



VIRTUELLES INSTITUT NRW

STROM ZU  
GAS UND WÄRME

**VIRTUELLES INSTITUT „STROM ZU GAS UND WÄRME“**

**BAND III**

**BEWERTUNG DES EINSATZES UND DER AUSWIRKUNGEN ALTERNATIVER  
KRAFTSTOFFE FÜR DIE ENTWICKLUNG DER ZUKÜNFTIGEN REGIONALEN  
INFRASTRUKTUR**

**GEMEINSAMER ABSCHLUSSBERICHT DES KOMPETENZZENTRUMS (2018 – 2022)**

*Der gemeinsame Abschlussbericht des Kompetenzzentrums „Virtuelles Institut Strom zu Gas und Wärme“ umfasst insgesamt sechs Bände:*

- Band I: Systemmodellierung zur Identifikation von innovativen PtX-Anwendungen*
- Band II: Lebenszyklusorientierte Analysen und Kritikalitätsanalyse von Power-to-X-Optionen*
- Band III: Bewertung des Einsatzes und der Auswirkungen alternativer Kraftstoffe für die Entwicklung der zukünftigen regionalen Infrastruktur*
- Band IV: PtX-Versuchsplattform - Optimierung, Modellierung und Scale-up von Flexibilitätsoptionen*
- Band V: Smart Heating - Bivalente Power-to-Heat-Systeme in Wohngebäuden*
- Band VI: Power2C4*

#### **Fördermittelgeber:**

*Das Kompetenzzentrum „Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme“ wird gefördert durch das „Operationelle Programm zur Förderung von Investitionen in Wachstum und Beschäftigung für Nordrhein-Westfalen aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung“ (OP EFRE NRW) sowie durch das Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen.*



EUROPÄISCHE UNION  
Investition in unsere Zukunft  
Europäischer Fonds  
für regionale Entwicklung

Ministerium für Wirtschaft, Innovation,  
Digitalisierung und Energie  
des Landes Nordrhein-Westfalen



#### **Empfohlene Zitierweise:**

Virtuelles Institut Strom zu Gas und Wärme NRW, Abschlussbericht Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme, Band III - Bewertung des Einsatzes und der Auswirkungen alternativer Kraftstoffe für die Entwicklung der zukünftigen regionalen Infrastruktur, September 2022

**Titelbild:** © Gina Sanders / Fotolia

**Datum:** 30.09.2022

**Website:** <http://strom-zu-gas-und-waerme.de/>

**Autoren:**



**Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln (EWI)**  
Broghan Helgeson



**Forschungszentrum Jülich**  
**Institut für Energie- und Klimaforschung**  
**Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14)**  
Prof. Dr. Ralf Peters, Dr. Bernd Emonts, Janos L. Breuer, Nils Beltermann



**Forschungszentrum Jülich**  
**Institut für Energie- und Klimaforschung**  
**Systemforschung und Technologische Entwicklung (IEK-STE)**  
Jan Christian Koj



**Forschungszentrum Jülich**  
**Institut für Energie- und Klimaforschung**  
**Troposphäre (IEK-8)**  
Dr. Dieter Klemp, Dr. Robert Wegener, Valentin Polinowski



**Gas- und Wärme-Institut Essen e.V. (GWI)**  
Juri Scholten, Otto Feltges, Louis Scholten, Miriam Bäuerle

# INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis.....	I
Abkürzungen.....	IV
Management Summary .....	1
1 Motivation und Zielsetzung.....	4
2 Analyse des gegenwärtigen Verkehrssektors NRW.....	5
2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW.....	5
2.1.1 Straßenverkehr .....	5
2.1.2 Binnenschifffahrt .....	19
2.1.3 Schienenverkehr .....	21
2.1.4 Flugverkehr .....	25
2.2 Emissionen.....	28
2.2.1 Lokale Emissionen.....	28
2.2.2 Lokale Immissionen .....	43
2.2.3 THG-Emissionen.....	53
2.3 Klimaschutzmaßnahmen und kommunale Mobilitätskonzepte .....	63
2.3.1 Verkehrsbelastung und Verkehrsanbindung der Gemeinden in NRW .....	63
2.3.2 Alternative Antriebe im straßengebundenen ÖPNV .....	70
3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor.....	77
3.1.1 Straßenverkehr .....	77
3.1.2 Schienenverkehr .....	80
3.1.3 Binnenschifffahrt .....	81
3.1.4 Flugverkehr .....	82
4 Ökologische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor .....	84
5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben .....	89
5.1 Methodik .....	91
5.1.1 Technologie-Reifegrad.....	92
5.1.2 Identifizierung der erforderlichen Reichweite von unterschiedlichen Fahrzeugklassen .....	93
5.2 Bewertung der technischen Reife, des Potenzials und der Kosten .....	96
5.2.1 Biomassepotenzial .....	96
5.2.2 Technologie-Reifegrad der Energieträgerproduktion.....	99
5.2.3 Kosten von alternativen Energieträgern .....	102
5.3 Bewertung des Einsatzes von alternativen Energieträgern .....	121



---

5.3.1	Drop-In Möglichkeit von alternativen Energieträgern .....	121
5.3.2	Wirkungsgrade von Antriebssystemen .....	124
5.4	Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen .....	129
5.5	Diskussion .....	158
5.5.1	Kosten .....	158
5.5.2	Straßenverkehr .....	160
5.5.3	Binnenschifffahrt .....	161
5.5.4	Heizwert von Energieträgern .....	163
5.5.5	Schienenverkehr .....	164
5.5.6	Luftverkehr .....	164
5.5.7	Umweltwirkungen .....	166
5.6	Fazit.....	167
6	Fallstudien vielversprechender Energieträger.....	169
6.1	Auswirkungen auf die zukünftige Lade- und Tankstelleninfrastruktur.....	169
6.1.1	Szenario Fokus Verbrenner.....	173
6.1.2	Szenario Fokus Elektromobilität .....	179
6.1.3	Szenario Fokus Brennstoffzellenmobilität .....	190
6.1.4	Fazit.....	201
6.2	Konkurrenz und Synergien verschiedener Verkehrstechnologien und alternativer Kraftstoffe in einem klimaneutralen Europa.....	203
6.2.1	Abbildung des Verkehrssektors im Energiesystemmodell DIMENSION .....	204
6.2.2	Definition und Ergebnisse des „Europa Autark“ Szenarios aus Band I des Kompetenzzentrums 210	
6.2.3	Vergleich der Ergebnisse aus Band I zu einem Szenario mit einer alternativen Entwicklung des deutschen Fahrzeugmixes .....	213
6.3	Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten.....	220
6.3.1	Straße.....	220
6.3.2	Binnenschifffahrt .....	234
6.3.3	Schienenverkehr .....	239
6.3.4	Flugverkehr .....	241
6.3.5	Fazit.....	245
6.4	Luftchemische Bewertung alternativer Energieträger .....	250
6.4.1	Entwicklung und Aufbau des mobilen on-board Messsystems .....	250
6.4.2	Experimentelle Analysen der verbrennungsbedingten Emissionen .....	256
6.4.3	Auswirkung auf die lokale Luftqualität .....	280
6.4.4	Klimawirkung .....	288
6.4.5	Analyse der Fähigkeit zur Photooxidantienbildung .....	293

---

---

7	Handlungsempfehlungen .....	312
7.1	Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Straßenverkehr .....	312
7.2	Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Binnenschiffahrt .....	314
7.3	Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Schienenverkehr .....	314
7.4	Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Flugverkehr .....	315
7.5	Handlungsempfehlungen aus den ökologischen Analysen der Kraftstoffe .....	316
7.6	Handlungsempfehlungen aus der Untersuchung der Konkurrenz und Synergien verschiedener Verkehrstechnologien und alternativer Kraftstoffe .....	317
	Literaturangaben.....	319
	Abbildungsverzeichnis.....	346
	Tabellenverzeichnis.....	358
	Anhang Kapitel 2 .....	361
	Anhang Kapitel 5 .....	369
	Anhang Kapitel 6 .....	375
	Anhang Kapitel 6.1 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.1.....	375
	Anhang Kapitel 6.2 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.2.....	379
	Anhang Kapitel 6.3 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.3.....	382
	Anhang Kapitel 6.4 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.4.....	383

# ABKÜRZUNGEN

AAS	Atomabsorptionsspektroskopie (atom absorption spectroscopy)
AEL	Alkalischer Elektrolyseur
AGFW	Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e. V.
AGS	Amtlicher Gemeindeschlüssel
AHP	Analytische Hierarchieprozesse (Analytical-Hierarchy-Processes)
ARA	Amsterdam, Rotterdam und Antwerpen
BAFA	Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle
BDH	Bundesverband der Deutschen Heizungsindustrie
BEV	Batteriebetriebenes Elektrofahrzeug (Battery Electric Vehicle)
CH <sub>4</sub>	Methan
CAEP	Ausschuss für Umweltschutz im Luftverkehr (Englisch: <i>Committee on Aviation Environmental Protection</i> )
CBM	<i>Compressed Biomethane</i> (Deutsch: komprimiertes Biomethan)
CHJ	<i>Catalytic hydrothermolysis synthetic jet fuel</i>
CNG	komprimiertes Erdgas
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CtL	<i>Coal-to-Liquid</i>
DB Cargo AG	Deutsche Bahn Cargo AG
DB AG	Deutsche Bahn AG
DEK1	Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln
DEK2	Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede
DEK3	Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze
DHK	Datteln-Hamm-Kanal
DME	Dimethylether
DPF	Dieselpartikelfilter
DUH	Deutsche Umwelthilfe e. V.
EC	Eurocity
EEA	Europäische Umweltagentur (Englisch: <i>European Environment Agency</i> )
EGR	Abgasrückführung (Englisch: <i>Exhaust Gas Recirculation</i> )
ESA	Europäische Weltraumorganisation
EU	Europäische Union
EU-Kommission	Europäische Kommission
FAME	Fettsäuremethylester
FC/FCV	Brennstoffzelle /Brennstoffzellenfahrzeug
FOM	<i>First order approximation V3.0</i>
FT	Fischer-Tropsch
FT-SPK	Synthetisches paraffinisches Kerosin via Fischer-Tropsch-Prozess
FT-SPKA/A s <i>nonpetroleum</i>	<i>Synthesized kerosene with aromatics derived by alkylation of light aromatics from sources</i>
Fz.-km	<i>Fahrzeugkilometer</i>
GDWS	Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt
GtL	<i>Gas-to-Liquid</i>
H <sub>2</sub>	<i>Gasförmiges Wasserstoff</i>
H <sub>2</sub> O	Wasser
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren
HC	Kohlenwasserstoff
HEFA-SPK	<i>Hydroprocessed Esters and Fatty Acids Synthetic Paraffinic Kerosene</i>
HEV	<i>Mild-Hybridfahrzeug (Englisch: Range Extender)</i>
HFO	Schweröl
HFS-SIP	<i>Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins</i>

---

HHC-SPK	<i>High Hydrogen Content Synthetic Paraffinic Kerosene</i>
HPDI	<i>High Pressure Direct Injection</i>
HVO	Hydriertes Pflanzenöl
IATA	<i>International Air Transport Association</i> (Deutsch: Internationale Luftverkehrs-Vereinigung)
IC	Intercity
ICAO	Internationale Zivilluftfahrtorganisation
ICE	Intercity-Express
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
ILUC	Indirekte Landnutzungsänderungen (Englisch: <i>Indirect Land Use Change</i> )
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> (Deutsch: Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen)
KBA	Kraftfahrt-Bundesamt
Kfz	Kraftfahrzeug
KiD 2010	Kraftfahrzeuge in Deutschland 2010
KKR	Kleinkrafträder
KR	Krafträder
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
LBM	<i>Liquified biomethane</i> (Deutsch: verflüssigtes Biomethan)
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LH <sub>2</sub>	Verflüssigtes Wasserstoff
LIREX	Leichter und Innovativer Regional-Express
LKW	Lastkraftwagen
LNF	Leichte Nutzfahrzeuge
LNG	Verflüssigtes Erdgas
LPG	Autogas
LTO	<i>Landing and Take Off Cycle</i>
M100	Reines Methanol
MiD 2017	Mobilität in Deutschland 2017
MLK	Mittellandkanal
MLR	Mehrfache lineare Regression
MtG	<i>Methanol to Gasoline</i>
MtK	<i>Methanol-to-Kerosene</i>
MWIDE	Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie
NASA	Nationale Aeronautik- und Raumfahrtbehörde
NATO	<i>North Atlantic Treaty Organization</i> (in Deutsch: Organisation des Nordatlantikvertrags)
NDR1	NRW Grenze nach Lülsdorf
NDR2	Rhein, Lülsdorf bis Orsoy
NDR3	Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze
NDR4	Schiffahrtsweg Rhein-Kleve
NEFZ	Neuer Europäischer Fahr-Zyklus
NO <sub>x</sub>	Stickstoffoxid
NRW	Nordrhein-Westfalen
OME	Oxymethylenether
PHEV	<i>Plug-In Hybridfahrzeug</i>
pkm	Personenkilometer
PKW	Personenkraftwagen
Platzkm	Platzkilometer
PM	Feinstaub
PM <sub>10</sub>	Feinstaub
PM <sub>2.5</sub>	Feine Partikel
PtF	<i>Power-to-Fuel</i>
PtG	<i>Power-to-Gas</i>
PtL	<i>Power-to-Liquid</i>
PtX	<i>Power-to-X</i>
RB	Regionalbahn
RH <sub>2</sub> INE	Rhine Hydrogen Integration Network of Excellence

---



---

RHK	Rhein-Herne-Kanal
RNV	Rhein-Neckar-Verkehr GmbH
RWS	Ruhrwasserstraße
SCR	<i>Selective Catalytic Reduction</i> (Deutsch: selektive katalytische Reduktion)
SGV	Schienengüterverkehr
SLNG	<i>Synthetic Liquefied Natural Gas</i> (Deutsch: verflüssigtes synthetisiertes Erdgas)
SNF	Schwere Nutzfahrzeuge
SNG	<i>Synthetic Natural Gas</i> (Deutsch: synthetisches Erdgas)
SPFV	Schienenpersonenfernverkehr
SPNV	Schienenpersonennahverkehr
STEAM	<i>Ship Traffic Emissions Assessment Model</i>
SZ	Sattelzugmaschine
THG	Treibhausgas
tkm	Tonnenkilometer
TREMOD	Transport Emission Model
TRL	Technologie-Reifegrad (Englisch: <i>Technology Readiness Level</i> )
Tsd.	Tausend
TSP	Schwebstaub (Englisch: <i>Total Suspended Particulates</i> )
TtP	<i>Tank-to-Propeller</i>
TtW	<i>Tank-to-Wheel</i>
UBA	Umweltbundesamt
USA	Vereinigten Staaten von Amerika
VDV	Verband Deutscher Verkehrsunternehmen
WDK	Wesel-Datteln-Kanal
WGB1	Weser, NRW Grenze bis Minden
WGB2	Weser, Minden bis NRW Grenze
WHO	Weltgesundheitsorganisation (Englisch: <i>World Health Organization</i> )
WLTP	<i>Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure</i>
ZKR	Zentralkommission für die Rheinschifffahrt
RDE	<i>Real-Driving-Emissions</i>
VOC	<i>Volatile Organic Compounds</i>

# MANAGEMENT SUMMARY

Der vorliegende Projektbericht untersucht die Auswirkungen von alternativen Energieträgern und Antriebssystemen auf den Verkehrssektor in Nordrhein-Westfalen. Hierfür wurde zunächst der gegenwärtige Verkehrssektor hinsichtlich Verkehrsleistung, Emissionen und Immissionen analysiert. Als Emissionshotspots in Nordrhein-Westfalen wurden die Stadtgebiete von Aachen, Wuppertal, die am Rhein angrenzenden Stadtgebiete von Bonn, Wesseling, Köln und Düsseldorf sowie die Stadtgebiete Duisburg, Oberhausen, Essen, Herne und Bochum im Ruhrgebiet identifiziert. Der Straßenverkehr hat dabei mit 50-99 % die größten Anteile. Es folgen die Binnenschifffahrt, welche größere Anteile von 10-25 % im Rheingebiet aufweist, und der Flugverkehr mit Anteilen in den Stadtgebieten von Köln und Düsseldorf von unter 5 % und 8-15 %. Der Schienenverkehr weist ausschließlich bei den weniger schädlichen PM<sub>10</sub>-Emissionen größere Anteile von 25-50 % auf.

Des Weiteren wurden konventionelle fossile Kraftstoffe ökonomisch und hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen analysiert. Um eine Auswahl von zukünftigen vielversprechenden Energieträgern und Antriebssystemen zu selektieren, wurden diese hinsichtlich ihrer technischen Reife auf Produktionsseite, ihrer Produktgestehungskosten, ihrer Kompatibilität mit der bestehenden Fahrzeugflotte, ihrer Einsatzfähigkeit für unterschiedliche Fahrzeuge und Sektoren und ihrer Umweltwirkungen analysiert und priorisiert. Aktuell sind die vielversprechendsten Antriebsoptionen batterie- und brennstoffzellen-elektrische Antriebe, DME, Erdgas, Methanol und die Drop-In-Kraftstoffe FT-Diesel, HVO, MtG-Benzin und FT-Kerosin. Die Ergebnisse zeigen, dass der batterie-elektrische Antrieb zum jetzigen Zeitpunkt weniger geeignet für den schweren Nutzverkehr über weite Strecken, die Binnenschifffahrt und den Luftverkehr ist. Unter den synthetischen Kraftstoffen haben die Drop-In Kraftstoffe den Vorteil, dass diese mit der existierenden Fahrzeugflotte teilweise oder vollständig kompatibel sind und, im Fall von FT-Produkten und MtG-Benzin, bereits durch bestehende Normen zertifiziert sind. Die im Rahmen der Priorisierung durchgeführte Kostenanalyse zeigt die Unsicherheiten aktueller Veröffentlichungen hinsichtlich der Produktgestehungskosten, Transportkosten und Endverbraucherpreisen. Durchschnittliche Preise basierend auf der Analyse für das Jahr 2020 sind 7 €/ct/kWh<sub>LHV</sub> für Wasserstoff, 10 €/ct/kWh<sub>LHV</sub> für synthetisches Erdgas und 8 €/ct/kWh<sub>LHV</sub> für flüssige strombasierte Kraftstoffe. Die ökologischen Analysen mittels LCA zeigen für alle vielversprechenden alternativen Kraftstoffe ein Potenzial zur Verringerung der Treibhausgasemissionen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen auf. Damit diese vielversprechenden Kraftstoffe deutlich geringere Treibhausgasemissionen bewirken, müssen jedoch einige Voraussetzungen erfüllt sein. Für eine Kraftstoffproduktion in Deutschland sollte die Verwendung des gegenwärtigen und noch weitgehend auf fossilen Brennstoffen basierenden Netzstroms (Strommix) vermieden werden. Würde dieser Strommix verwendet, würden die Treibhausgasemissionen und weitere Umweltauswirkungen in der Regel deutlich über denen der fossilen Kraftstofferzeugung liegen. Die Kraftstoffproduktion in Deutschland kann insbesondere bei Nutzung von Windenergie für die Produktion der strombasierten Kraftstoffe sehr niedrige Treibhausgasemission erreichen. In Abhängigkeit der jeweiligen Kraftstoffproduktionsanlage können weitere Emissionsreduktionen durch eine Nutzung von überschüssiger Wärme aus der

Kraftstoffproduktion für vorgelagerte Prozesse (z. B. Kohlendioxid-Abscheidung) und Kohlendioxid-Gutschriften für abgeschiedenes Kohlendioxid möglich sein.

