspektion: Analog zur Regelung für Diesel-PKW könnte auch ein Limit für die Leerlauf-PN-Konzentration von NRMM Dieselmotoren ab Stufe V ausgearbeitet werden und in einer jährlichen Fahrzeugüberprüfung untersucht werden. Zu Häufigkeiten defekter oder manipulierter DPF im NRMM Sektor konnten wir keine Daten finden, es dürfte aber eine relevante Größenordnung sein.
- ▶ Optimierung der Kraftstoffqualität: hier gilt wie in Kap. 4.1.4 beschrieben, dass bei Dieselmotoren mit DPF auch für NRMM nur ein geringer Einfluss der Kraftstoffqualität auf die Auspuff-PN-Emissionen zu erwarten ist und eine Optimierung eher bei Benzingeräten in Frage kommt.
- ▶ Förderung der Stilllegung von Altfahrzeugen: wie auch im Straßenverkehr kann durch Einsatzbeschränkungen, Prämien, Steueranreizen etc., der Flottenaustausch beschleunigt werden und damit der Anteil von Stufe V Maschinen mit Filtern und damit deutlich niedrigeren SPN und UFP Emissionsniveaus erhöht werden.
- ▶ Reduktion der Einsatzzeiten: bei steigenden Industrie-, Bau- und Agrarleistungen können die Maschinenstunden kaum gesenkt werden, im Wesentlichen kann nur die Leerlaufzeit durch Motor Start/Stop Systeme bzw. manuelles Motorabstellen reduziert werden. Manuelles Motorabstellen ist im Bestand schwierig umzusetzen, da Heizung und Klimatisierung der Fahrerkabine dann nicht aktiv sind, (Hausberger, 2019). Bei zukünftigen Abgas-Regulierungen für NRMM könnte durch eine Anpassung der Testzyklen und ggf. auch durch Einführung von CO₂-Standards wie bei PKW und Nutzfahrzeugen eine technologische Änderung erreicht werden. Es müsste ausreichend Batteriekapazität zum Betrieb der dann zu elektrifizierenden Nebenaggregate bei ausgeschaltetem VKM verbaut werden. Bei RDE-Tests könnten auch längere Leerlaufphasen mit auszuwerten sein und im Motortestverfahren sollten für CO₂-Regulierungen auch längere Leerlaufphasen enthalten sein. Die NO_x-Emissionen würden über den ganzen NRMM Betrieb dadurch allerdings deutlich mehr gesenkt als die SPN Emissionen, da letztere auch bei langen Leerlaufphasen niedrig bleiben²³.

4.3 Luftverkehr

Im Luftverkehr wurden folgende Maßnahmen zu Reduktion von UFP-Emissionen identifiziert:

- ▶ Die Emissionsgrenzwerte für neue Triebwerke werden durch die Richtlinie ICAO Annex 16, Volume II reguliert und wurden in den letzten Jahren schrittweise verschärft. Bis 2017 wurden nur die Partikelmasse (SPNmass) und Rauchzahl (smoke Number) reguliert, welche jedoch eher auf der Reduktion der Emission von größeren Partikeln abzielt. Im Jahr 2017 wurde der ICAO CAEP/10 nvPM standard eingeführt, welcher erstmals auch die Partikelanzahl im LTO abhängig von der Schubkraft (kN) begrenzt. Seit dem Jahr 2023 gilt dieser Standard verpflichtend (EASA 2024a). Laut den vorliegenden Daten der ICAO Aircraft Engine Emissions Datenbank unterschreiten die meisten heutigen Triebwerke den Standard für neue Typen bereits. Inwiefern eine zukünftige Verschärfung des nvPM standards umsetzbar wäre, konnte im Rahmen dieser Studie allerdings nicht untersucht werden.

²³ Demgegenüber kühlen die SCR Katalysatoren aus, was zu starken Anstiegen der NOx-Emissionen bei längerem Leerlauf führen kann, z.B. (Hausberger, 2019)

- Der Defence Standard 91-91, ASTM D1655 gibt ein Limit für den Schwefelgehalt in Kerosin von max. 3.000 ppm vor, was jedoch verglichen mit den 10 ppm für Benzin und Diesel bei den anderen Bereichen immer noch ein extrem hoher Schwefelgehalt ist, welcher aber teilweise in der Praxis bereits unterschritten wird. Zwar kann sich ein niedriger Schwefelgehalt positiv auf die Reduktion der PM-Emissionen auswirken, eine Reduktion der UFP-Emissionen ist jedoch nach dem Kenntnisstand der Autor*innen nicht erwiesen.