Basierend auf den Ergebnissen der Priorisierung wurden die Auswirkungen der selektierten Antriebskonzepte und Energieträger auf die zukünftige Lade- und Tankstelleninfrastruktur, Konkurrenz und Synergien der selektierten Optionen einem klimaneutralen Europa und das Schadstoffreduktionspotenzial bei Einsatz der selektierten Optionen untersucht.

Um Potenzialflächen für Tankstellenstandorte für alternative Kraftstoffe bzw. Strom zu identifizieren, sind regionalisierte Energiebedarfe des Straßenverkehrssektors in drei Szenarien dargestellt, in welchen Treibhausgasminderungsziele gegenüber 1990 von -40 % bis 2030 und -95 % bis 2050 erreicht werden. Für ein Szenario mit Fokus auf den Verbleib von Verbrennungskraftmaschinen in Kombination mit synthetischen Kraftstoffen und Hybridisierung im Flottenbestand, ist ein Bedarf von 172 PJ bzw. 47,9 TWh an synthetischen Kraftstoffen bis 2030 zu erwarten. Anhand der erstellten Potenzialkarten sind mögliche weitere Standorte für das CNG- und LNG-Tankstellennetz dargestellt. Das CNG-Tankstellennetz ist unter dem Aspekt der Flächendeckung bereits heute als vollständig zu bewerten, im Fall eines Hochlaufs von CNG-Fahrzeugen allerdings nachzuverdichten. Für das Szenario mit Fokus auf batterieelektrischen Fahrzeugen ist im Straßenverkehrssektor ein Energiebedarf von 41 PJ bzw. 11,4 TWh Strom bis 2030 zu erwarten. In weiten Teilen von Nordrhein-Westfalen ist ein vollständiges Flächennetz errichtet. Der aktuelle Stand des öffentlich zugänglichen Netzes aus Ladesäulen benachteiligt jedoch teilweise Regionen außerhalb von Metropolen und städtischen Regionen. Durch den Abgleich von bereits installierten Ladesäulen mit dem regionalisierten Endenergieverbrauch des Straßenverkehrssektors konnten Potenzialflächen für einen weiteren Ausbau identifiziert und mit den geplanten Standorten des Deutschlandnetzes verglichen werden. Im Szenario mit Fokus auf Brennstoffzellenfahrzeuge entsteht ein Energiebedarf von 47 PJ bzw. 13,1 TWh Wasserstoff bis 2030. Der aktuelle Stand des öffentlichen Netzes an Wasserstoff-Tankstellen ist unter dem Aspekt der Flächendeckung als nicht vollständig zu bewerten. Dies gilt sowohl für Tankstellen, Personenkraftwagen sowie Nutzfahrzeuge. Unter den beiden Aspekten „zu erwartender Wasserstoffbedarf“ und „bereits installierte Wasserstoff-Tankstellen“ wurden Standorte von konventionellen Tankstellen bestimmt, welche hohes Potenzial für die Erweiterung um Wasserstoff als Kraftstoff aufweisen.

Im Abschnitt 6.2 werden künftige Entwicklungen im Verkehrssektor mit dem Energiesystemmodell DIMENSION untersucht. Das Ziel ist die Gesamtkosten zur Erreichung von Klimaneutralität bis 2050 über alle betrachteten Sektoren und Länder zu minimieren. Die Beziehung zwischen Investitionen, Energieverbrauch und Emissionseinsparungen im Straßenverkehrssektor wird zusammen mit den Auswirkungen auf den Stromsektor für zwei Szenarien analysiert. Die Ergebnisse des „Europa Autark“ Szenarios aus Band I des Kompetenzzentrums [1] zeigen, dass eine kostenminimale 100 %-Minderung der CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen in Europa eine signifikante Durchdringung von Elektrofahrzeugen ab 2030 bewirken würde. Zusätzlich sind Brennstoffzellenfahrzeuge sowie Plug-In-Hybride, angetrieben mit grünem Wasserstoff bzw. PtX-Benzin langfristig als kosteneffiziente Dekarbonisierungsoptionen. Im zweiten Szenario „IEK-14 PROG-MIX“ wird das DIMENSION-Modell wieder verwendet jedoch mit einem vorgegebenen Pfad für die Anteile von Elektrofahrzeugen, Brennstoffzellenfahrzeugen und Verbrennungsmotoren. Der Vergleich der Ergebnisse der beiden Szenarien zeigt, dass die eine Einschränkung des Einsatzes von Elektrofahrzeugen zu einer Verringerung der Stromnachfrage des Verkehrssektors und damit zu einer Senkung des deutschen Strompreises führt. Die Abweichung vom optimalen Fahrzeugmix im IEK-14 PROG-MIX Szenario führt jedoch insgesamt zu einem Anstieg des europäischen CO<sub>2äq.</sub>-Preises um +100 EUR/tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2050. Zudem entstehen im Gesamtsystem

jährliche Mehrkosten in Höhe von ca. 38 Mrd. EUR im Jahr 2030, 190 Mrd. EUR im Jahr 2040 und 162 Mrd. EUR im Jahr 2050. Die Ergebnisse der Szenarien verdeutlichen die Bedeutung von technologieoffenen, sektor- und länderübergreifenden Regulierungen sowie die Notwendigkeit der Einführung von Anreizmechanismen für eine effiziente Dekarbonisierung des Energiesystems.

Für die Untersuchungen des Schadstoffreduktionspotenzials wurden die Auswirkungen der als vielversprechend identifizierten Energieträger und Antriebskonzepten im Rahmen von unterschiedlichen Szenarien im Straßenverkehr, in der Binnenschifffahrt, im Schienenverkehr und im Flugverkehr auf die lokalen NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen in Stadtgebieten in Nordrhein-Westfalen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die zukünftigen NO<sub>x</sub>-Emissionen abseits des Rheins durch neue Emissionstechnologien im Straßenverkehr bereits ohne den Einsatz von alternativen Energieträgern stark sinken. Durch den Einfluss der Binnenschifffahrt werden die Emissionen der am Rhein gelegenen Stadtgebiete hingegen weniger stark sinken. Des Weiteren wird der Flugverkehr in Köln und Düsseldorf zukünftig der Hauptverursacher der NO<sub>x</sub>-Emissionen sein. Die zukünftigen PM<sub>2,5</sub>-Emissionen werden durch stark sinkende PM-Emissionen der Binnenschifffahrt und den hohen Anteil der Abriebemissionen des Straßenverkehrs hauptsächlich vom Straßenverkehr verursacht. Die zukünftigen PM<sub>10</sub>-Emissionen werden hingegen, je nach Stadtgebiet, entweder hauptsächlich durch Abriebemissionen des Schienenverkehrs oder Straßenverkehrs verursacht. Effektive Maßnahmen zur Verminderung von lokalen Schadstoffemissionen sind der kurzfristige Einsatz von Drop-In Kraftstoffen kombiniert mit dem mittel- und langfristigen Einsatz von brennstoffzellen- und batterie-elektrischen Antriebssystemen. Die alternativen Energieträger CNG, LNG und DME, welche einen angepassten Verbrennungsmotor benötigen, ermöglichen durch die langsamere Marktdurchdringung im Vergleich zu Drop-In Kraftstoffen und der geringeren Reduktion im Vergleich zu brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen Fahrzeugen auch wesentlich geringere Reduktionen im Straßenverkehr. In der Binnenschifffahrt führt der Einsatz von LNG-Schiffen sogar zu erheblich höheren NO<sub>x</sub>-Emissionen. Brennstoffzellen- und batterie-elektrische Antriebssysteme bieten langfristig das größte Reduktionspotenzial, sofern deren Einsatz technisch möglich ist. Insbesondere bei größeren Schiffen und Flugzeugen ist die schnellstmögliche Entwicklung bzw. Weiterentwicklung von wasserstoff-basierten Antriebssystemen für langfristige Schadstoffreduktionen unumgänglich.

Abschließend wurde eine Auswahl, der als vielversprechend identifizierten Kraftstoffe, experimentell und luftchemisch bewertet.

Die zentralen Ergebnisse der Untersuchungen ist in Form von Handlungsempfehlungen zusammengefasst.



# 1 MOTIVATION UND ZIELSETZUNG

*bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14), Gas- und Wärme-Institut Essen e.V. (GWI), Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Systemforschung und Technologische Entwicklung (IEK-STE), Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln gGmbH (EWI), Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Troposphäre (IEK-8)*

Der Verkehrssektor in Nordrhein-Westfalen und Deutschland ist durch einen stetig steigenden Energiebedarf charakterisiert. Diese Entwicklung steht dem politischen Willen der Bundesregierung gegenüber den Energieverbrauch und die resultierenden Emissionen über alle Sektoren hinweg zu senken. Der Verkehrssektor ist mit 163 Mio. t CO<sub>2äq.</sub> (2019) der drittgrößte Emittent nach dem Energie- und Industriesektor an CO<sub>2äq.</sub> in Deutschland [2]. Zusätzlich hat die gesundheitsschädliche Luftverschmutzung in Deutschland im Zuge des Abgasskandals (auch Dieselskandal oder Dieselgate) und der Klagen der Deutschen Umwelthilfe e.V. (DUH) gegen 38 deutsche Städte wegen Überschreitung von NO<sub>x</sub>-Grenzwerten an öffentlicher Aufmerksamkeit gewonnen [3], [4]. Der Straßenverkehr war 2016 für 29 % der NO<sub>x</sub>-, 8 % der PM<sub>10</sub>- und 10 % der PM<sub>2.5</sub>-Emissionen in Europa verantwortlich [5]. Alternative Antriebe und Energieträger haben das Potenzial, einerseits die Treibhausgasemissionen und andererseits die gesundheitsschädlichen Emissionen zu reduzieren [6].

Das vorliegende Projekt hat sich dieses Umstands angenommen und analysiert welche Potenziale regenerative gasförmige und flüssige Brennstoffe wie Wasserstoff, Methan, Methanol oder synthetischer Diesel im Verkehrssektor im Hinblick auf die Reduktion von Emissionen (CO<sub>2äq.</sub>, NO<sub>x</sub>, Feinstaub) und den damit einhergehenden Umwelteinwirkungen in Nordrhein-Westfalen leisten können. Der Fokus des Projekts liegt auf der weiterführenden Dekarbonisierung Deutschlands durch die Einbindung erneuerbarer Energien mittels Power-to-Gas (PtG)- und Power-to-Liquid (PtL)-Prozessen in den Verkehrssektor. Diese Kraftstoffe sind damit im Einklang mit der Mobilitäts- und Kraftstoffstrategie der Bundesregierung (MKS) [7]. Zur Einordnung der Ergebnisse werden dabei zum Vergleich auch die konventionellen (unter Normalbedingungen) gasförmigen Treibstoffe (LPG, CNG, LNG) sowie die E-Mobilität mit in die Betrachtung einbezogen.

Die Untersuchung erfolgt dabei in aufeinander aufbauenden Schritten. Zum einen wird die aktuelle Struktur des Verkehrssektors in NRW hinsichtlich der Teilbereiche des Verkehrsaufkommens und der Emissionen analysiert, sodass spezifischen Potenziale zur Emissionsreduktion über alternative Kraftstoffe ermittelt werden. Mittels einer detaillierten Analyse der technischen Einsatzfähigkeit, Kosten und Emissionen des Einsatzes alternativer Kraftstoffe werden räumlich aufgelöste Potenziale für Emissionsminderungen ermittelt, die schließlich auf NRW hochkaliert werden. In einem dritten Schritt werden Annahmen und Ergebnisse aus Band II (AP 2) [8], im Projektkontext bereitgestellter Prozessanalyse-Daten sowie einer umfassenden Literaturrecherche für ökologische Analysen verschiedener Kraftstoffe inklusive der Vorketten (Kraftstoffherzeugung und -verteilung) herangezogen. Hinsichtlich der resultierenden Ergebnisse erfolgt eine ökologische und ökonomische Gewichtung der einzelnen Kraftstoffalternativen und eine zeitliche Priorisierung der unterschiedlichen Optionen.

## 2 ANALYSE DES GEGENWÄRTIGEN VERKEHRSSSEKTORS NRW

bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14) & Gas- und Wärme-Institut Essen e.V.

### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- **Emissionshotspots in NRW sind die Stadtgebiete von Aachen, Wuppertal, die am Rhein angrenzenden Stadtgebiete von Bonn, Wesseling, Köln und Düsseldorf sowie die Stadtgebiete Duisburg, Oberhausen, Essen, Herne und Bochum im Ruhrgebiet. Hauptverursacher der NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen in den genannten Hotspots ist der Straßenverkehr.**
- **Die Immissionsmessungen des LANUV zeigen rückläufige Konzentrationen von NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> sowie PM<sub>2,5</sub> an den Messstandorten. Im Jahr 2020 traten erstmalig keine Überschreitung des Jahresmittelwertes des NO<sub>2</sub>-Grenzwertes auf. Es treten jedoch weiterhin hohen stündlichen Maximalwerte auf, welcher weiter zu senken sind. Grenzwertüberschreitungen für Jahresmittelwerte an PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Messstationen wurden in den letzten Jahren nicht aufgezeichnet.**
- **2018 nimmt der Anteil der Treibhausgasemissionen des Verkehrssektors am gesamten Ausstoß ca. 12 % bzw. 33 Mio. tCO<sub>2äq.</sub> ein. Seit 1990 ist kein signifikanter Rückgang der Treibhausgasemissionen im Verkehrssektor zu verzeichnen. Im Jahr 2018 sind 85 % der Treibhausgasemissionen des Verkehrssektors auf die des Straßenverkehrssektors zurückzuführen. 71 % der Treibhausgasemissionen des Straßenverkehrssektors sind dem PKW-Verkehr zuzuordnen, welcher somit als größter Emittent einzustufen ist.**

### 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW

Die in diesem Kapitel beschriebene Methodik, das entwickelte Modell und die dargestellten Ergebnisse der Fahr-, Verkehrs- und Betriebsleistungen des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs und des Flugverkehrs wurden im Rahmen der durch dieses Projekt geförderten Dissertation von Janos Lucian Breuer [9] an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen erarbeitet.

#### 2.1.1 Straßenverkehr

In den folgenden Abschnitten werden zunächst die im Modell berechneten Fahrleistungen des Straßenverkehrs in NRW und anschließend eine Analyse zum aktuellen Bestand an Tankstellen in Nordrhein-Westfalen präsentiert.

## Fahrleistungen

Die im folgende erläuterte Methodik wurde bereits als Journal Artikel veröffentlicht [10]. Im Folgenden wird diese grob erläutert, Details können in [11] oder [9] nachgelesen werden. Im entwickelten Modell wird die lokale Fahrleistung der Fahrzeugklassen Krafträder, Personenkraftwagen, leichte Nutzfahrzeuge, Busse, Lastkraftwagen (LKW) ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, Sattelzugmaschinen und sonstige Kraftfahrzeuge auf allen Straßenabschnitten in Nordrhein-Westfalen über einen statistischen Ansatz berechnet. Im entwickelten Modell wird die lokale Fahrleistung der Fahrzeugklassen Krafträder, Personenkraftwagen, leichte Nutzfahrzeuge, Busse, Lastkraftwagen (LKW) ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, Sattelzugmaschinen und sonstige Kraftfahrzeuge auf allen Straßenabschnitten in Nordrhein-Westfalen über einen statistischen Ansatz berechnet. In Abbildung 1 ist ein Überblick über die entwickelte Methodik dargestellt.

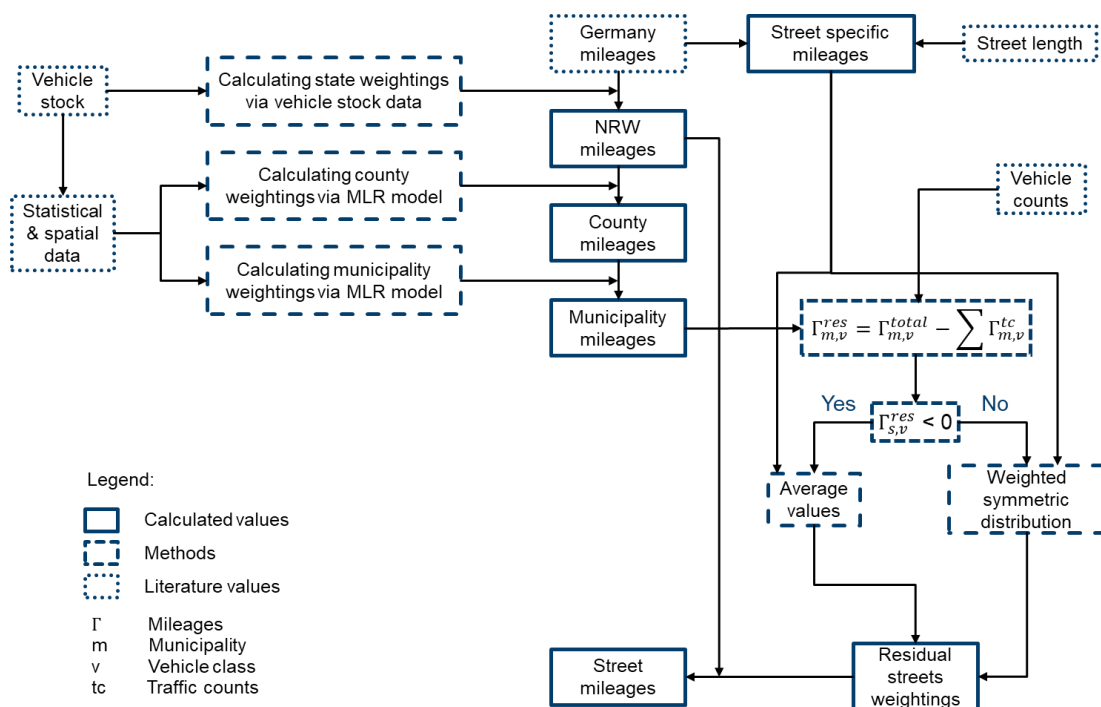


Abbildung 1: Entwickelte Methodik für die Berechnung der Fahrleistung für Straßenabschnitte ohne Verkehrszählungen [10].

Abbildung 1 zeigt die entwickelte Methodik. Vorhandene Verkehrszählungsdaten wurden beim entwickelten Ansatz mit mehrfacher linearer Regression unter Nutzung der statistischen Daten Einwohner, Bruttoinlandsprodukt, Bruttowertschöpfung, Erwerbstätige, Arbeitnehmerentgelt, Standard-Arbeitsvolumen der Erwerbstätigen, Bruttolöhne- und Gehälter, Verfügbares Einkommen der privaten Haushalte und dem Fahrzeugbestand sowie den Straßenlängen der unterschiedlichen Straßenklassen kombiniert. Als Ergebnis standen die Fahrleistungen der acht unterschiedlichen Fahrzeugklassen auf jedem Straßenabschnitt in NRW zur Verfügung. Dieser Datensatz wurde bei Harvard Dataverse veröffentlicht. [11]

Anschließend wurde das Verkehrsaufkommen der verschiedenen Fahrzeugklassen mit dem deutschen Flottenmix und Emissionsfaktoren des Jahres 2018 auf Basis des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) 3.3 sowie Abriebsemissionsfaktoren des EMEP/EEA Air Pollutant Emission

Inventory Guidebook 2016 kombiniert. Basierend auf [12] wurde angenommen, dass 100 % der PM<sub>10</sub>-Abgasemissionen auch PM<sub>2,5</sub>-Emissionen sind. Für die Berechnungen im Rahmen des vorliegenden Berichts wurden folgende Punkte des in [11] beschriebenen Modells verändert:

- Verwendung von Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.1 statt aus HBEFA 3.3,
- Abweichende Entwicklung der Fahrleistung von 2014 bis 2018.

Für die zeitliche Entwicklung von 2014 bis 2018 wurde basierend auf einer Analyse der Dauerzählstellen in NRW [13], der Inländerfahrleistung nach Verkehr in Kilometern 2019 [14] und der Inlandsfahrleistung nach Lastkraftfahrzeuge aus der EU-28 seit 2013 [15] folgende Annahmen getroffen: Die Fahrleistungen stiegen 3,09 % für PKW, 2,59 % für Krafträder, 20,91 % für leichte Nutzfahrzeuge, 5,79 % für Busse und 10,81 % für LKW im genannten Zeitraum an.

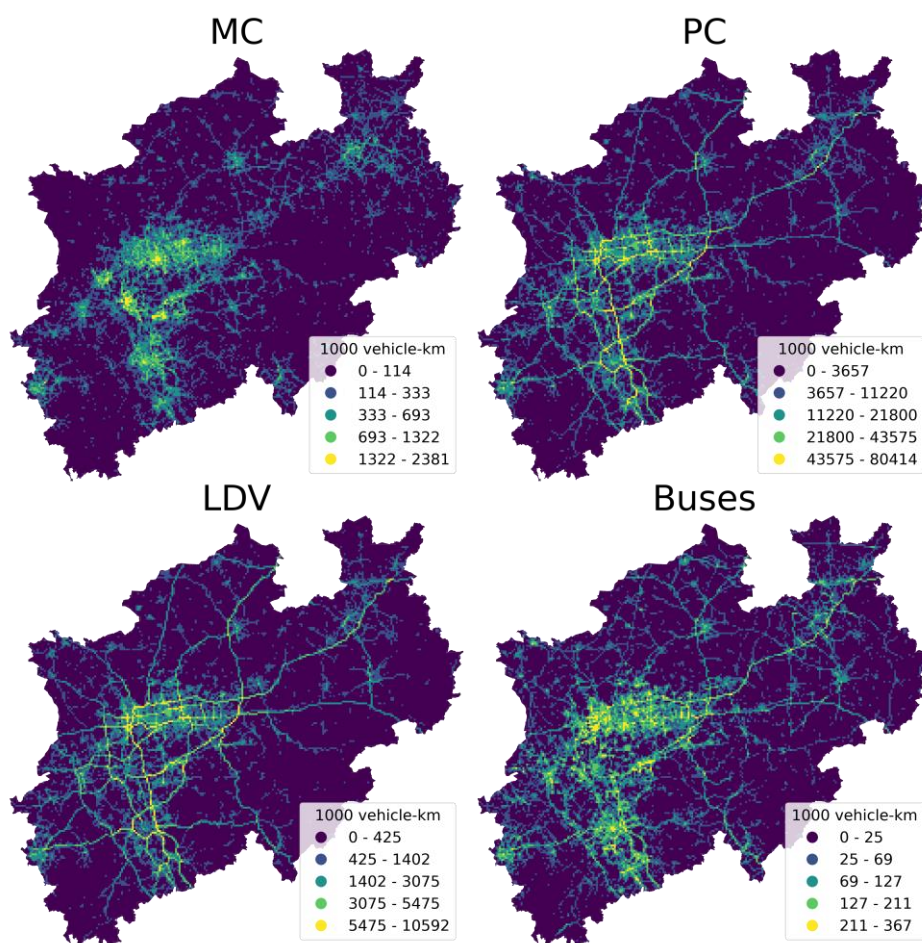


Abbildung 2: zeigt die berechneten Fahrleistungen Krafträdern (motorcycles, MC), Personenkraftwagen (passenger cars, PC), leichten Nutzfahrzeugen (light duty vehicles, LDV) und Bussen (Buses), in NRW für ein 1 km x 1 km Netz und das Jahr 2018.

Abbildung 2 zeigt, dass die höchsten Fahrleistungen bei Krafträdern im Bereich 250-2.380 Tsd. Fahrzeug-km in den Städten erbracht werden. In ländlichen Regionen und auf den Autobahnen sind die Fahrleistungen dagegen eher gering. Bei den PKW werden die höchsten Fahrleistungen mit bis zu 80,4 Mio. Fahrzeug-km hingegen auf den Autobahnen erbracht. Die Fahrleistungen in den Stadtgebieten liegen allerdings in derselben Größenordnung. Eine ähnliche Verteilung zeigen die leichten Nutzfahrzeuge. Auch hier werden die höchsten Fahrleistungen mit bis



zu 10,6 Mio. Fahrzeug-km auf den Autobahnen in Ballungsräumen erbracht. Neben diesen werden von leichten Nutzfahrzeugen, analog zu PKW, auch höhere Fahrleistungen um Köln, Bonn, Düsseldorf, Essen, Wuppertal und Dortmund erbracht. Die Fahrleistungen der Busse werden hingegen wieder hauptsächlich innerhalb der Stadtgebiete mit zu 367 Tsd. Fahrzeug-km erbracht. Anschließend folgen die Autobahnen mit geringeren Werten.

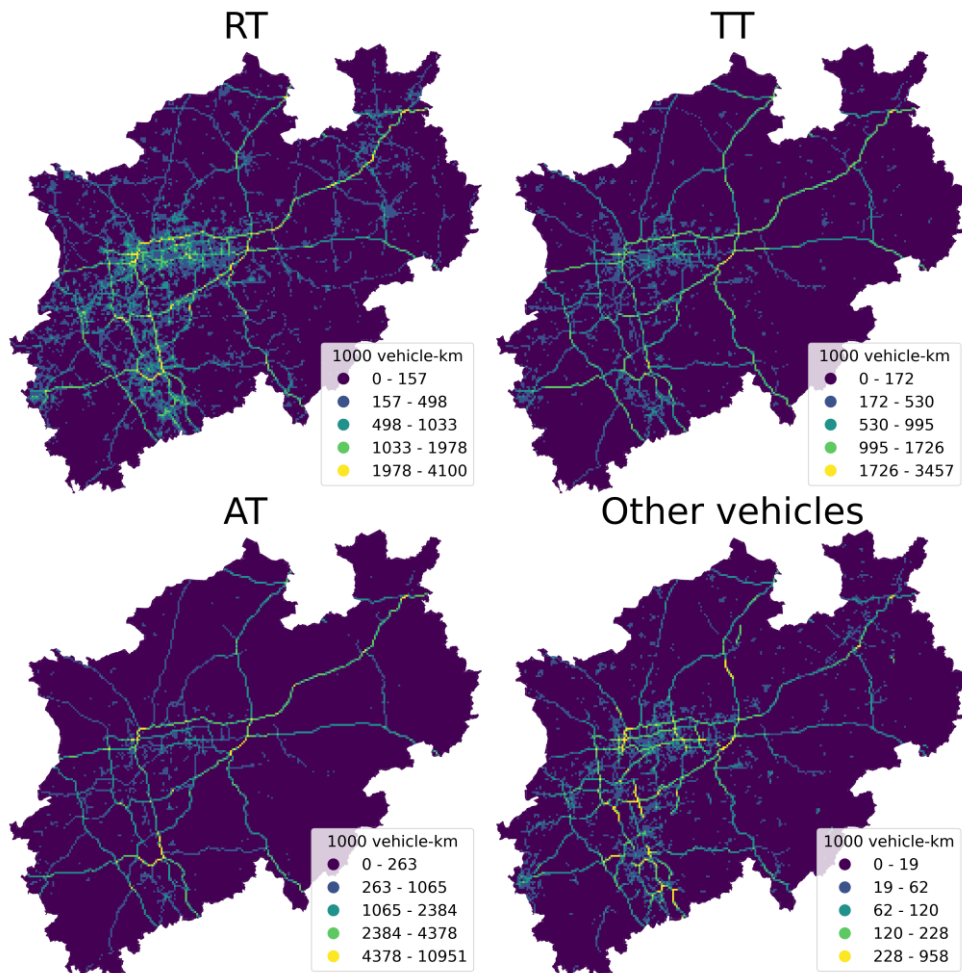


Abbildung 3: zeigt die berechneten Fahrleistungen von LKW ohne Anhänger (rigid trucks, RT), LKW mit Anhänger (trailer trucks, TT), Sattelzugmaschinen (articulated trucks, AT) und sonstigen Kraftfahrzeugen (Other vehicles) in NRW für ein 1 km x 1 km Netz und das Jahr 2018.

Bei den LKW fahren jene mit Anhänger hauptsächlich auf den Autobahnen mit Fahrleistungen von bis zu 3,5 Mio. Fahrzeug-km. Die Fahrleistungen abseits der Autobahnen sind hingegen unauffällig. Abbildung 3 zeigt deutlich, dass LKW ohne Anhänger neben Fahrleistungen von bis zu 4 Mio. Fahrzeug-km auch mittlere Fahrleistungen in den Stadtgebieten der Ballungsräume erbringen. Die Verteilung der Sattelzugmaschinen ähnelt jener der LKW mit Anhänger, wobei die Fahrleistungen auf den Autobahnen mit bis zu 11 Mio. Fahrzeug-km deutlich größer sind. Die Verteilung der sonstigen Fahrzeuge ist eher unregelmäßig.

## Tankstelleninfrastruktur

Neben der Bestandsaufnahme des Verkehrsaufkommens wird die vorhandene Tankstelleninfrastruktur in NRW betrachtet. In der Tankstellenbranche zeichnet sich in den letzten Dekaden ein Konsolidierungstrend ab. Kleinere und somit oft umsatzschwächere Tankstellen werden teilweise ganz geschlossen oder an andere Konzerne veräußert. Tankstellen an hochfrequentierten Standorten werden ausgebaut und modernisiert und meist von den marktdominierenden Konzernen betrieben. [16], [17] Dieser Trend resultiert darin, dass sich die Anzahl an Tankstellen in Deutschland zwischen den Jahren 2000 und 2020 von 16.404 Tankstellen auf 14.447 Tankstellen in 2020 reduziert hat. [18]

In Deutschland gab es 1970 eine Anzahl von über 45.000 Tankstellen. Ein starker Rückgang der Tankstellenanzahl erfolgte bis 1984 auf unter 20.000. Seit dem Jahr 2000 ist nach wie vor ein leichter jährlicher Rückgang zu verzeichnen. [17] Abbildung 4 stellt die Entwicklung des Tankstellenbestands zwischen 1999 und 2020 dar. Der Anteil an Autobahntankstellen ist seit dem Jahr 2006 relativ konstant bei 2,4 % verblieben.

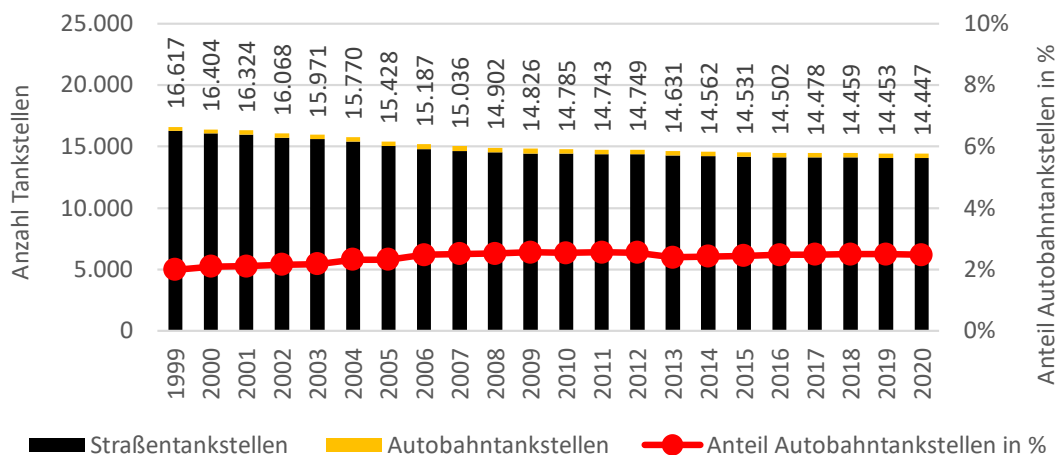


Abbildung 4: Entwicklung Anzahl an Straßentankstellen und Autobahntankstellen in Deutschland zwischen 1999 und 2020. [18]

Die Tankstellenbranche wird durch wenige große Kraftstoffanbieter bzw. Marken dominiert. Hierbei besitzen mit Aral, Shell, Total sowie bft fünf Tankstellenbetreiber mit Marktanteilen von 16 %, 14 %, 8 % sowie 7 % zusammen einen Marktanteil von über 50 %. Die größten 10 Tankstellenbetreiber haben zusammen einen Marktanteil von über 75 %. Die statistischen Zahlen hierzu sind Tabelle 1 zu entnehmen. [17]

Tabelle 1: Tankstellen-Marken von Straßentankstellen nach Anzahl und Marktanteil in Deutschland in %. [17]

	Unternehmen	Anzahl Straßentankstellen	Marktanteil in %	Kumulierter Marktanteil in %
1	Aral	2.291	16	16
2	Shell	1.956	14	30
3	Total	1.149	8	38
4	bft	1.000	7	45
5	Esso	937	7	52
6	AVIA	871	6	58
7	JET	813	6	64
8	Raiffeisen	690	5	69
9	Star	584	4	73
10	Agip	463	3	76
	Gesamt	10.754	76	

Zum Stichtag 01.01.2021 sind in Deutschland 358 Autobahntankstellen in Betrieb. Hierbei haben bezogen auf die Anzahl an Tankstellen die größten fünf Tankstellebetreiber einen Marktanteil von 69 %, sodass dieser Markt im Vergleich zu den Straßentankstellen mit insgesamt 11 Unternehmen weniger diversifiziert ist. Die absolute Anzahl an Autobahntankstellen nach Marke und Marktanteil ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Tankstellen-Marken von Autobahntankstellen nach Anzahl und Marktanteil in % in Deutschland. [17]

	Unternehmen	Autobahntankstellen 01.01.2020	Marktanteil in %	Kumulierter Marktanteil in %
1	Esso	58	16,2	16,0
2	Shell	55	15,4	31,6
3	Uniti	48	13,4	45,0
4	Aral	46	12,8	57,8
5	bft	40	11,2	69,0
6	Tank&Rast	31	8,7	77,7
7	Total	28	7,8	85,5
8	JET	15	4,2	89,7
9	OMV	14	3,9	93,6
10	Orlen	12	3,4	96,9
11	ENI	11	3,1	100,0
	Gesamt	358	100,0	

Im Bundesland NRW liegt der Tankstellenbestand aktuell bei ca. 3260 Tankstellen, von denen 90 % in städtischen Regionen, 7 % in ländlichen Regionen und 2 % an Autobahnen liegen. Bei 1 % handelt es sich um Autohöfe. Die flächenspezifische Tankstellendichte in NRW beträgt 0,08 Tankstellen/km<sup>2</sup>. Diese ist in den Stadtstaaten Bremen, Hamburg und Berlin mit 0,23, 0,28, 0,32 Tankstellen/km<sup>2</sup> mehr als drei- bis vierfach so hoch. Die Tankstellendichte in Bayern liegt hingegen bei 0,04 Tankstellen/km<sup>2</sup>. Bezogen auf die Einwohner liegt in NRW die Tankstedichte bei 0,18 Tankstellen/1.000 Einwohner. Beim PKW-Bestand führt dies zu einer Anzahl an Tankstellen von 0,3 Tankstellen/1.000 PKW. [17], [19]

Im Rahmen dieses Berichts werden standortscharfe Analysen des Status Quo des Tankstellenbestands in NRW für unterschiedliche Tankstellentypen durchgeführt. Die Gesamtanzahl an Tankstellen, welche Benzin und Diesel anbieten liegt in NRW bei 3.263. Für hiervon abweichende Kraftstoffarten, wie LPG, CNG, LNG oder H<sub>2</sub>, liegt die Anzahl der verfügbaren Tankstellen mit 1.373, 154, 17 und 20 in NRW

deutlich unter denen für Benzin und Diesel. Ergänzt werden diese flüssig- und gasförmigen Kraftstoffe durch 7561 öffentliche und eingetragene Elektroladepunkte. Die Informationen der verwendeten Datensätze, das Bezugsdatum sowie die resultierende Anzahl an Tankstellen in NRW und Deutschland sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3: Anzahl an Tankstellen nach Kraftstoffart in NRW und Deutschland.

Kraftstoff	Quelle Datensatz	Bezugsdatum	Anzahl NRW	Anzahl DE
Benzin/Diesel	Zugelassener Anbieter der Markttransparenzstelle für Kraftstoffe des Bundeskartellamts [19]	September 2020	3.263	16.773
LPG	LPG & CNG Tankstellenverzeichnis [20]	September 2020	1.373	6.151
CNG			154	846
LNG	Dena öffentliche LNG Tankstellen [21]	September 2020	17***	82* 52**
H <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> Mobility [22]	September 2020	20***	108***
Elektroladesäulen	Bundesnetzagentur [23]**** OMS* [24] LEMNET* [25]	August 2021	7561	-

\*in Betrieb, \*\* in Planung, \*\*\*In Betrieb und in Planung, \*\*\*\*Erfasst alle Ladeeinrichtungen bei denen das Anzeigeverfahren abgeschlossen ist und BetreiberInnen der Veröffentlichung zugestimmt haben.