Die europäische Refuel Aviation Richtlinie soll ab dem Jahr 2025 Quoten für nachhaltige Flugzeugkraftstoffe vorgeben, welche von 2 % in 2025 auf 6 % in 2030 und 70 % im Jahr 2050 ansteigen sollen und sowohl Biokraftstoffe als auch synthetische Kraftstoffe enthalten. Diversen Studien zufolge könnten solche synthetischen Kraftstoffe zur Reduktion der UFP-Emissionen führen, allerdings sind die Wirkungen je nach Studie und Kraftstoff unterschiedlich. Etliche Studien weisen bei Treibstoffen, die über die Fischer-Tropsch-Synthese (FT) hergestellt werden, eine Reduktion zwischen ca. 50 % und rund 95 % der UFP-Partikel bei reinem FT-treibstoff und zwischen etwa 15 % bis 62 % bei 50:50 Blends mit Jet A1 Treibstoff aus. (Beyersdorf et al. 2014) (Cheng, Meng-Dawn 2009) (Kinsey et al. 2019) (Lobo et al. 2011).

Wie im Straßenverkehr könnten auch im Luftverkehr durch Verkehrsvermeidung Emissionsreduktionen erzielt werden. Mögliche Hebel im nationalen Luftverkehr bieten ökonomische (z. B. Aufhebung der Kerosinsteuerbefreiung), ordnungspolitische Instrumente (z. B. Verbot von Kurzstreckenflügen) sowie die Förderung und Verbesserung des Schienenfernverkehrs als Alternative.

5 Weiterer Forschungsbedarf

Im Rahmen dieser Literaturnauswertung wurde deutlich, dass die Verfügbarkeit von Messdaten zur Partikelgrößenverteilung im Abgas von Verkehrsträgern gering ist. Für Kfz aus dem Straßenverkehr lagen zwar zusammen mit dem Luftverkehr die meisten Publikationen vor. Um daraus jedoch UFP-Anteile für verschiedene Fahrzeugklassen, Antriebe und Abgasstufen abzuleiten, mussten vereinfacht Annahmen getroffen werden, z. B. einen pauschalen Faktor für die Emissionsstandards Euro 0 bis Euro 4. Aufgrund der geringen Stichprobengröße sind diese Faktoren daher auch nur als grobe Näherung zu betrachten. Für genauere Analysen der UFP-Belastung im Straßenverkehr müssten zusätzliche Messungen durchgeführt werden. Insbesondere für Fahrzeugkategorien ohne Partikelfilter sollten die Emissionen (L-Kategorie, also Mopeds, Motorräder, etc.) besser abgesichert werden.

Für NRMM sowie auch Binnenschiffe und Schienenfahrzeuge ist die Datenlage an eigenen Messungen unzureichend, sowohl was die SPN-Emissionen insgesamt als auch die Größenverteilung betrifft. Aufgrund von Analogieschlüssen zu PKW oder SNF waren im Rahmen der Studie zwar grobe Abschätzungen möglich. Dennoch wären hier eigene Messungen der SPN-Emissionen insbesondere für ältere Maschinen bis Stufe III B sinnvoll, um die Datenlage zu verbessern. Für neuere Maschinen mit weniger als 19 kW (sowohl Diesel als auch Benzin) bedarf es ggf. eigener Messdaten, da diese auch bei Stufe V keinen DPF benötigen. Auch eine Überprüfung der PM-Emissionsfaktoren der NRMM wäre wichtig, da im Rahmen der Studie die UFP-Emissionen aus den PM-Emissionen abgeleitet wurden und diese in TREMOD-MM seit über zehn Jahren nicht aktualisiert wurden.

Auch die Flottenzusammensetzung und Aktivitätsdaten bei den NRMM sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. Der Anteil älterer Traktoren in der Landwirtschaft, welche die UFP-Emissionen in unserer Abschätzung dominieren, basiert zwar auf den Zulassungsstatistiken des Kraftfahrtbundesamtes. Die jährlichen Betriebsstunden nach Alter basieren hingegen auf älteren Daten und eigenen Annahmen. Eine stichprobenartige Datenerhebung bei landwirtschaftlichen Betrieben oder erneute Auswertung von Gebrauchtbörsen würde zur Verbesserung der Datenlage beitragen.

Da die SPN-Emissionsfaktoren dieser Studie zu großen Teilen auf das HBEFA 4.2 zurückgehen, sollten diese ggf. überprüft werden, sobald das HBEFA 5.1 vorliegt. Daraus könnten sich auch zusätzliche Erkenntnisse durch die Berücksichtigung neuer Messdaten sowie Daten zu Manipulationen oder Defekten bei DPF ergeben.