Bezogen auf Elektroladesäulen empfiehlt die AFID-Richtlinie einen Durchschnittswert von einem öffentlichen Ladepunkt pro zehn Elektrofahrzeugen. [26] Dieser Durchschnittswert ist je nach Raumtyp, welcher die Siedlungsstruktur einer Region charakterisiert [27], in Zukunft unterschiedlich auszugestalten. Neben dem Sicherstellen des Flächennetzes müssen je nach PKW-Bestand und Gebäudestruktur verschiedene öffentlich zugängliche Ladesäulen bereitgestellt werden. [28] In ländlichen und suburbanen Regionen ist der Bedarf an öffentlicher Ladeinfrastruktur geringer, da mehr PKW-Besitzer einen Zugang zu privater Ladeinfrastruktur besitzen. Dabei ist im Jahr 2030 im suburbanen Raum ein Bedarfsverhältnis von 23 und im urbanen Raum von ca. 15 E-Fahrzeugen pro öffentlichem Ladepunkt zu erwarten. [28]

Zur Analyse des Status Quo des Tankstellennetzes wird die Verfügbarkeit von Tankstellen sämtlicher Kraftstofftypen untersucht. Hierbei wird betrachtet, wie viele Tankstellen innerhalb eines Radius von 5,5 km, um jeden Mittelpunkt aller 1 km<sup>2</sup> Gitterzellen liegen. Bei diesem Radius handelt es sich um die mittlere Umwegtoleranz für Personen- (4 km) und Güterverkehr (7 km). [29] Die Flächenabdeckungsquote  $FAQ_{ts}$  je Tankstellentyp  $ts$  wird als Maßzahl für die räumliche Verfügbarkeit unterschiedlicher Tankstellen für den Personenverkehr verwendet. Hierzu wird die aufsummierte Fläche  $F$  aller Gitterzellen  $g$ , von der mindestens eine Tankstelle in Luftlinienentfernung innerhalb vom Radius  $r$  zu erreichen ist, ins Verhältnis zur gesamten Fläche von NRW  $F_{NRW}$  gesetzt. Dies ist folgender Gleichung zu entnehmen.



$$FAQ_{ts} = \frac{F(\sum_g E_{ts,r} \geq 1)}{F_{NRW}} \quad (1)$$

Die Verfügbarkeit von Tankstellen der etablierten Kraftstoffe Diesel und Benzin ist hoch. In Ballungszentren, wie Köln, Düsseldorf oder dem Ruhrgebiet sind bis zu 30 Tankstellen in einem Radius von 5,5 km zu erreichen (vgl. Abbildung 5), sodass das dichte Flächennetz weite Teile von NRW abdeckt. Ausnahmen bilden hier dünner besiedelte Regionen, wie das Sauerland, Ostwestfalen und Gebiete nördlich des Ruhrgebietes, die teilweise ein dünneres Tankstellennetz aufweisen. Daraus resultiert eine mittlere Verfügbarkeit von 4,52 Tankstellen pro 5,5 km Luftlinienradius, was zu einer Flächenabdeckungsquote von 75,60 % führt.

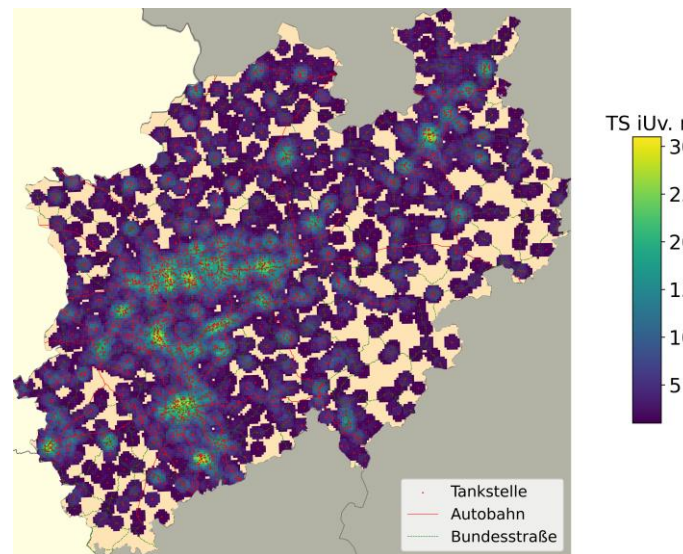


Abbildung 5: Flächennetz von 3.263 Benzin und Dieseltankstelle sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [23]

Weiterhin werden die Tankstellen in Nordrhein-Westfalen auf Gemeindeebene bilanziert und auf die Fläche sowie die zugelassenen PKW bezogen, dargestellt in Abbildung 6 zeigt die Tankstellendichte der Gemeinden in Nordrhein-Westfalen. Es zeigt sich, dass bezogen auf die zugelassenen PKW dicht besiedelte Gemeinden eine geringe Tankstellendichte pro PKW aufweisen. Im Ruhrgebiet sowie in Köln, Düsseldorf und Bonn sind pro 1.000 zugelassenen PKW zwischen 0,2 und 0,3 Tankstellen vorhanden. In dünn besiedelten Gemeinden im Sauerland, Eifel und im Münsterland treten Werte von 0,6 Tankstellen pro zugelassenem PKW auf. Die flächenspezifische Tankstellendichte in Tankstellen pro km<sup>2</sup> sind im dicht besiedelten Ruhrgebiet sowie in weiteren Großstädten wie Düsseldorf, Köln, Bonn und Aachen am höchsten mit Dichten zwischen 20 und 50 Tankstellen pro km<sup>2</sup>.

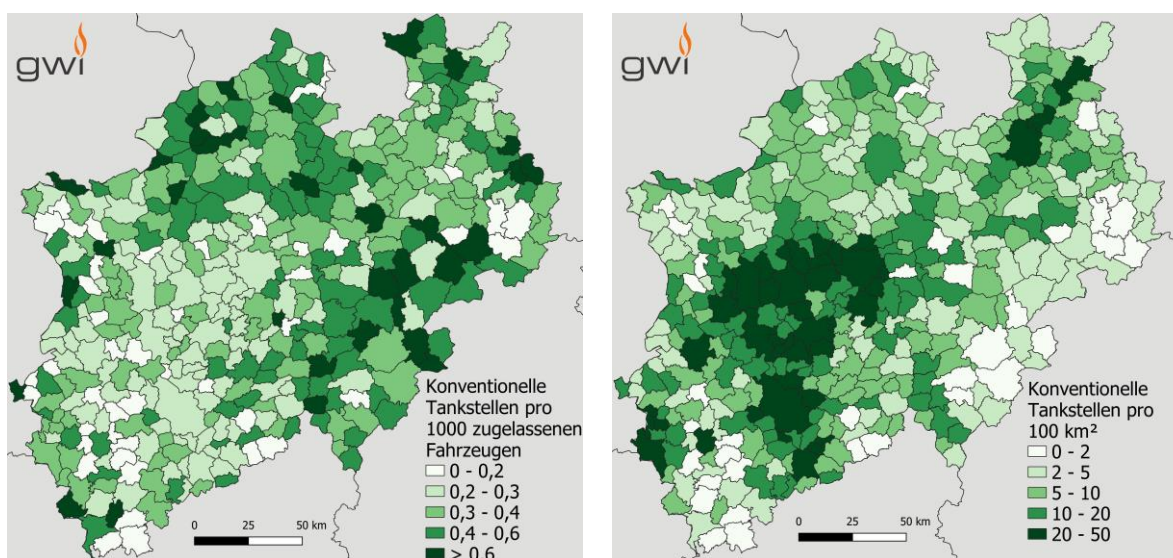


Abbildung 6: Konventionelle Tankstelle pro 1000 zugelassenen Fahrzeugen (links) und pro 100 km<sup>2</sup> (rechts) nach Gemeinde [23]–[25]

Ähnliches gilt für LPG Tankstellen, welche mit einer Gesamtanzahl von 1373 in NRW ebenfalls ein relativ dichtes Flächennetz aufweisen (vgl. Abbildung 7). Die Flächenabdeckungsquote beträgt 61,92 % und liegt somit 13,68 % unterhalb der von Benzin- und Dieseltankstellen. Im Mittel sind überall dort, wo mindestens eine LPG Tankstelle im Umkreis von 5,5 km zu erreichen ist, 2,44 LPG Tankstellen vorhanden. Dies sind im Mittel 2,08 LPG Tankstellen weniger als verfügbare Benzin- und Dieseltankstellen. Der absolute Mittelwert bezogen auf das gesamte Bundesland beträgt 1,44. Im Ruhrgebiet sowie in den Großstädten am Rhein sind bis zu 12 LPG Tankstellen im Umkreis von 5,5 km zu erreichen.

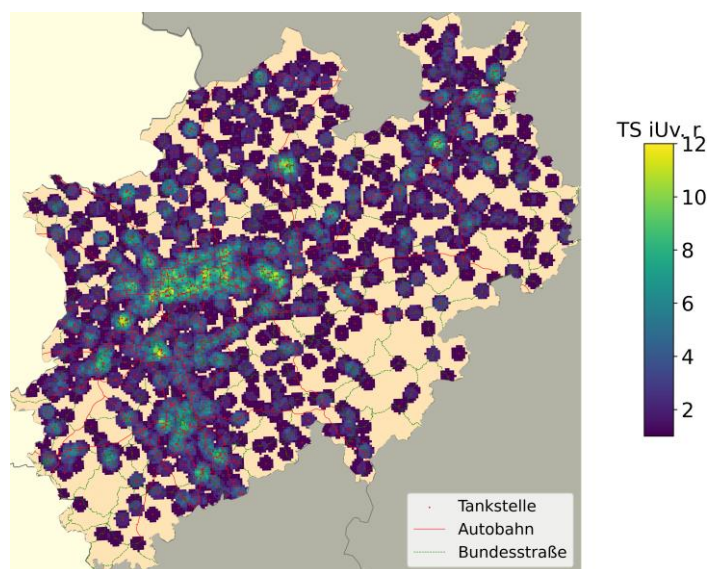


Abbildung 7: Flächennetz von 1.373 LPG Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [20]

Die aktuelle Verfügbarkeit von CNG Tankstellen ist mit einer  $FAQ_{CNG}$  von 14,85 % und insgesamt 154 Tankstellen deutlich geringer (vgl. Abbildung 8). An wenigen Orten sind mehr als eine CNG Tankstelle in kurzer Distanz zu erreichen. Für ganz NRW sind dies 0,16 CNG Tankstellen für den gemittelten Wert

der Verfügbarkeit aller Gitterzellen. Dabei ist die Erreichbarkeit von CNG Tankstellen an Bundesstraßen deutlich geringer im Vergleich zu LPG bzw. Benzin- und Dieseltankstellen. Die Verfügbarkeit an Autobahnen und einwohnerstarken Regionen ist hingegen bereits gegeben, auch wenn die Auswahlmöglichkeit gegenüber Benzin-, Diesel- und LPG Tankstellen deutlich geringer ist.

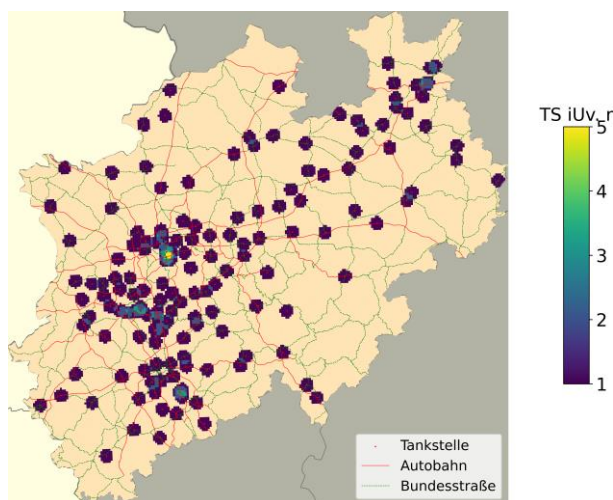


Abbildung 8: Flächennetz von 154 CNG sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [20]

Betrachtet man die für den Personenverkehr relevanten H<sub>2</sub> Tankstellen mit Betankungsdrücken bis 700 bar, sind auf Basis der Datenlage 20 Tankstellen in NRW in Betrieb oder in Planung. Die Standorte sind in Abbildung 9 dargestellt. Die  $FAQ_{700\text{ bar } H_2}$  beträgt 2,12 % und liegt damit deutlich unterhalb der zuvor betrachteten Tankstellentypen. Die aktuellen H<sub>2</sub> Tankstellenstandorte befinden sich in der Nähe von Autobahnen und Bevölkerungsstarken Regionen, sodass eine Nutzung vom Nah- und Fernverkehr möglich ist. Ähnlich wie bei CNG Tankstellen, ist die Verfügbarkeit an Bundesstraßen als punktuell und nicht als flächendeckend zu bewerten.

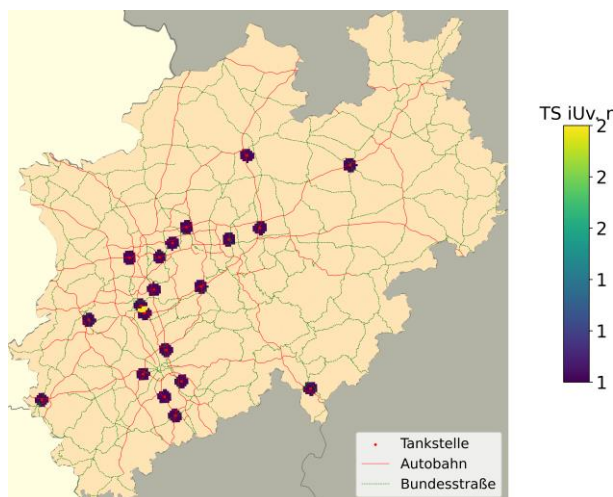


Abbildung 9: Flächennetz von 20 700 bar H<sub>2</sub> Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [22]

Ähnlich dünn ist das Netz der bereits in Betrieb genommenen und geplanten 350 bar H<sub>2</sub> Tankstellen. Gemäß Abbildung 10 sind gemäß den Daten nur insgesamt 5 Tankstellen in NRW in Betrieb. Alle Tankstellen liegen an Autobahnen, sodass diese für Transitverbindungen des Güterverkehrs,

insbesondere auf der Nord-Süd-Achse, gut erreichbar sind. Für Transitverbindungen auf der Ost-West-Achse ist die Verfügbarkeit jedoch wesentlich eingeschränkter, sodass bei einer Querung über die A44 und A40 ein Umweg über die A2 notwendig ist, um eine H<sub>2</sub> Tankstelle mit 350 bar Betankungsdruck zu erreichen. Entsprechend wären weitere Transitverkehr günstige H<sub>2</sub> Tankstellen Standorte an der A31 bzw. an den Autobahnen westlich Richtung Niederlande oder Belgien von Vorteil. Insgesamt ist eine Wahl zwischen unterschiedlichen Tankstellen zum aktuellen Zeitpunkt nicht gegeben.

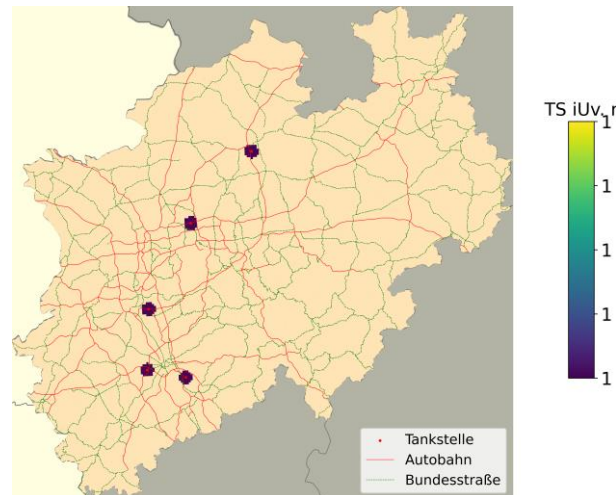


Abbildung 10: Flächennetz von 5 350 bar H<sub>2</sub> Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [22]

Als Ausbauziele bis 2025 wird die Errichtung von 20 LKW H<sub>2</sub> Tankstellen und 60 H<sub>2</sub> Tankstellen in der Wasserstoff Roadmap genannt. Für 2030 wären 200 H<sub>2</sub> Tankstellen für die angenommenen 11.000 Brennstoffzellen-LKW, 1.000 Brennstoffzellen-Abfallsammelfahrzeuge und 3.800 Brennstoffzellen Bussen nötig. [30]

Das LNG Tankstellennetz ist mit 25 Standorten (13 in Betrieb und 12 in Planung) nach Fertigstellung der sich in Planung befindenden Tankstellen, von vielen Autobahnabschnitten in NRW gut zu erreichen, dargestellt in Abbildung 11. Es zeigt sich eine Häufung im Ruhrgebiet und um Köln. Richtung Holland wird die Tankstellendichte dünner, da hinter der Grenze ein dichter ausgebautes Tankstellennetz zur Verfügung steht und diese im Preiswettbewerb zueinanderstehen.



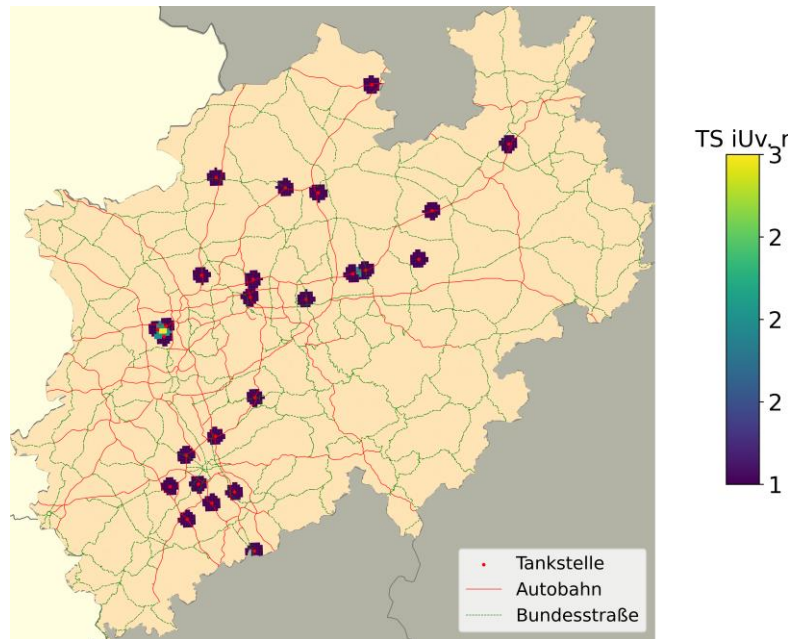


Abbildung 11: Flächennetz von 25 LNG Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [21]

Neben der Verfügbarkeit von Tankstellen von alternativen Kraftstoffen ist die Flächenverfügbarkeit von autobahnnahen LKW-Parkplätzen als zentrales Problem in NRW zu nennen. Der Aufbau von neuen Betankungsanlagen auf Tankstellen und Autohöfen konkurriert mit Flächen für LKW-Stellplätze, welche zur Einhaltung der Ruhe- und Lenkzeiten benötigt werden. Da Tankstellenbetreiber auf Einnahmen aus Gastronomie und Kraftstoffumsatz angewiesen sind, liegt ein Zielkonflikt vor, welcher auf insgesamt wenig und teurer autobahnnaher Freifläche ausgetragen wird. [31] Zur Reduktion des Flächenbedarfs an BAB wurde die „Richtlinie zur Förderung privater Investoren zur Schaffung von zusätzlicher LKW-Stellplätze in der Nähe von Autobahnanschlussstellen“ vom BMVI beschlossen, welche einen Bedarf von 23.000 zusätzlichen LKW-Stellplätzen im Bundesgebiet nennt. [32] Eine Studie der IHK berechnet für den Bezirk mittlerer Niederrhein (Viersen, Krefeld, Mönchengladbach, Rhein-Kreis Neuss) einen Fehlbestand von 539 LKW-Stellplätzen. [33] Abbildung 12 zeigt eine gesonderte Darstellung von Autobahntankstellen und Autohöfe an BAB in NRW. [34] Hierbei ist als Vorteil von Autohöfen zu nenne, dass sie von beiden Fahrtrichtungen auf Autobahnen angefahren werden können, was in ca. 2/3 niedrigeren Investitionskosten gegenüber Autobahntankstellen, welche direkt an der BAB positioniert sind, resultiert. Weiterhin ist die Erweiterung der Tankstellen, um z. B. einen Netzanschluss leichter. [31]

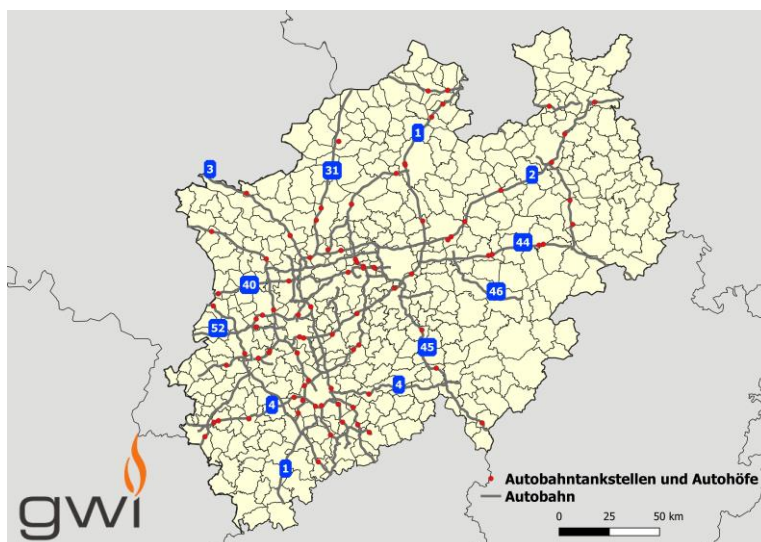


Abbildung 12: Flächennetz Autobahntankstellen und Autohöfen an BAB in NRW. [34]

Das Flächennetz von 7561 Elektroladesäulen ist Abbildung 13 dargestellt. Da der Ausbau des Ladesäulennetzes in einem dynamischen Zustand ist, aktuell liegt der jährliche Zubau in Deutschland bei ca. 6.000 Ladepunkten pro Jahr [35], wurde der verwendete Datensatz kurz vor Berichtsabgabe zum August 2021 aktualisiert. Die Verfügbarkeit bzw. Ladesäulendichte in Großstädten, wie Düsseldorf, Köln und Essen liegt bei über 200 Ladepunkten. Weiterhin liegt eine  $FAQ_{Elektro}$  von 81,3 % vor. Außerhalb der Großstädte und Zentren liegen liegt eine Verfügbarkeit von unter 50 Ladesäulen im Umkreis von 5,5 km vor.

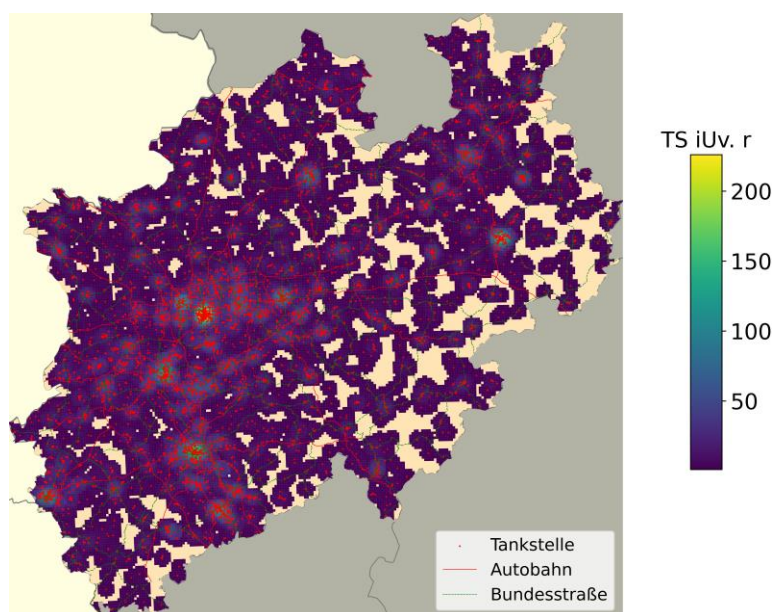


Abbildung 13: Flächennetz von 7561 von öffentlichen Ladepunkten sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km<sup>2</sup> Zelle. [23]–[25]

Neben der Analyse des Flächennetzes wurde die Ladeleistung je Gemeinde bestimmt. Hierzu sind in Abbildung 14 die summierten Ladeleistungen je Gemeinde auf 1000 zugelassen PKW bezogen sowie die Ladeleistung je km<sup>2</sup>. Bezogen auf die Fläche zeigen sich höhere flächenspezifische Ladeleistung in städtische Gemeinden und Metropolregionen mit bis zu 150 kW/km<sup>2</sup> an öffentlicher Ladeleistung.



Hierzu zählen das Ruhrgebiet sowie die Städte am Rhein, Münster und Bielefeld. Diese wird allerdings nördlich des Ruhrgebiets, im Münsterland, im Regierungsbezirk Detmold, dem Sauerland sowie den Gemeinden in der Eifel mit einer mittleren öffentlichen Ladeleistung von unterhalb von 5 kW pro km<sup>2</sup> geringer. Betrachtet man die installierte Ladeleistung im Bezug auf die zugelassenen PKW zeigt sich kein klarer Trend bezüglich zugelassenen PKW und der öffentlichen Ladeleistung.

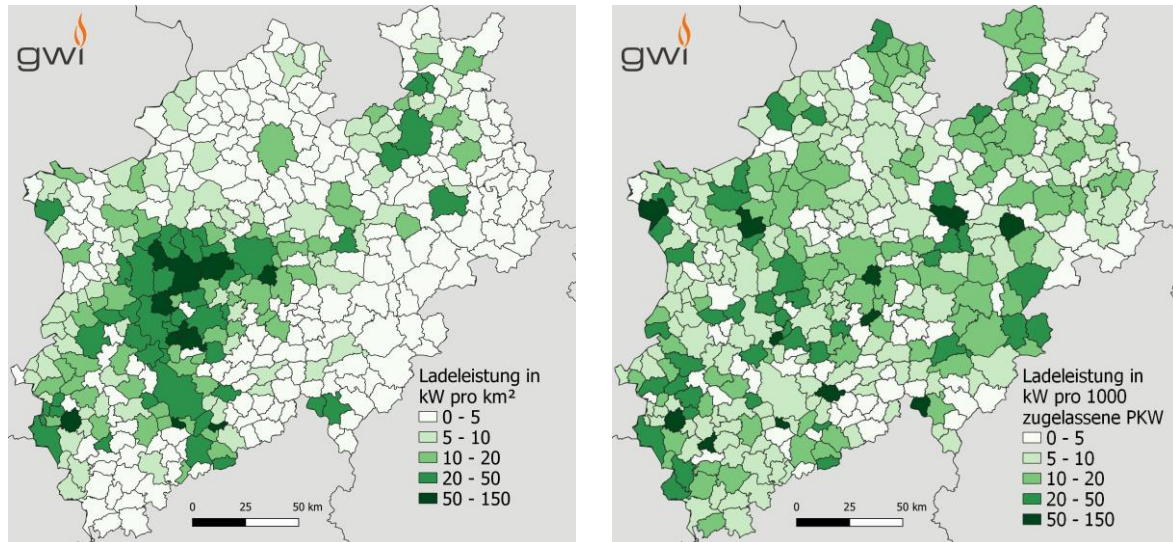


Abbildung 14: Installierte Ladeleistung je Gemeinde bezogen auf die Fläche (links) sowie die Fläche (rechts). [23]–[25]

Neben dem der gemeindeschaffen Auswertung der öffentlichen Ladeinfrastruktur ist die Ladeinfrastruktur aus den Autobahnen in Nordrhein-Westfalen in Abbildung 15 dargestellt. Die Verfügbarkeit von öffentlicher Ladeinfrastruktur an den Autobahnen kann bereits jetzt als hoch bewertet werden. Aufgrund des hohen Anteils von Standorten mit unbekannter Ladeleistung ist noch keine Aussage über die die Verteilung der Ladeleistung zu treffen.

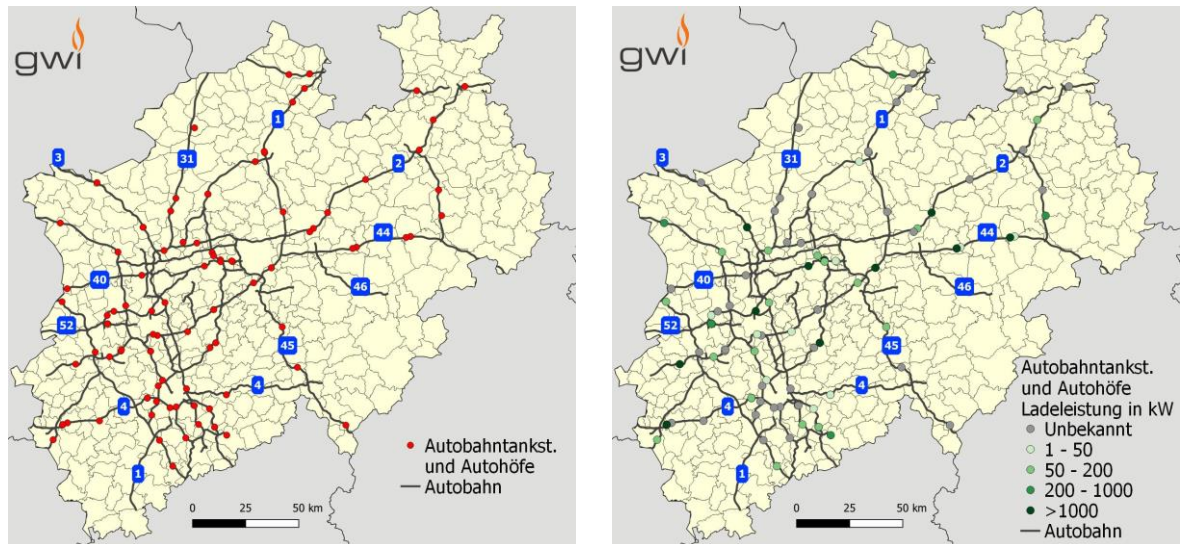


Abbildung 15: Standorte von Autobahntankstellen und Autohöfen sowie installierte Ladeleistung in Nordrhein-Westfalen. [23]–[25]

## 2.1.2 Binnenschifffahrt

Zur Erfassung der Fahrleistung wurden die Binnenschifffahrtsklassen Gütermotorschiff, Tankermotorschiff, Güterleichter und Tankerleichter berücksichtigt. Hochseeschiffe und sonstige Gütertransportschiffe wurden vernachlässigt. Der Anteil der sonstigen Gütertransportschiffe auf den betrachteten Wasserstraßen ist allerdings sehr gering. Der Anteil der Hochseeschiffe hingegen wird nicht statistisch erfasst und wird als sehr gering angenommen. Fahrleistungen an Schleusen und in Häfen werden im entwickelten Modell vernachlässigt, da diese nach [36] unter 1 % der Emissionen der Binnenschifffahrt in NRW verursachen. Die Berechnung der Schiffe pro Wasserstraßenabschnitt erfolgte über folgende Gleichung:

$$N_{Schiffe,i,l} = \frac{\Theta_{i,l}}{\frac{\alpha_{\emptyset,i}}{1 + EV_{i,l}} \cdot CC_{\emptyset,i} \cdot L_l} \quad (2)$$

Hierbei ist  $N_{Schiffe,i,l}$  die Anzahl der Schiffe der Klasse  $i$  auf dem Wasserstraßenabschnitt  $l$ ,  $\Theta_{i,l}$  die Verkehrsleistung in tkm nach [37],  $\alpha_{\emptyset,i}$  die durchschnittliche Auslastung der Tragfähigkeit nach [38],  $EV_{i,l}$  das Verhältnis von beladenen zu nicht beladenen Schiffen basierend auf [39],  $CC_{\emptyset,i}$  die durchschnittliche Tragfähigkeit basierend auf [37] und  $L_l$  die Länge des jeweiligen Wasserabschnitts. Es wurde die Annahme getroffen, dass auf allen Wasserstraßen, welche die Grenze von NRW kreuzen, die von [37] angegebene Verkehrsleistung linear verteilt vorliegt. Des Weiteren wurden, falls für den Faktor  $EV_{i,l}$  keine regionalen Werte nach [39] vorliegen, durchschnittliche Werte verwendet. Güterleichter und Tankerleichter werden von Schubboten angetrieben. Das Verhältnis von Leichter zu Schubbot variiert je nach Wasserstraßenabschnitt und wurde basierend auf [36] berechnet.

Abbildung 16 zeigt die berechnete Fahrleistung der Gütermotorschiffe (cargo barge), Tankermotorschiffe (liquid cargo barge), Güterleichter (pushed barge) und Tankerleichter (pushed tanker) im Jahr 2018. Der Rhein ist der verkehrsreichste Fluss mit 18-102 Tsd. Schiffen. Der Abschnitt

Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze (NDR3) ist dabei mit 64-102 Tsd. Schiffen jener mit der höchsten Fahrleistung. Unmittelbar danach folgen die Abschnitte NRW-Grenze bis Lülsdorf (NDR1) und Rhein, Lülsdorf bis Orsoy (NDR2) mit 18-64 Tsd. Schiffen. Etwa 75 % der Fahrleistung wird von Gütermotorschiffen und 25 % von Tankmotorschiffen erbracht. Nach dem Rhein ist der Wesel-Datteln-Kanal (WDK) mit 12-18 Tsd. Schiffen der Abschnitt mit der höchsten Fahrleistung, die zu etwa 70 % von Frachtschiffen, zu 25 % von Tankschiffen und zu 5 % von Güterleichtern erbracht wird. Es folgen die Abschnitte Rhein-Herne-Kanal (RHK), Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede (DEK2) und der Mittellandkanal (MLK) mit einem Verkehrsaufkommen von 7-12 Tsd. Schiffen im Jahr 2018. Auf diesen Abschnitten verkehren hauptsächlich Gütermotorschiffe. Die Abschnitte Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln (DEK1), Ruhrwasserstraße (RWS), Datteln-Hamm-Kanal (DHK), Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW-Grenze (DEK3), Weser, NRW-Grenze bis Minden (WGB1) und Weser, Minden bis NRW-Grenze (WGB2) sind mit 0-7 Tsd. Schiffen die am geringsten frequentierten Abschnitte. Auf den Abschnitten WGB2 und WGB1 werden fast ausschließlich Gütermotorschiffe eingesetzt. Der Anteil der Frachtschiffe liegt bei 1-5 %. Auf dem Abschnitt DEK3 werden hingegen nur 55 % der Fahrleistung von Gütermotorschiffen und 45 % von Tankermotorschiffen erbracht. Auf dem DHK-Abschnitt ist der Anteil der Güterleichter mit 15-20 % am größten. Der Anteil der Tankerleichter ist auf allen Abschnitten vernachlässigbar klein.

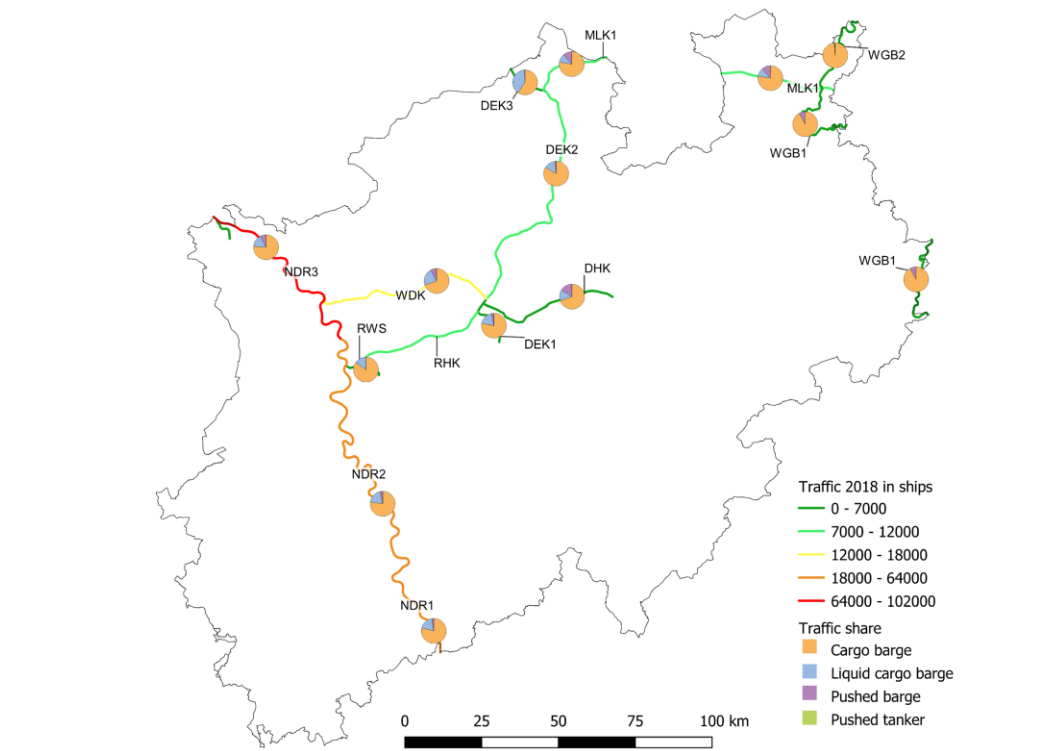


Abbildung 16: Fahrleistungen der Binnenschiffe in NRW im Jahr 2018 für die einzelnen Wasserstraßen.