Auch müsste der Einfluss defekter Filter in eigenen Forschungsvorhaben noch näher untersucht werden, da es zur Häufigkeit solcher Defekte noch sehr wenige Daten gibt. Dies betrifft den Straßenverkehr, aber auch NRMM, Binnenschiffe und andere Fahrzeuge mit DPF.

Der Einfluss von DPF Regenerationen auf UFP (Häufigkeit und Emissionsfaktoren bei Regeneration) ist bisher noch nicht ausreichend erforscht. Die hier verwendeten Emissionsfaktoren neuerer Fahrzeuge bzw. Fahrzeugen und Maschinen mit DPF weisen diesbezüglich noch Unsicherheiten auf.

Der Einfluss der Kraftstoffqualität, speziell bei Otto-Kraftstoffen, auf UFP ist noch wenig untersucht und könnte durch weitere Messungen abgesichert werden.

Die UFP-Emissionsfaktoren des Luftverkehrs konnten mithilfe von Turbinenmessungen und Literaturdaten vergleichsweise detailliert abgeleitet werden. Gleichzeitig zeigen die aktuellen Ergebnisse dieser Studie, dass der Luftverkehr bei den UFP-Emissionen innerhalb des Verkehrs eine große Rolle zu spielen scheint. Im Rahmen von zukünftigen Aktualisierungen von TREMOD

bzw. TREMOD-AV könnten die hier abgeleiteten Emissionsfaktoren in das Modell übernommen werden, um diese zukünftig im Rahmen der Emissionsberichterstattung jährlich zu erfassen. Hierbei wäre eine Weiterentwicklung der aktuell gewichteten Turbinen und Flugzeugtyp spezifischen Emissionsfaktoren zielführend.

Die vorliegende Studie hat sich dem Thema UFP nur in Bezug auf die direkten Abgasemissionen aus dem Verkehr gewidmet. Damit ist nur eine begrenzte Einordnung der Ergebnisse möglich. Folgende Themen sollten im Rahmen anderer Studien untersucht bzw. im Rahmen von Metastudien mit den Erkenntnissen dieser Studie zusammengeführt werden:

- ▶ Berücksichtigung von Sekundärpartikeln aus dem Verkehr und Neigung zur Bildung von Sekundärpartikeln der verschiedenen Motortechnologien (Schwerpunkt Ottomotoren)
- ▶ Relevanz von direkten Abriebs-/Aufwirbelungsemissionen aus dem Verkehr
- ▶ Ein Vergleich der Emissionen mit anderen Emittentengruppen, z. B. Kaminöfen oder natürliche Quellen