### 2.1.3 Schienenverkehr

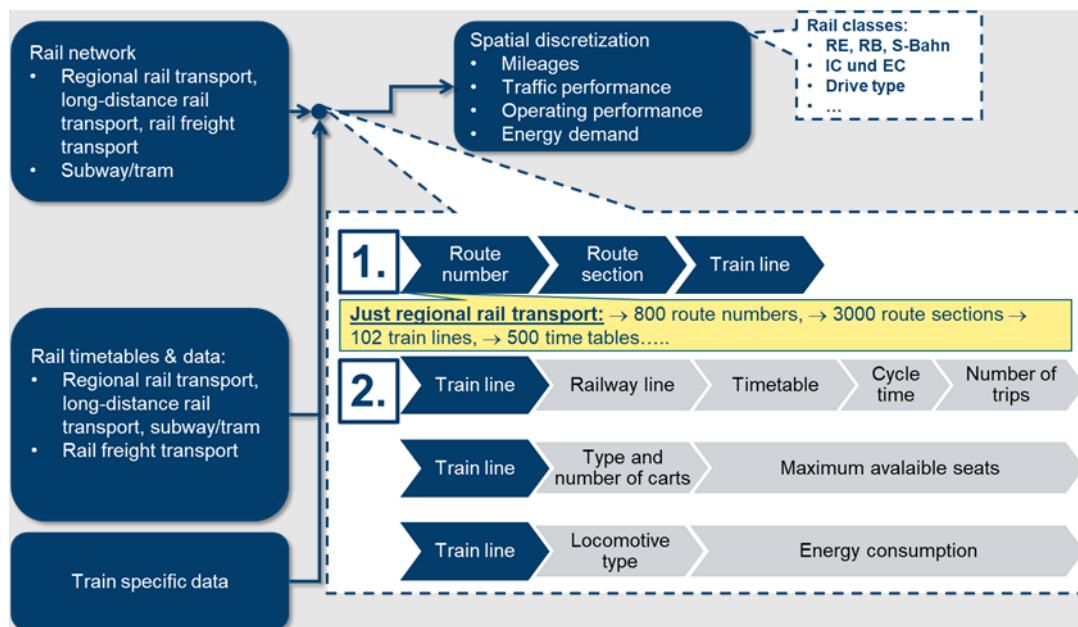


Abbildung 17: Methodisches Vorgehen zur Diskretisierung der Verkehrsleistung des Schienenverkehrs.

Abbildung 17 zeigt die entwickelte Methodik zur Diskretisierung der Verkehrsleistung des Schienenverkehrs. Für die Fahrleistungsberechnung wurden die georeferenzierten Schienennetze für

Schienenpersonennahverkehr (SPNV) (Engl. *regional rail transport*), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) (Engl. *long-distance rail transport*), U-Bahnen und Straßenbahnen (Engl. *subway/tram*) und Schienengüterverkehr (SGV) (Engl. *rail freight transport*) mit Fahrplänen und fahrzeugspezifischen Daten verknüpft. Grundlage für die geographischen Daten waren hierfür der Datensatz der DB AG [40], das digitale Basis-Landschaftsmodell des Landes NRW [41] sowie abstrakte Karten der DB AG [42], [43]. Für die Bestimmung von Fahr- und Verkehrsleistung wurden die Zuglinien (Engl. *train line*) zunächst Streckenabschnitten (Engl. *Route section*) und folgend eindeutigen Streckennummer (Engl. *route number*) zugewiesen, so dass eine eindeutige geographische Zuordnung möglich war. Über die Zuglinien konnten schließlich die Fahrten pro Abschnitt (Engl. *Number of trips*), die Sitzplätze des jeweiligen Zugs (Engl. *Maximum available seats*) und der Energieverbrauch (Engl. *Energy consumption*) bestimmt werden (vgl. Abbildung 17). Datengrundlage waren hierfür unter anderem [44], [44]–[48].

Im Modell werden für die Zuggattungen RE und RB durchschnittliche Auslastungen von 26 % und angenommen, während für S-Bahnen eine Auslastung von 31 % angenommen wird [49]. Für die Zuggattungen ICE und IC wurden hingegen durchschnittliche Auslastungen von 52 % und 46 % angenommen [49]. Für U-Bahnen und Straßenbahnen wurde eine durchschnittliche Auslastung von 19 % nach VDV [50] angenommen. Da für den SGV keine Fahrpläne existieren, wurde ein Datensatz basierend auf [51] und [52] und einer durchschnittlichen Auslastung von 47,5 % nach [53] erstellt.

Aufgrund der Methodik bei der Modellerstellung des Schienenverkehrs liegen für diesen, neben der Fahrleistung, auch die Verkehrsleistung und die Betriebsleistung unabhängig von der Fahrleistung vor. Für den Straßenverkehr und die Binnenschifffahrt wird die Verkehrsleistung bzw. die Betriebsleistung lediglich über eine durchschnittliche Beladung oder Besetzung berechnet. Für den Schienenverkehr wurden hingegen alle Zuglinien inklusive der Wagentypen und Wangenanzahl analysiert. Der Schienengüterverkehr bildet hier die Ausnahme. Aufgrund dieses Vorgehens liegen Fahr-, Verkehrs- und Betriebsleistung räumlich aufgelöst vor.

Beim Schienenverkehr sind die verbrennungsbedingten Emissionen im entwickelten Modell abhängig von der Betriebsleistung, während die Abriebsemissionen von der Fahrleistung abhängen. Des Weiteren sind Schienenpersonenfernverkehr sowie der Nahverkehr mit U-Bahnen und Straßen in NRW bereits vollständig elektrifiziert. Die Verkehrsleistung hat deshalb einen geringeren Einfluss auf die Emissionen im Vergleich zu SPNV und SGV. Beim SGV ist die Verkehrsleistung aufgrund der im Modell getroffenen Annahmen direkt linear abhängig von der Fahrleistung. Deshalb wird die Verkehrsleistung des dieselbetriebenen SGV nicht extra aufgeführt.

Abbildung 18 zeigt die Fahrleistung des SPNV, des dieselbetriebenen SPNV sowie der U-Bahnen und Straßenbahnen und die Verkehrsleistung des dieselbetriebenen SPNV. Die höchsten Fahrleistungen des SPNV werden in und um Bonn, Köln, Düsseldorf, Duisburg, Essen und Dortmund erbracht. Mittlere Fahrleistungen liegen um und in Wuppertal, Aachen und Münster sowie südlich von Bielefeld vor. Weitere Strecken sind weniger stark befahren.

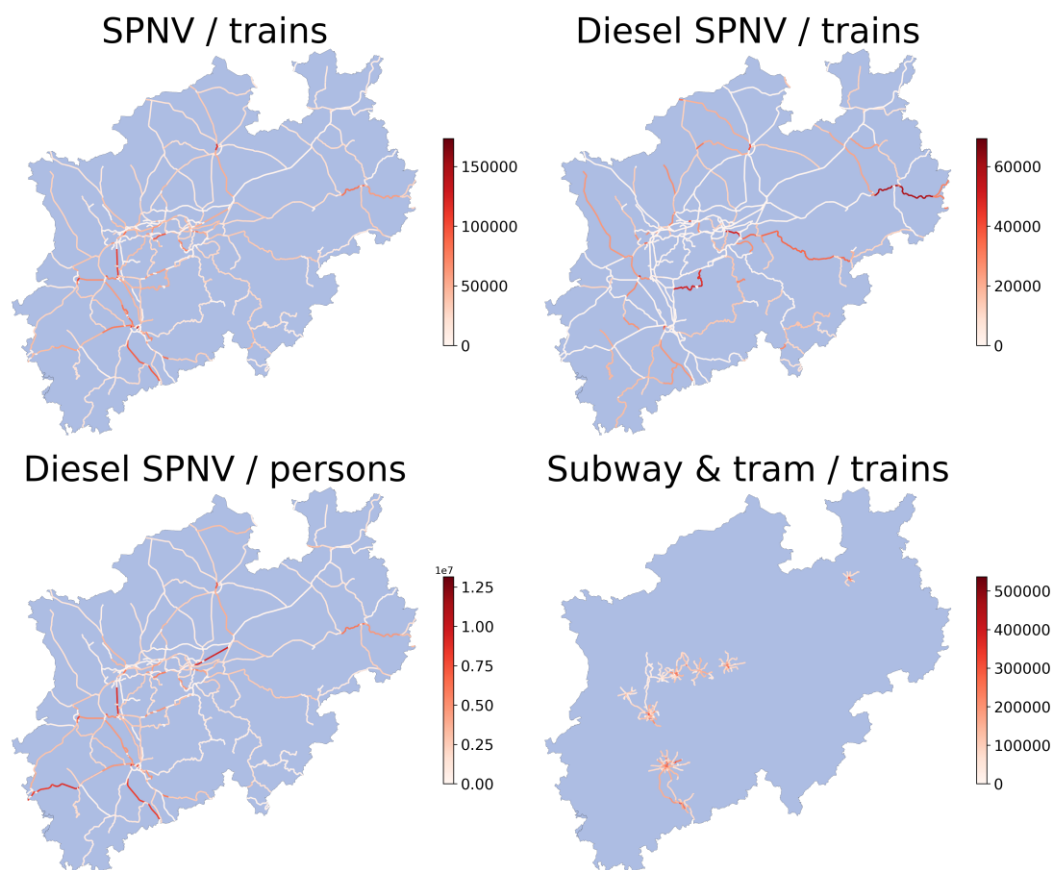


Abbildung 18: Fahrleistung und Verkehrsleistung des Schienenpersonennahverkehrs sowie von U-Bahnen und Straßenbahnen.

Wie Abbildung 18 illustriert, unterscheidet sich die räumliche Fahrleistungs-Verteilung der dieselbetriebenen SPNV-Züge von jener des gesamten SPNV. Viel befahrene Streckenabschnitte des dieselbetriebenen SPNV sind Strecken um Wuppertal, südlich von Dortmund, südlich von Bielefeld und vereinzelt um Dortmund und Düsseldorf. Im Vergleich liegen die hohen Fahrleistungen des dieselbetriebenen SPNV eher außerhalb der Städte. Außerdem fällt auf, dass die maximalen Fahrleistungen der dieselbetriebenen SPNV-Züge mit 60 Tsd. Zügen eher im mittleren Bereich des gesamten SPNV einzuordnen sind.

Weiterhin zeigt Abbildung 18, dass die räumliche Verteilung der Verkehrsleistung des dieselbetriebenen SPNV von jener der Fahrleistung abweicht. Die viel befahrene Strecke südlich von Bielefeld weist neben der hohen Fahrleistung auch eine hohe Verkehrsleistung auf. Ähnlich verhält es sich mit Fahr- und Verkehrsleistung der hoch frequentierten Streckenabschnitte in Düsseldorf, um Wuppertal und südlich von Dortmund. Streckenabschnitte östlich von Aachen, süd-westlich von Düsseldorf sowie süd-östlich und südlich von Dortmund weisen hingegen teilweise hohe Verkehrsleistungen auf, obwohl hier keine hohen Fahrleistungen vorliegen. Hohe Verkehrsleistungen entstehen durch eine überdurchschnittliche Anzahl an Sitzplätzen pro Zuglinie.

Die U-Bahnen und Straßenbahnen weisen hohe Fahrleistungen bis zu 537 Tsd. Zügen auf vereinzelt Streckenabschnitten in Bonn, Köln, Düsseldorf, Essen und Dortmund auf. Mittelstark befahren sind mit



unter 176 Tsd. Zügen hingegen Streckenabschnitte in Bonn, Köln, Düsseldorf und vereinzelt in und um Essen (vgl. Abbildung 18).

Abbildung 19 zeigt die Fahrleistung vom Schienengüterverkehr insgesamt, vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr und vom Schienenpersonenfernverkehr. Des Weiteren ist die Verkehrsleistung des Schienenpersonenfernverkehrs aufgeführt. Stark befahrene Streckenabschnitte des SGV liegen mit bis zu 10,1 Tsd. Zügen zwischen Aachen und Köln, südlich von Dortmund Richtung Süden, zwischen Dortmund und Münster und südöstlich von Bielefeld. Beim dieselbetriebenen SGV ist hingegen mit bis zu 6,7 Tsd. Zügen die Strecke von Dortmund Richtung Süden stark befahren. Im Vergleich mit dem gesamten SGV fällt auf, dass der dieselbetriebene SGV auf der Strecke Dortmund Richtung Süden den größten Teil der Fahrleistung verursacht. Mittelstark befahren vom dieselbetriebenen SGV ist die Strecke zwischen Dortmund und Münster mit bis zu 2,7 Tsd. Zügen.

Wie Abbildung 19 zeigt, liegen vom SPFV stark befahrene Streckenabschnitte mit bis zu 179 Tsd. Zügen Streckenabschnitte um Bonn, Köln, Düsseldorf, Duisburg, Essen und Dortmund. Mittelstark befahren mit bis zu 60 Tsd. Zügen sind Streckenabschnitte um Wuppertal, Aachen und Münster sowie südlich von Bielefeld. Beim Vergleich der Fahrleistung und Verkehrsleistung des SPFV, fällt die weitestgehend identische räumliche Verteilung auf.



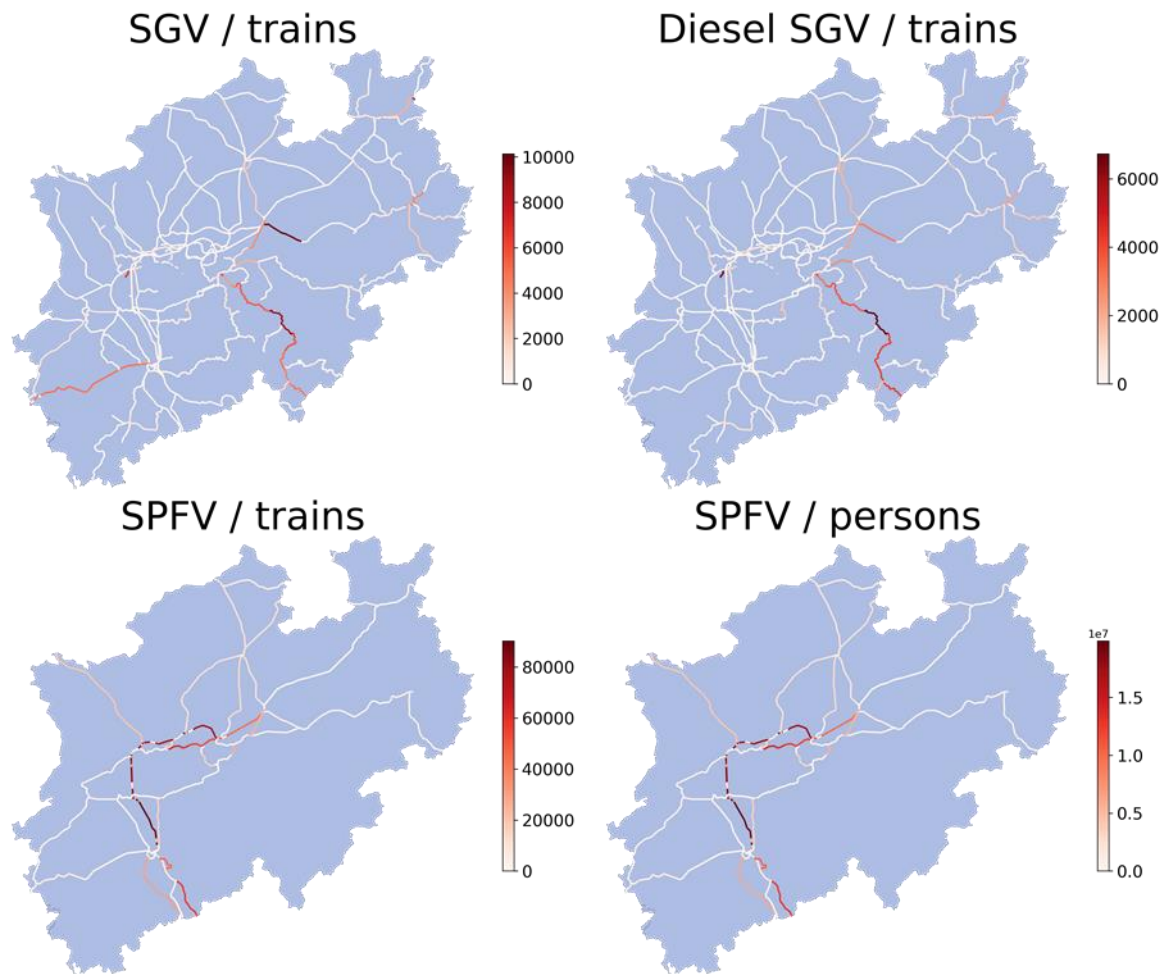


Abbildung 19: Fahrleistung und Verkehrsleistung vom Schienengüterverkehr und vom Schienenpersonenfernverkehr.

#### 2.1.4 Flugverkehr

Abbildung 20 zeigt alle 51 Flughäfen in NRW differenziert nach den sechs Hauptflughäfen Niederrhein, Düsseldorf, Köln/Bonn, Dortmund, Münster/Osnabrück und Paderborn/Lippstadt und den sonstigen Flughäfen. Die Begriffe Hauptflughäfen und sonstige Flughäfen beschreiben den Genauigkeitsgrad der Modellierung in dieser Arbeit. Die Hauptflughäfen wurden in dieser Arbeit als Linienquellen mit ihren An- und Abflugschneisen modelliert, während die sonstigen Flughäfen lediglich als Punktquellen modelliert wurden. Des Weiteren ist die Flotte an den Hauptflughäfen differenziert nach Flugzeugtypen, während jene an den sonstigen Flughäfen nur nach Flugzeugklassen differenziert ist.

Die Erstellung des Datensatzes für den Flugverkehr ist unterteilt in den gewerblichen Flugverkehr an den sechs Hauptflughäfen sowie den gewerblichen Flugverkehr an den sonstigen Flughäfen und den nicht gewerblichen Flugverkehr an allen Flughäfen. Die Bestimmung der LTO-Werte des gewerblichen Flugverkehrs an den Hauptflughäfen basiert auf [54]–[64]. Des Weiteren wurden basierend auf [61], [65]–[69] die Flugrouten der Hauptflughäfen modelliert. Die LTO-Werte des restlichen Flugverkehrs wurden als Punktquellen modelliert und basieren auf [70].

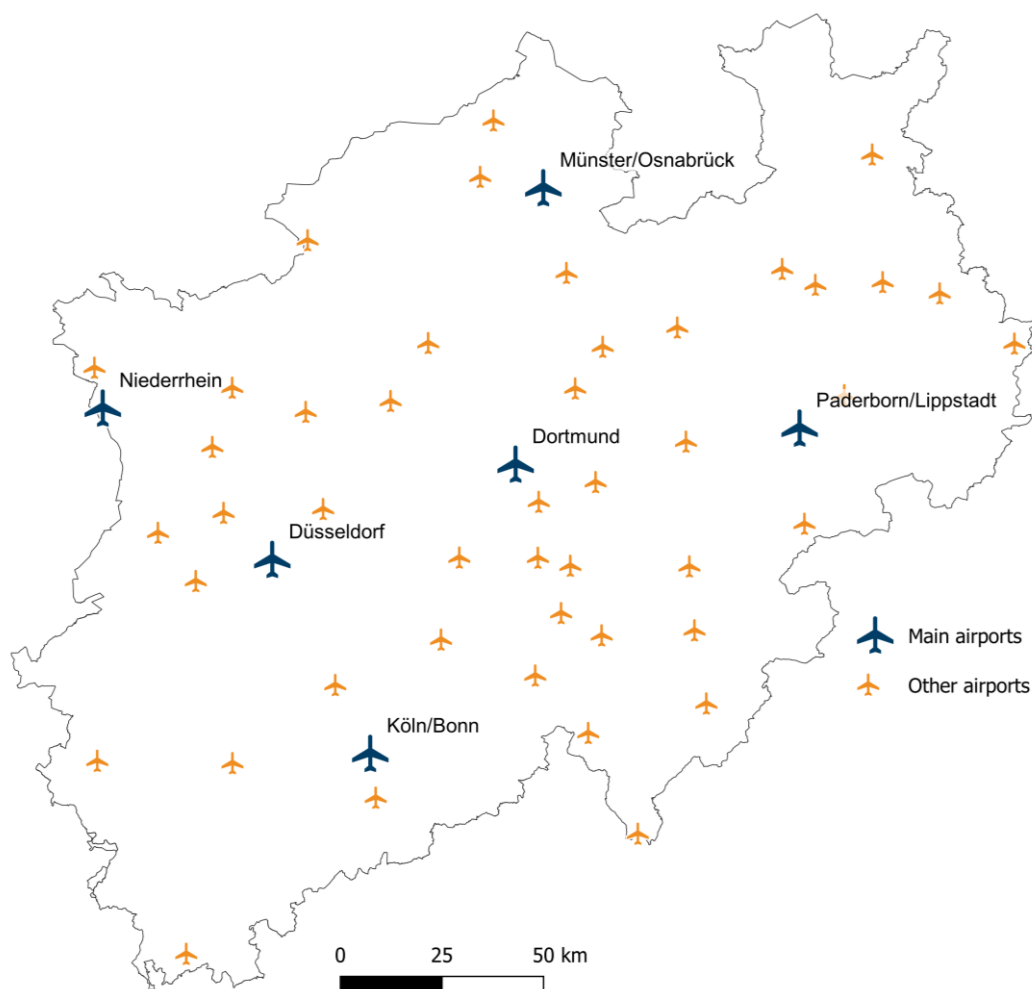


Abbildung 20: Hauptflughäfen (main airports) und sonstige Flughäfen (other airports) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf [65].

Abbildung 21 zeigt die berechneten LTO-Werte des gewerblichen (*commercial*) und nicht gewerblichen (*non-commercial*) Flugverkehrs im Jahr 2018. Des Weiteren ist der gewerbliche Flugverkehr für die Hauptflughäfen Köln/Bonn, Düsseldorf, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Niederrhein und Münster/Osnabrück in internationale Flüge und nationale Flüge unterteilt. Die Anzahl der Flüge wurde, wenn möglich, über Flugpläne ermittelt. Bei mangelnder Datenlage wurden Statistiken des statistischen Bundesamtes für die Ermittlung verwendet. Die Hauptflughäfen wurden als Linienquellen modelliert (vgl. graue Start- und Landeschnenzen in Abbildung 21). Für Abbildung 21 wurden die Linienquellen, aus Gründen der Vergleichbarkeit, zu Punktquellen aggregiert. Alle anderen Flughäfen wurden als Punktquellen modelliert. Wie Abbildung 21 zeigt, ist Düsseldorf mit 109 Tsd. LTO jener Flughafen mit den meisten Starts und Landungen. Anschließend folgen die Flughäfen Köln/Bonn, Bonn/Hangelar und Münster/Osnabrück mit bis zu 72 Tsd. LTO. Weiterhin werden die Hauptflughäfen hauptsächlich für kommerzielle Flüge verwendet. Den größten Anteil an kommerziellen Flügen weisen die Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn mit 95-100 % auf. Hierbei sind 75 % der Flüge international und entsprechend 25 % national. Bei den anderen Hauptflughäfen variiert der Anteil an kommerziellen Starts zwischen 25 % in Dortmund bis zu 57 % in Münster/Osnabrück. Der Anteil von internationalen Flügen variiert dabei zwischen 95 % am Flughafen Niederrhein und 20 % in Paderborn/Lippstadt. Bei den anderen Flughäfen mit hohen LTO-Werten liegt beispielsweise ein geringer Anteil an

kommerziellen Starts mit 12 % am Flughafen Münster-Telgte vor, während der Flughafen mit circa 80 % einen eher höheren Anteil von kommerziellen Starts hat.

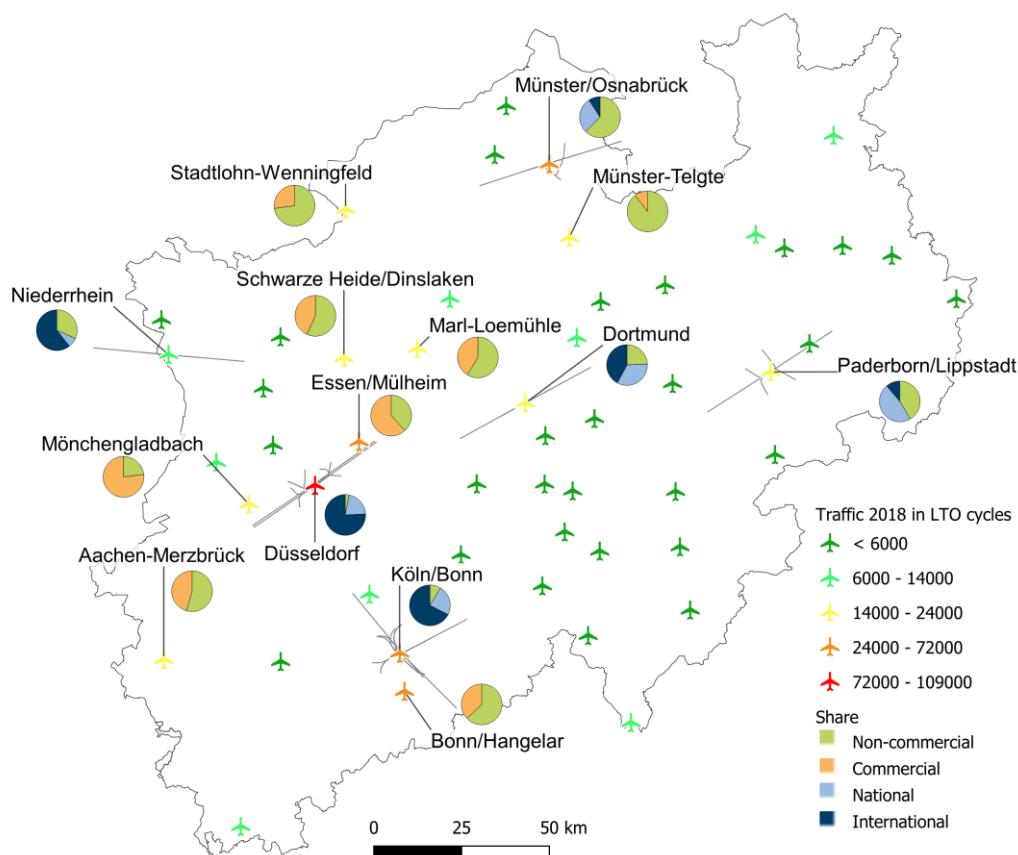


Abbildung 21: LTO-Werte des gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehrs 2018.

Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen wurde hinsichtlich unterschiedlicher Flugzeugtypen analysiert (vgl. *international/national*, blauer Anteil in Abbildung 21). Im Modell liegen die Flugzeugtypen differenziert für jeden Flughafen vor. Insgesamt hat der Flugzeugtyp Airbus 320 mit 46 % und 49 % die größten Anteile an den Starts des internationalen und nationalen Flugverkehrs. Die Anteile unterschiedlicher Flugzeugklassen am gewerblichen Flugverkehr an den sonstigen Flughäfen (vgl. *commercial*, orangener Anteil in Abbildung 21) und am nicht gewerblichen Flugverkehr an allen Flughäfen (vgl. *Non-commercial*, grüner Anteil in Abbildung 21) liegen im entwickelten Modell differenziert vor. Die Starts des gewerblichen Flugverkehrs an sonstigen Flughäfen werden größtenteils mit Flugzeugen der Klasse bis zu 2 t durchgeführt. Vereinzelt haben auch Helikopter höhere Anteile bei den Starts. Die einzige Ausnahme bildet der Flughafen östlich Bielefeld, wo Flugzeuge der Klasse 2-5,7 t einen Anteil von circa 40 % an den Starts haben. Beim nicht-gewerblichen Flugverkehr werden hingegen auch viele Starts mit Segelflugzeugen, Motorsegelflugzeugen und Ultraleichtflugzeugen durchgeführt. Wie in Abbildung 21 zu erkennen, haben die Flughäfen Bonn/Hangelar, Essen/Mülheim und Münster/Osnabrück hohe LTO-Werte und hohe Anteile an nicht gewerblichen Flügen. Eine Analyse der Modelldaten hat gezeigt, dass bei diesen Flughäfen Flugzeuge der Klasse bis 2 t einen Anteil von 50-65 % an den nicht gewerblichen Flügen haben. Die Anteile der unterschiedlichen Flugzeugtypen am gewerblichen internationalen und nationalen Flugverkehr, am gewerblichen Flugverkehr an den sonstigen Flughäfen und am nicht gewerblichen Flugverkehr an allen Flughäfen sind vollständig im Anhang in Abbildung A 1, Abbildung A 2 und Abbildung A 3 aufgeführt.

## 2.2 Emissionen

In diesem Abschnitt werden zunächst die Modellergebnisse der berechneten räumlich aufgelösten Emissionen erläutert und diskutiert. Anschließend werden Messdaten des LANUVs bezüglich lokaler Immissionen diskutiert. Abschließend werden die THG-Emissionen des Verkehrssektors literaturbasiert beschrieben und diskutiert.

### 2.2.1 Lokale Emissionen

Die in diesem Kapitel beschriebene Methodik, das entwickelte Modell und die dargestellten Ergebnisse der lokalen Emissionen des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs und des Flugverkehrs wurden im Rahmen der durch dieses Projekt geförderten Dissertation von Janos Lucian Breuer [9] an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen erarbeitet. Weitere, an dieser Stelle nicht aufgeführte, Details zur Methodik können in [9] nachgelesen werden.

Die Berechnung der Abgasemissionen des Straßenverkehrs wird im entwickelten Modell über folgende Gleichung durchgeführt:

$$EM_{p,b} = \sum_{r=0}^{r_{max,b}} \Gamma_{r,i,c,f} \cdot \epsilon_{p,i,c,f} \quad (3)$$

Hierbei sind  $EM_{p,b}$  die Gesamtemissionen des Schadstoffs  $p$  für den definierten Zeitraum im bilanzierten Raum  $b$ ,  $\Gamma$  die Fahrleistung der Fahrzeugklasse  $i$  auf der Straße  $r$  in der Landschaft  $c$  mit dem Energieträger  $f$  und  $\epsilon$  der längen-spezifische Emissionsfaktor für den Schadstoff  $p$ , die Fahrzeugklasse  $i$ , die Landschaft  $c$ , und den Energieträger  $f$  ist.  $r_{max,b}$  ist die Anzahl der Straßen des Typs  $r$  im bilanzierten Raum  $b$ . Als Basis für Emissionsfaktoren wurde das Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) Version 4.1 verwendet. [71]

Abriebsemissionen des Straßenverkehrs bestehen aus Abrieb durch Reifenverschleiß, Bremsverschleiß und Straßenabrieb. Diese werden im Modell nach der nach der Tier-2-Methodik aus dem *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016* über folgende Gleichung berechnet [72]:

$$EM = \sum_i N_{Fahrzeuge,i} \cdot \Gamma_i \cdot \epsilon_{TSP,s,i} \cdot \varphi_{s,d} \cdot S_s(v_\emptyset) \quad (4)$$

Hierbei sind  $EM$  die Gesamtemissionen für den festgelegten Zeitraum und die räumliche Begrenzung in  $g$ ,  $N_{Fahrzeuge,i}$  die Anzahl der Fahrzeuge der Kategorie  $i$  innerhalb der festgelegten räumlichen Begrenzung,  $\Gamma_i$  die von jedem Fahrzeug der Kategorie  $i$  während des festgelegten Zeitraums zurückgelegte Fahrleistung in km,  $\epsilon_{TSP,s,i}$  der PM-Emissionsfaktor für die absolute Masse an Partikeln (*total suspended particles, TSP*) für Fahrzeuge der Kategorie  $i$  und der Emissionsquelle  $s$  (d. h., Reifenverschleiß, Bremsverschleiß oder Straßenabrieb) in  $g/km$ ,  $\varphi_{s,d}$  der Massenanteil der Partikelgrößenklasse  $d$  an der totalen Emissionsmenge der Emissionsquelle  $s$  und  $S_s(v_\emptyset)$  ein Korrekturfaktor für die Emissionsquelle  $s$  für eine mittlere Fahrgeschwindigkeit  $v_\emptyset$  des jeweiligen Fahrzeugs. Zusätzlich zur mittleren Geschwindigkeit sind die Anzahl der Achsen und die Auslastungen der Fahrzeuge notwendig für die Berechnung der Abriebsemissionen. Neben den erläuterten Daten

wurden deshalb in der Modellentwicklung noch der Bestand an Nutzfahrzeugen und Kraftfahrzeugen aus [73], der Verkehr deutscher Lastkraftfahrzeuge aus [74] und der der Personenverkehr mit Bussen und Bahnen aus [75] verwendet.

Die Berechnung der Emissionen der Binnenschifffahrt erfolgt im Modell über den Ansatz vom LANUV [36]. Bei diesem werden die  $EM_{p,i,l}$  des Schadstoffs  $p$  über folgende Gleichung berechnet:

$$EM_{p,i,l} = L_l \cdot \epsilon_{p,i} \cdot \frac{P_{i,l}}{v_{abs,i,l}} \quad (5)$$

Hier ist  $L_l$  die Länge des Wasserabschnitts  $l$ ,  $\epsilon_{p,i}$  der energiespezifische Emissionsfaktor,  $P_{i,l}$  die Leistung des Schiffes und  $v_{abs,i,l}$  die absolute Geschwindigkeit des Schiffes auf dem Wasserabschnitt.

Die Leistung  $P_{i,l}$  wird wiederum über folgende Gleichung berechnet:

$$P_{i,l} = P_{nom,i} \cdot (0,1 + 0,00015432 \cdot v_{rel,i,l}^3) \cdot LF \quad (6)$$

Hierbei ist  $P_{nom,i}$  die nominale Leistung des Schiffes,  $v_{rel,i,l}^3$  die Geschwindigkeit des Schiffes relativ zum Wasser und  $LF$  ein Ladungsfaktor, welcher den unterschiedlichen Energiebedarf von beladenen und nicht beladenen Schiffen berücksichtigt.

Neben der Anzahl der Schiffe (vgl. Abschnitt 2.1.2) werden im Modell die Länge der Wasserstraßen, Emissionsfaktoren, Geschwindigkeiten der Schiffe, Fließgeschwindigkeiten der Wasserstraßen, nominale Leistungen der Schiffe, Beladungen der Schiffe und die Anteile der beladenen Schiffe benötigt. Die Längen der Wasserstraßen wurden über das georeferenzierte Wasserstraßennetz ermittelt (vgl. Abschnitt 2.1.2). Die Emissionsfaktoren wurden basierend auf jenen von [36] unter Nutzung von durchschnittlichen Lebensdauern der Schiffsmotoren aus [76] und der Altersverteilung der deutschen Binnenflotte aus [77] entwickelt. Die entwickelten Emissionsfaktoren werden in Breuer [9] mit der Literatur verglichen und diskutiert. Die Geschwindigkeiten der Schiffe und die Fließgeschwindigkeiten der Flüsse wurden basierend auf [36], [78]–[80] und eigenen Annahmen bestimmt. Die nominale Leistung der Schiffe ist abhängig von der Größenklasse und dem Schiffstyp und wurde basierend auf GDWS [77] angenommen. Basierend auf [36] wurde die Annahme getroffen, dass nicht beladene Schiffe 50 % weniger Kraftstoff verbrauchen als beladene Schiffe. Der Anteil der beladenen Schiffe wurde, ähnlich wie bei der Berechnung der Fahrleistung, aus den Schleusendaten nach [39] berechnet.

Die Berechnung der verbrennungsbedingten Emissionen  $EM_{p,i,l}$  eines Schadstoffs  $p$  des Schienenverkehrs erfolgt im Modell über folgende Gleichung:

$$EM_{p,i,l} = \Gamma_{i,l} \cdot N_{Sitzplätze,i} \cdot \tau_i \cdot \epsilon_{p,j} \quad (7)$$

Hierbei ist  $\Gamma_{i,l}$  die Fahrleistung einer Zuglinie  $i$  auf einem Schienenabschnitt  $l$  (vgl. 2.1.3),  $N_{Sitzplätze,i}$  die Anzahl der Sitzplätze der Zuglinie,  $\tau_i$  der betriebsleistungsspezifische Kraftstoffverbrauch und  $\epsilon_{p,j}$  der kraftstoffverbrauchsspezifische Emissionsfaktor des Zugtyps  $j$ . Da der SPFV sowie der Bahnverkehr mit U-Bahnen und Straßenbahnen in NRW vollständig elektrifiziert ist, wurden verbrennungsbedingte Emissionen nur für den SGV und den SPNV berechnet. Die Kraftstoffverbräuche wurden aus [53], [81] und die Emissionsfaktoren aus [53] übernommen.