6 Literaturverzeichnis

- Abegglen, M.; Durdina, L.; Brem, B. T.; Wang, J.; Rindlisbacher, T.; Corbin, J.; Lohmann, U.; Sierau, B. (2015): Effective density and mass-mobility exponents of particulate matter in aircraft turbine exhaust: Dependence on engine thrust and particle size. In: *Journal of Aerosol Science*. Vol. 88. DOI: [10.1016/j.jaerosci.2015.06.003](https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.06.003).
- Barrios, B.; Domínguez-Sáez, A.; Rubio, J.; Pujadas, M. (2012): Factors influencing the number distribution and size of the particles emitted from a modern diesel vehicle in real urban traffic. In: *Atmospheric Environment*, 56, 16–25. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.078>.
- BAZL (2021): Datenbank für Flugzeugkolbenmotoren. *Bundesamt für Zivilluftfahrt*, https://www.bazl.admin.ch/dam/bazl/de/dokumente/Fachleute/Regulationen_und_Grundlagen/foca_aircraft_piston_engine_database.xlsx.download.xlsx/FOCA_Aircraft_Piston_Engine_Database.xlsx. (15.10.2024).
- Beyersdorf, A.; Timko, M.; Ziemba, L.; Bulzan, D.; Corporan, E.; Herndon, S.; Howard, R.; Miake-Lye, R.; Thornhill, L.; Winstead, E.; Wey, C.; Yu, Z.; Anderson, B. (2013): Reductions in aircraft particulate emissions due to the use of Fischer-Tropsch fuels. In: *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions*. Vol. 13, S. 15105–15139. DOI: [10.5194/acpd-13-15105-2013](https://doi.org/10.5194/acpd-13-15105-2013).
- Beyersdorf, A.; Timko, M.; Ziemba, L.; Bulzan, D.; Corporan, E.; Herndon, S.; Howard, R.; Miake-Lye, R.; Thornhill, L.; Winstead, E.; Wey, C.; Yu, Z.; Anderson, B. (2014): Reductions in aircraft particulate emissions due to the use of Fischer-Tropsch fuels. In: *Atmospheric Chemistry and Physics*. Vol. 14. DOI: [10.5194/acp-14-11-2014](https://doi.org/10.5194/acp-14-11-2014).
- Bokor, C.; Rohani, B.; Humphries, C.; Morrey, D.; Bonatesta, F. (2021): Investigating the impact of gasoline composition on PN in GDI engines using an improved measurement method. In: *International Journal of Engine Research 2021*, Vol. 22(11), 3391-3406.
- Burtscher, H. (2005): Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: a review. In: *Journal Of Aerosol Science*, 36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2004.12.001>.
- Charron, A.; Harrison, R. M. (2003): Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere. In: *Atmospheric Environment*, 37(29), 4109–4119. DOI: [https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(03\)00510-7](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(03)00510-7).
- Cheng, Meng-Dawn (2009): A Comprehensive Program for Measurement of Military Aircraft Emissions. DOI: [10.2172/970922](https://doi.org/10.2172/970922).
- Delhaye, D.; Ouf, F.-X.; Ferry, D.; Ortega, I. K.; Penanhoat, O.; Peillon, S.; Salm, F.; Vancassel, X.; Focsa, C.; Irimie, C.; Harivel, N.; Perez, B.; Quinton, E.; Yon, J.; Gaffie, D. (2017): The MERMOSE project: Characterization of particulate matter emissions of a commercial aircraft engine. In: *Journal of Aerosol Science*. Vol. 105, S. 48–63. DOI: [10.1016/j.jaerosci.2016.11.018](https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2016.11.018).
- DieselNet (o.J.): Emission Standards. Europe: Nonroad Engines. In: *DieselNet.com*. <https://dieselnet.com/standards/eu/nonroad.php#s3>. (29.06.2021).
- DIN (2017): Kraftstoffe - Unverbleite Ottokraftstoffe - Anforderungen und Prüfverfahren; Deutsche Fassung EN 228:2012+A1:2017; Ausgabe 2017-08.
- DIN (2022): Kraftstoffe - Dieselkraftstoff - Anforderungen und Prüfverfahren; Deutsche Fassung EN 590:2022, Ausgabe 2022-05.
- Dong, R.; Zhang, Z.; Ye, Y.; Huang, H.; Cao, C. (2022): Review of Particle Filters for Internal Combustion Engines. In: *Processes*, 10(5), 993. DOI: <https://doi.org/10.3390/pr10050993>.

Dorscheidt, F.; Pischinger, S.; Claßen, J.; Sterlepper, S.; Krysmon, S.; Görgen, M.; Nijs, M.; Straszak, P.; Abdelkader, A. M. (2021): Development of a Novel Gasoline Particulate Filter Loading Method Using a Burner Bench. In: *Energies*, Vol. 14(16), 4914. DOI: <https://doi.org/10.3390/en14164914>.

Durdina, L.; Brem, B. T.; Elser, M.; Schönenberger, D.; Siegerist, F.; Anet, J. G. (2021): Reduction of Nonvolatile Particulate Matter Emissions of a Commercial Turbofan Engine at the Ground Level from the Use of a Sustainable Aviation Fuel Blend. In: *Environmental Science & Technology*. Vol. 55, No. 21, S. 14576–14585. DOI: [10.1021/acs.est.1c04744](https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04744).

EASA (2024a): Webseite Aircraft engine emissions | EASA Eco. <https://www.easa.europa.eu/eco/eaer/topics/technology-and-design/aircraft-engine-emissions> (16.10.2024).

EASA (2024b): ICAO Aircraft Engine Emissions Databank | EASA. In: *ICAO Aircraft Engine Emissions Databank*. <https://www.easa.europa.eu/en/domains/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank>. (30.09.2024).

Economic Commission for Europe (Hrsg.) (2021): Proposal for a new Consolidated Resolution concerning Exhaust Ultra-Fine Particle Number Measurement for Heavy Duty Engines, Submitted by the Working Party on Pollution and Energy. <https://unece.org/sites/default/files/2022-04/ECE-TRANS-WP.29-2022-105e.pdf> (17.03.2025).

EU Commission (Hrsg.) (2022): Technical studies for the development of Euro 7 Testing, pollutants and emission limits. Thessalonik. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/6a995fe6-5f1d-11ed-92ed-01aa75ed71a1/language-en>.

Federal Department of the Environment, Transport, Energy and Communications DETEC (Hrsg.) (2007): Aircraft piston engine emissions – Appendix 3: Power Settings and Procedures for Static Ground Measurements. https://www.bazl.admin.ch/dam/bazl/de/dokumente/Fachleute/Regulationen_und_Grundlagen/appendix_3_proceduresforstaticgroundmeasurements.pdf.download.pdf/appendix_3_proceduresforstaticgroundmeasurements.pdf (15.10.2024).

Giechaskiel, B.; Lähde, T.; Gandi, S.; Keller, S.; Kreutzinger, P.; Mamakos, A. (2020): Assessment of 10-nm Particle Number (PN) Portable Emissions Measurement Systems (PEMS) for Future Regulations. In: *International Journal Of Environmental Research And Public Health*, 17(11), 3878. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17113878>.

GOCA Claanderen (2024): VERT Workshop on NPTI Implementation Experience [Konferenzbeitrag]. VERT Workshop on NPTI Implementation Experience, March 21, 2024 -EMPA Dübendorf. <https://www.vert-dpf.eu/j3/index.php/start-page/events?view=article&layout=edit&id=61>.

Harthan, R.; Förster, H.; Borkowski, K.; Braungardt, S.; Bürger, V.; Cook, V.; Emele, L.; Görz, W. K.; Hennenberg, K.; Janson, L. L.; Jörß, W.; Kasten, P.; Loreck, C.; Ludig, S.; Matthes, F. C.; Mendelevitch, R.; Moosmann, L.; Nissen, C.; Repenning, J.; ...; Vos, C. (2024): Technischer Anhang der Treibhausgas-Projektionen 2024 für Deutschland (Projektionsbericht 2024). UBA (Hrsg.). https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/projektionen_technischer_anhang_0.pdf.

Hausberger, S.; Toenges-Schuller, N.; Uhrner, U.; Stadlhofer, W.; Schneider, C. (2021): Definition and requirements of vehicle „Zero impact emission levels“ based on ambient air quality; Funded by the Research Association for Combustion Engines eV (FVV); project no. 1407. https://www.fvv-net.de/fileadmin/Storys/020.90_ZIV_Zero-Impact_Vehicles/03_TB_R602_FT22_AB_1407_Zero_Impact_Vehicle_Emissions__Conceptual_Study__2022-03-31.pdf (26.03.2025).

Hellack, B.; Birmili, W.; Elsasser, M.; Gerwick, H.; Juhrich, K.; Langner, M.; et al (2022): Ultrafeine Partikel. Verursacher, Messung und Wirkungsbewertung. UBA (Hrsg.).

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_126-2022_ultrafeine-partikel_0.pdf.

Helms, H.; Heidt, C. (2014): Erarbeitung eines Konzepts zur Minderung der Umweltbelastung aus NRMM (non road mobile machinery) unter Berücksichtigung aktueller Emissionsfaktoren und Emissionsverminderungsoptionen für den Bestand. UBA (Hrsg.).

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/erarbeitung-eines-konzepts-zur-minderung-der>.

Jayaratne, E.; Ristovski, Z.; Meyer, N.; Morawska, L. (2009): Particle and gaseous emissions from compressed natural gas and ultralow sulphur diesel-fuelled buses at four steady engine loads. In: *The Science Of The Total Environment*, 407(8), 2845–2852. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.001>.

Kinsey, J. S.; Squier, W.; Timko, M.; Dong, Y.; Logan, R. (2019): Characterization of the Fine Particle Emissions from the Use of Two Fischer–Tropsch Fuels in a CFM56-2C1 Commercial Aircraft Engine. In: *Energy & Fuels*. Vol. 33, No. 9, S. 8821–8834. DOI: [10.1021/acs.energyfuels.9b00780](https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b00780).

Larsson, T.; Olofsson, U.; Erlandsson, A. C. (2021): Undiluted Measurement of the Particle Size Distribution of Different Oxygenated Biofuels in a Gasoline-Optimised DISI Engine. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos12111493>.

Li, T.; Chen, X.; Yan, Z. (2012): Comparison of fine particles emissions of light-duty gasoline vehicles from chassis dynamometer tests and on-road measurements. In: *Atmospheric Environment*, 68, 82–91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.031>.

Liuhanzi, Y.; Hui, H. (2018): ICCT Policy Update; China's stage VI emission standard for heavy duty vehicles (final rule). ICCT (Hrsg.), Brussels. https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/China_VI_Policy_Update_20180720.pdf (26.03.2025).

Lobo, P.; Condevaux, J.; Yu, Z.; Kuhlmann, J.; Hagen, D. E.; Miake-Lye, R. C.; Whitefield, P. D.; Raper, D. W. (2016): Demonstration of a Regulatory Method for Aircraft Engine Nonvolatile PM Emissions Measurements with Conventional and Isoparaffinic Kerosene fuels. In: *Energy & Fuels*. Vol. 30, No. 9, S. 7770–7777. DOI: [10.1021/acs.energyfuels.6b01581](https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b01581).

Lobo, P.; Durdina, L.; Brem, B. T.; Crayford, A. P.; Johnson, M. P.; Smallwood, G. J.; Siegerist, F.; Williams, P. I.; Black, E. A.; Llamedo, A.; Thomson, K. A.; Trueblood, M. B.; Yu, Z.; Hagen, D. E.; Whitefield, P. D.; Miake-Lye, R. C.; Rindlisbacher, T. (2020): Comparison of standardized sampling and measurement reference systems for aircraft engine non-volatile particulate matter emissions. In: *Journal of Aerosol Science*. Vol. 145, S. 105557. DOI: [10.1016/j.jaerosci.2020.105557](https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105557).

Lobo, P.; Hagen, D.; Whitefield, P. (2011): Comparison of PM Emissions from a Commercial Jet Engine Burning Conventional, Biomass, and Fischer-Tropsch Fuels. In: *Environmental science & technology*. Vol. 45, S. 10744–9. DOI: [10.1021/es201902e](https://doi.org/10.1021/es201902e).

Lobo, P.; Hagen, D.; Whitefield, P.; Raper, D. (2015): PM emissions measurements of in-service commercial aircraft engines during the Delta-Atlanta Hartsfield Study. In: *Atmospheric Environment*. Vol. 104, S. 237–245. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2015.01.020](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.020).

Matzer, C.; Weller, K.; Opetnik, M.; Hausberger, S.; Knörr, W.; Notter, B. (2024): Feldüberwachung von Kraftfahrzeugen und Aktualisierung des HBEFA. UBA (Hrsg.).

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/feldueberwachung-von-kraftfahrzeugen-aktualisierung> (26.03.2025).

Merker, G.; Teichmann, R. (2018): Grundlagen Verbrennungsmotoren: Funktionsweise und alternative Antriebssysteme Verbrennung, Messtechnik und Simulation (8. Aufl.). DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-658-19212-9>.

- Molaie, S.; Lino, P. (2020): Theoretical Design of the Scattering-Based Sensor for Analysis of the Vehicle Tailpipe Emission. In: *Micromachines*, 11(12), 1085. DOI: <https://doi.org/10.3390/mi11121085>.
- Moore, R.; Thornhill, K.; Weinzierl, B.; Sauer, D.; D'Ascoli, E.; Kim, J.; Scheibe, M.; Beaton, B.; Beyersdorf, A.; Barrick, J.; Bulzan, D.; Corr, C.; Crosbie, E.; Jurkat, T.; Martin, R.; Riddick, D.; Shook, M.; Slover, G.; Anderson, B. (2017): Biofuel blending reduces particle emissions from aircraft engines at cruise conditions. In: *Nature*. Vol. 543, S. 411–415. DOI: [10.1038/nature21420](https://doi.org/10.1038/nature21420).
- Notter, B.; Cox, B.; Weller, K.; Hausberger, S.; Matzer, C.; Dippold, M.; Lipp, S.; Poltschnig, N.; Knörr, W.; Allekotte, M.; André, M.; Gagnepain, L.; Hult, C.; Jerksjö, M. (2022): HBEFA 4.2 Documentation of updates. INFRAS (Hrsg). https://cdn.prod.website-files.com/6207922a2acc01004530a67e/6217584903e9f9b63093c8c0_HBEFA42_Update_Documentation.pdf.
- Ntziachristos, L.; Samaras, Z. (2023): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023 – Update 2024 1.A.3.b.i, 1.A.3.b.ii, 1.A.3.b.iii, 1.A.3.b.iv Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motorcycles. <https://www.eea.europa.eu/publications/emeep-eea-guidebook-2023/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i> (15.10.2024).
- Ost, T. (2024): 1st Experiences PN @ PTI [Konferenzbeitrag]. DEKRA SE (Hrsg.), VERT Workshop on NPTI Implementation Experience, March 21, 2024 -EMPA Dübendorf.
- PTB (2021): PTB-Anforderungen 12.16 „Partikelzähler“. Ausgabe Mai 2021. In: *Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig und Berlin*. DOI: [10.7795/510.20210623](https://doi.org/10.7795/510.20210623).
- Saffaripour, M.; Thomson, K.; Smallwood, G.; Lobo, P. (2019): A Review on the Morphological Properties of Non-volatile Particulate Matter Emissions from Aircraft Turbine Engines. In: *Journal of Aerosol Science*. Vol. 139, S. 105467. DOI: [10.1016/j.jaerosci.2019.105467](https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2019.105467).
- Schraufnagel, D. E. (2020): The health effects of ultrafine particles. In: *Experimental & Molecular Medicine*. Nature Publishing Group. Vol. 52, No. 3, S. 311–317. DOI: [10.1038/s12276-020-0403-3](https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3).
- Schwarz, M.; Schneider, A.; Cyrys, J.; Bastian, S.; Breitner, S.; Peters, A. (2023): Impact of ultrafine particles and total particle number concentration on five cause-specific hospital admission endpoints in three German cities. In: *Environment International*. Vol. 178, S. 108032. DOI: [10.1016/j.envint.2023.108032](https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108032).
- Timko, M.; Yu, Z.; Onasch, T.; Wong, H.-W.; Miake-Lye, R.; Beyersdorf, A.; Anderson, B.; Thornhill, L.; Winstead, E.; Corporan, E.; DeWitt, M.; Klingshirn, C.; Wey, C.; Tacina, K.; Liscinsky, D.; Howard, R.; Bhargava, A. (2010): Particulate emissions of gas turbine engine combustion of a Fischer–Tropsch synthetic fuel. In: *Energy & Fuels*. Vol. 24. DOI: [10.1021/ef100727t](https://doi.org/10.1021/ef100727t).
- Zalwert, R. (2024): Introduction of Particulate Number Measurements in Germany; TÜV Verband; VERT Workshop on NPTI Implementation Experience [Konferenzbeitrag]. VERT Workshop on NPTI Implementation Experience, March 21, 2024 -EMPA Dübendorf. https://www.vert-dpf.eu/j3/images/pdf/VERT_NPTI_Focus_event_201/vert_npti_2021_weem.pdf.
- Zhang, X.; Chen, X.; Wang, J. (2019): A number-based inventory of size-resolved black carbon particle emissions by global civil aviation. In: *Nature Communications*. Vol. 10, No. 1, S. 534. DOI: [10.1038/s41467-019-08491-9](https://doi.org/10.1038/s41467-019-08491-9).
- Zuideest, L. (2024): Introduction in the Netherlands of the Pn test for checking DPF's in the PTI; Ministry of Infrastructure and Water management NL [Konferenzbeitrag]. VERT Workshop on NPTI Implementation Experience, March 21, 2024 -EMPA Dübendorf.

A Anhang

Tabelle 25: A.1 Übersichtstabelle zu den Literaturquellen für UFP-Anteile im Luftverkehr

Publikation	Lastzustand (Thrust)	Power Index	% PN <=100nm	% PN <=50nm	Messgerät	Fuel	Engine	Engine-Type
[1]	100 %	100	77	26	DMS500	Jet A	<26.7 kN	TF
[1]	30 %	30	97	69	DMS500	Jet A	<26.7 kN	TF
[1]	7 %	7	92	75	DMS500	Jet A	<26.7 kN	TF
[1]	85 %	85	86	33	DMS500	Jet A	<26.7 kN	TF
[2]	100 %	100	67	18	SMPS		CFM56-2-C1	TF
[2]	3 %	3	99	86	SMPS		CFM56-2-C1	TF
[2]	30 %	30	98	78	SMPS		CFM56-2-C1	TF
[2]	65 %	65	86	38	SMPS		CFM56-2-C1	TF
[2]	7 %	7	99	90	SMPS		CFM56-2-C1	TF
[2]	85 %	85	75	25	SMPS		CFM56-2-C1	TF
[3]	30 %	30	100	100	SMPS	JP8	CFM56-2C1	TF
[3]	45 %	45	100	100	SMPS	JP8	CFM56-2C1	TF
[3]	65 %	65	100	100	SMPS	JP8	CFM56-2C1	TF
[3]	7 %	7	100	100	SMPS	JP8	CFM56-2C1	TF
[3]	85 %	85	100	100	SMPS	JP8	CFM56-2C1	TF
[4]	100 %	100	70	31	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[4]	3 %	3	97	89	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[4]	30 %	30	98	83	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[4]	50 %	50	92	66	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[4]	65 %	65	83	48	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[4]	7 %	7	100	100	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[4]	85 %	85	75	38	SMPS	Jet A	CFM56-7B26	TF
[5]	100 %	100	81	40	DMS500	Jet A	CFM56-7B	TF
[5]	30 %	30	100	90	DMS500	Jet A	CFM56-7B	TF
[5]	45 %	45	99	80	DMS500	Jet A	CFM56-7B	TF
[5]	65 %	65	97	71	DMS500	Jet A	CFM56-7B	TF
[5]	7 %	7	100	100	DMS500	Jet A	CFM56-7B	TF
[6]	3 %	3	100	98	DMS500	Jet A	CFM56-7B26/3	TF
[6]	30 %	30	98	85	DMS500	Jet A	CFM56-7B26/3	TF
[6]	65 %	65	81	47	DMS500	Jet A	CFM56-7B26/3	TF
[6]	7 %	7	99	95	DMS500	Jet A	CFM56-7B26/3	TF

Publikation	Lastzustand (Thrust)	Power Index	% PN <=100nm	% PN <=50nm	Messgerät	Fuel	Engine	Engine-Type
[6]	90 %	90	74	38	DMS500	Jet A	CFM56-7B26/3	TF
[7]	Cruise	41	62	24	SMPS	JP8	T56	TP
[7]	FlightIdle	20	66	28	SMPS	JP8	T56	TP
[7]	HighSpeedIdle	7	68	29	SMPS	JP8	T56	TP
[7]	LowSpeedIdle	4	69	32	SMPS	JP8	T56	TP
[7]	MaxPower	100	56	18	SMPS	JP8	T56	TP
[7]	Cruise	75	85	33	SMPS	JP8	T700	TS
[7]	Idle		100	90	SMPS	JP8	T700	TS
[7]	Max	100	78	34	SMPS	JP8	T700	TS
[8]	22 %	22	100	100	DMS500	Jet A	CF6-80A2	TF
[8]	30 %	30	100	100	DMS500	Jet A	CF6-80A2	TF
[8]	4 %	4	100	100	DMS500	Jet A	CF6-80A2	TF
[8]	7 %	7	100	100	DMS500	Jet A	CF6-80A2	TF
[8]	15 %	15	99	95	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	22 %	22	99	98	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	30 %	30	99	96	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	35 %	35	99	96	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	4 %	4	100	100	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	40 %	40	97	93	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	45 %	45	99	96	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	50 %	50	98	94	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	7 %	7	100	100	DMS500	Jet A	CF6-80C2B8F	TF
[8]	100 %	100	81	37	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	30 %	30	98	94	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	4 %	4	92	82	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	50 %	50	90	83	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	7 %	7	93	84	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	70 %	70	93	57	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	85 %	85	85	45	DMS500	Jet A	JT8D-219	TF
[8]	15 %	15	100	100	DMS500	Jet A	PW2037	TF
[8]	30 %	30	94	69	DMS500	Jet A	PW2037	TF
[8]	4 %	4	97	83	DMS500	Jet A	PW2037	TF
[8]	50 %	50	91	70	DMS500	Jet A	PW2037	TF
[8]	60 %	60	96	70	DMS500	Jet A	PW2037	TF

Publi-kation	Lastzustand (Thrust)	Power Index	% PN <=100nm	% PN <=50nm	Mess-gerät	Fuel	Engine	Engine-Type
[8]	7 %	7	99	87	DMS500	Jet A	PW2037	TF
[8]	70 %	70	93	61	DMS500	Jet A	PW2037	TF
[9]	100 %	100	49	19	SMPS	Jet A	SaM146-1S17	TF
[9]	30 %	30	92	70	SMPS	Jet A	SaM146-1S17	TF
[9]	70 %	70	66	32	SMPS	Jet A	SaM146-1S17	TF
[9]	85 %	85	53	21	SMPS	Jet A	SaM146-1S17	TF
[10]	7 %	7	88	50	SMPS	JP8	PW308	TF
[10]	85 %	85	62	18	SMPS	JP8	PW308	TF
[11]	Cruise (high)		93	60	SMPS	Jet A	CFM56-2-C1	TF

Quellen: [1]: (Lobo et al. 2016), [2]: (Abegglen et al. 2015), [3]: (Kinsey et al. 2019), [4]: (Durdina et al. 2021), [5]: (Lobo et al. 2011), [6]: (Lobo et al. 2020), [7]: (Cheng, Meng-Dawn 2009), [8]: (Lobo et al. 2015), [9]: (Delhaye et al. 2017), [10]: (Timko et al. 2010), [11]: (Moore et al. 2017). Engine type: TF = Turbofan, TP = Turboprop, TS = Turboshaft