Die abriebsbedingten Emissionen des Schienenverkehrs werden im Modell über folgende Gleichung berechnet:

$$EM_{p,i,l} = \Gamma_{i,l} \cdot \epsilon_{p,j} \quad (8)$$

Hierbei sind  $EM_{p,i,l}$  die Emissionen eines Schadstoffs  $p$  einer Zuglinie  $i$  auf einem Streckenabschnitt  $l$ ,  $\Gamma_{i,l}$  die Fahrleistung in km und  $\epsilon_{p,j}$  der jeweilige Emissionsfaktor für PM<sub>10</sub> oder PM<sub>2.5</sub>. Die Emissionsfaktoren für den Abrieb wurden basierend auf [9],[82],[12] und [83] hergeleitet. Details können in [9] nachgelesen werden.

Für die Berechnung der Verbrennungsemissionen des Flugverkehrs wurde die ICAO Standard LTO cycle method nach [84] verwendet. Diese umfasst zwei Ansätze. Beim ersten Ansatz wird ausschließlich der LTO-Wert berechnet, während beim zweiten genaueren Ansatz die einzelnen LTO-Phasen berücksichtigt werden. Im Modell wird der genauere Ansatz zur Berechnung der NO<sub>x</sub>-Emissionen verwendet. Der Referenzzyklus Landing and Take Off Cycle (LTO) ist ein vereinfachter Betriebszyklus, für welchen vier Phasen mit unterschiedlichen Leistungen angenommen werden. Die Phasen, die Zeit in den jeweiligen Phasen und der Anteil an der Nennschubkraft sind in Tabelle 4 dargestellt. Anflug- und Steigflug-Phase starten bzw. enden bei einer Höhe von 915 m. Schadstoffe, welche unterhalb dieser Höhe emittiert werden, haben eine potenzielle Auswirkung auf lokale Schadstoffkonzentrationen in Bodennähe. [84] Die Phasen Rangieren und Start finden mit Bodenkontakt statt.

Tabelle 4: Zeit der verschiedenen von der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation definierten LTO Phasen und Anteil an der Nennschubkraft nach ICAO [84].

Betriebsphase	Zeit in Flugphase in Minuten	Anteil an Nennschubkraft in %
Anflug ( <i>Approach</i> )	4,0	30
Rangieren ( <i>Taxi and ground idle</i> )	26,0	7
Start ( <i>Take off</i> )	0,7	100
Steigflug ( <i>Climb</i> )	2,2	85

Die Berechnung nach der *ICAO Standard LTO cycle method* [84] geschieht über folgende Gleichung:

$$EM_{p,i} = t_{i,k} \cdot \dot{m}_{Kr,i,k} \cdot \epsilon_{p,i,k} \cdot N_{Triebwerke,i} \quad (9)$$

Hierbei ist  $EM_{p,i}$  die Masse der Emissionen in g des Flugzeugtyps  $i$ ,  $t_{i,k}$  die Zeit in Phase  $k$  in s,  $\dot{m}_{Kr,i,k}$  der Massenstrom des Treibstoffs in g/s pro Triebwerk,  $\epsilon_{p,i,k}$  der Emissionsfaktor des Schadstoffs  $p$  und des Flugzeugtyps  $i$  in Phase  $k$  pro Triebwerk und  $N_{Triebwerke,i}$  die Anzahl der Triebwerke des Flugzeugtyps. Die Emissionsfaktoren sind in [84] verfügbar.

Für PM-Emissionen des Flugverkehrs existiert bisher noch keine Richtlinie, weshalb noch keine Emissionsfaktoren für die *ICAO Standard LTO cycle method* entwickelt wurden. Die CAEP hat eine vorläufige *first order approximation V3.0 (FOM)*-Methode zur Abschätzung der verbrennungsbedingten PM-Emissionen entwickelt. [84] Die PM-Emissionen werden als Summe von Rauchzahl  $\epsilon_{PM,non-vol}$ , Schwefelgehalt des Kraftstoffs  $\epsilon_{PM,vol-FSC}$  und organischen Kraftstoffbestandteilen  $\epsilon_{PM,vol-org}$  über folgende Gleichung berechnet:



$$\epsilon_{PM,ges} = \epsilon_{PM,non-vol} + \epsilon_{PM,vol-FSC} + \epsilon_{PM,vol-org} \quad (10)$$

Die Berechnung ist detailliert in Breuer [Jano21] oder ICAO [84] beschrieben.

Über die Emissionsfaktoren aus [84] können die Emissionen der Flugzeuge an den Hauptflughäfen berechnet werden, da die LTO-Werte dieser differenziert nach Flugzeugtyp vorliegen (vgl. 2.1.4,S .25). Die LTO-Werte der des gewerblichen Flugverkehrs an den sonstigen Flughäfen und des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen liegen allerdings im Modell nur spezifisch für die Flugzeugklassen nach [70] vor (vgl. Anhang Abbildung A 2 und Abbildung A 3). Deshalb wurden basierend auf [84]–[87] und eigenen Annahmen eigene Emissionsfaktoren für diese Klassen entwickelt. Die Emissionsfaktoren und die Methodik können in [9] nachgelesen werden.

Die Abriebsemissionsfaktoren beim Start- und Landevorgang werden nach der Methode von [88] berechnet. Diese Faktoren liegen differenziert nach PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub>, aber nicht nach Flugzeugtyp/-klasse und LTO-Phase vor. Für die Berechnung der Abriebsemissionsfaktoren wurde ausschließlich der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen berücksichtigt, da, als Ergebnis einer Analyse in [88], nur bei diesen die Emissionsfaktoren angewendet werden können.

## Ergebnisse

Abbildung 22 zeigt die berechneten NO<sub>x</sub>-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*). Die Städte mit den höchsten NO<sub>x</sub>-Emissionen sind Herne, Bochum, Oberhausen, Duisburg, Weseling, Bonn und Wuppertal mit 2.835 t/km<sup>2</sup>. Auch Düsseldorf, Köln und Aachen haben hohe NO<sub>x</sub>-Emissionen im Bereich von 2.128 t/km<sup>2</sup>. Mittlere und hohe Emissionen im Bereich von 1.521 t/km<sup>2</sup> treten beispielsweise in Dortmund (östlich von Bochum) auf, während Bielefeld und Münster niedrige Emissionen im Bereich von bis zu 1.115 t/km<sup>2</sup> aufweisen. Sehr geringe Emissionen von weniger als 11 t/km<sup>2</sup> werden in städtischen Gebieten emittiert, die außerhalb der Ballungsräume liegen. Wie Abbildung 22 zeigt, wird der Großteil der NO<sub>x</sub>-Emissionen in Hotspots durch den Straßenverkehr verursacht. Der Anteil des Schienenverkehrs ist hingegen vernachlässigbar klein. Der Grund dafür ist, dass die meisten nicht elektrifizierten Streckenabschnitte außerhalb von Stadtgebieten liegen (siehe 2.1.3). Diese werden ausschließlich vom SPNV und SGV befahren. Die Binnenschifffahrt hat größere Anteile in städtischen Gebieten nahe dem Rhein. Hier liegt der Anteil der Binnenschifffahrt an den NO<sub>x</sub>-Emissionen zwischen maximal 25 % in Wesseling und minimal 12 % in Duisburg. Die hohen Emissionen der Binnenschifffahrt auf dem Rhein sind durch die hohe Fahrleistung der Binnenschifffahrt auf diesem begründet (vgl. 2.1.2). Der Flugverkehr hat nur in den Stadtgebieten von Düsseldorf und Köln mit etwa 12 % Anteil in Düsseldorf und 5 % in Köln einen größeren Anteil. Wie in Kapitel 2.1.4 erläutert, sind die Flughäfen Köln/Bonn und Düsseldorf auch jene Flughäfen mit den meisten Starts von großen Passagiermaschinen, wodurch die hohen Emissionen begründet sind. Diese Hypothese wird im nächsten Absatz geprüft.

Abbildung 22 zeigt die NO<sub>x</sub>-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km x 1 km Netz. Die höchsten Emissionen treten an den Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn im Bereich der Start-/Landebahn auf. Die spezifischen Emissionen betragen hier 57-110 t/km<sup>2</sup> in Düsseldorf und



24-57 t/km<sup>2</sup> in Köln. Folgend werden die hohen NO<sub>x</sub>-Emissionen des Flugverkehrs in Düsseldorf und Bonn in Abbildung 22 zum größten Teil durch die Emissionen in der Start- (*Take-off*) und Manövrierphase (*Idle*) am Boden verursacht. Beide Flughäfen weisen hohe LTO-Zahlen bei einem gleichzeitig hohen Anteil an großen Flugzeugen auf (vgl. 2.1.4, S.25). Gleichzeitig zeigt Abbildung 23 den geringen Einfluss der anderen Flughäfen. Diese haben einerseits geringe spezifische Emissionen und liegen andererseits größtenteils außerhalb der Stadtgebiete.

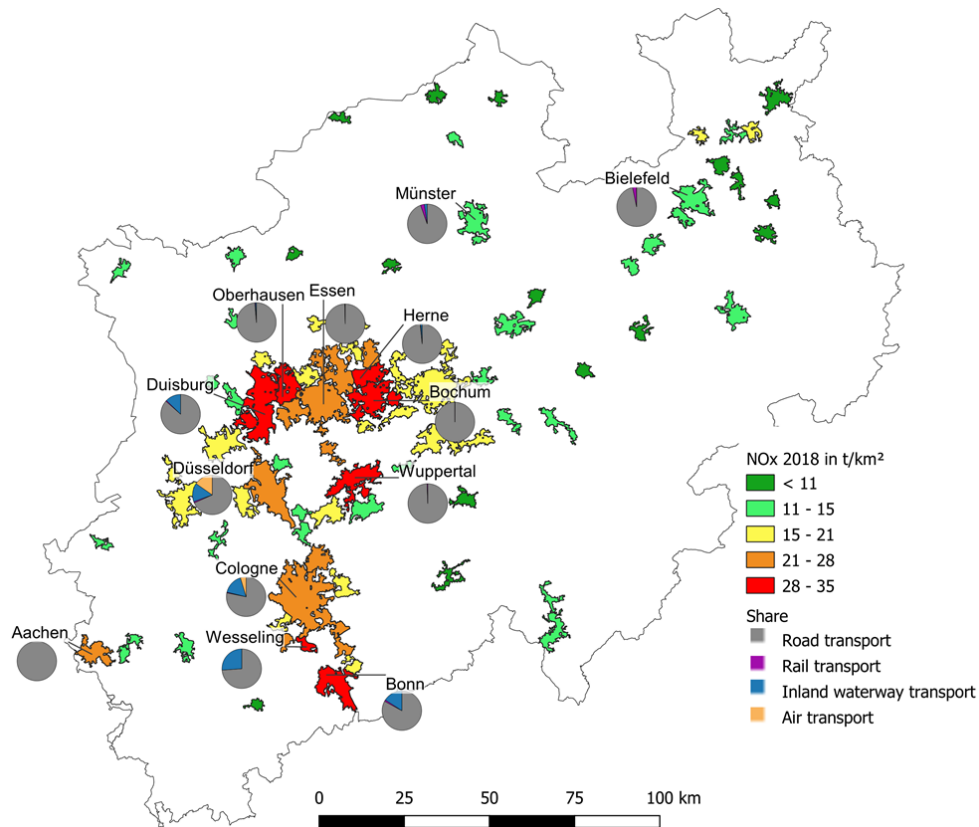


Abbildung 22: NO<sub>x</sub>-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt (inland waterway transport) und Flugverkehr (air transport).

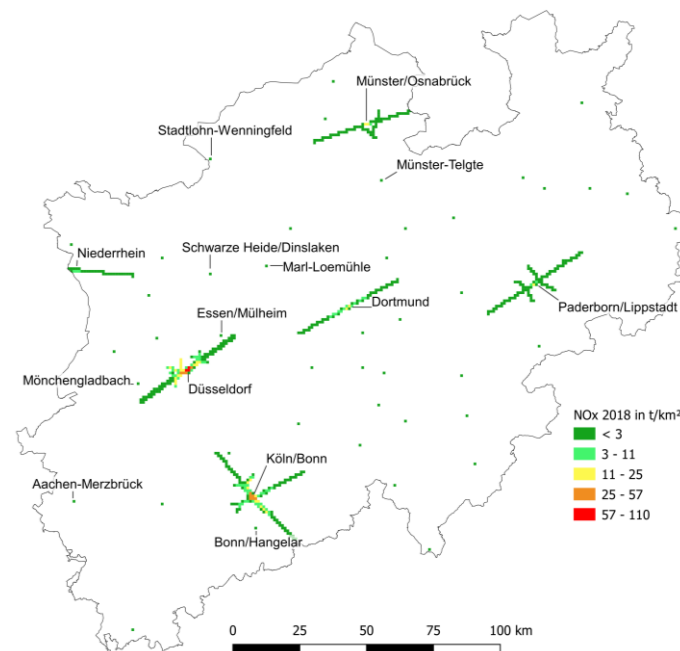


Abbildung 23: NO<sub>x</sub>-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km x 1 km Netz.

Abbildung 24 illustriert die PM<sub>2.5</sub>-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport),

Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*). PM<sub>2,5</sub>-Hotspots liegen in den Stadtgebieten von Bonn, Wesseling, Düsseldorf, Duisburg, Oberhausen, Gelsenkirchen, Essen, Herne, Bochum und Wuppertal. Die spezifischen Emissionen betragen in diesen 910-1.100 kg/km<sup>2</sup>. Es folgen die Stadtgebiete mit Emissionen im Bereich 700-910 kg/km<sup>2</sup>. Hierzu zählen beispielsweise Aachen und Köln. Niedrige spezifische PM<sub>2,5</sub>-Emissionen weisen beispielsweise Bielefeld mit 550-700 kg/km<sup>2</sup> und Münster mit 400-550 kg/km<sup>2</sup> auf. Stadtgebiete außerhalb der Ballungsräume Rhein- und Ruhrgebiet weisen größtenteils spezifische Emissionen im Bereich 400-550 kg/km<sup>2</sup> oder unter 400 kg/km<sup>2</sup>. Die Anteile der unterschiedlichen Sektoren in den Stadtgebieten ähneln jenen bei den NO<sub>x</sub>-Emissionen, da die PM<sub>2,5</sub>-Emissionen größtenteils verbrennungsbedingt sind. In Köln und Düsseldorf sinken allerdings die Anteile von Binnenschifffahrt und Flugverkehr im Vergleich zu jenen bei den NO<sub>x</sub>-Emissionen in *Abbildung 24*. Der Schienenverkehr hat Anteile von bis zu 5 % in den Stadtgebieten von Köln und Düsseldorf (vgl. *Abbildung 24*).

Abbildung 25 zeigt die PM<sub>2,5</sub>-Emissionen des Schienenverkehrs unterteilt nach Klassen. Die beiden Stadtgebiete Düsseldorf und Köln sind mit 30-52 bzw. 52-75 kg/km<sup>2</sup> Emissionshotspots. Große Anteile hat der Abrieb von U-Bahnen und Straßenbahnen mit 38-55 %. Es folgt der Abrieb des SPFV mit um die 38 % in Düsseldorf und 10 % in Köln. Der SPNV trägt circa 15-20 % mit Abriebsemissionen und einen kleineren Anteil unter 5 % mit Verbrennungsemissionen bei. Neben Düsseldorf und Köln hat der Schienenverkehr kleinere Anteile bei den gesamten PM<sub>2,5</sub>-Emissionen in den anderen Stadtgebieten (vgl. *Abbildung 24*). Im Vergleich zu den NO<sub>x</sub>-Emissionen in *Abbildung 22* ist dieser aber größer, da die NO<sub>x</sub>-Emissionen ausschließlich verbrennungsbedingt entstehen, während die PM<sub>2,5</sub>-Emissionen des Schienenverkehrs zu einem großen Teil aus Abriebsemissionen bestehen (vgl. *Abbildung 25*). Jene Stadtgebiete, welche in *Abbildung 22* als Hotspots identifiziert werden können, haben entsprechend bei den gesamten PM<sub>2,5</sub>-Emissionen in *Abbildung 24* sichtbare Anteile. Hierzu gehören die Stadtgebiete Düsseldorf, Bonn, Köln und Essen.

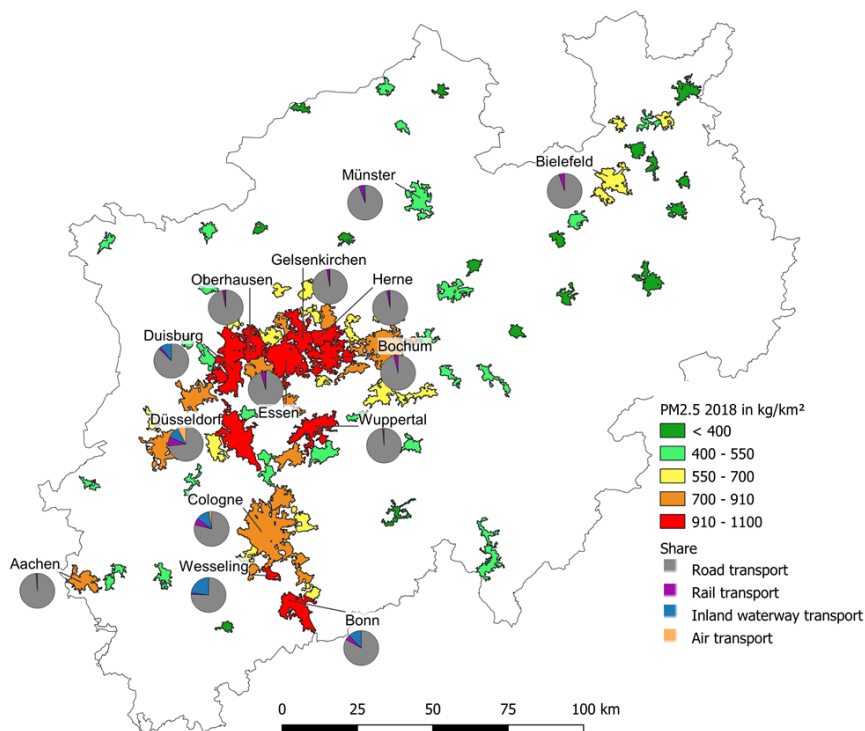


Abbildung 24:  $PM_{2.5}$ -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt (inland waterway transport) und Flugverkehr (air transport).

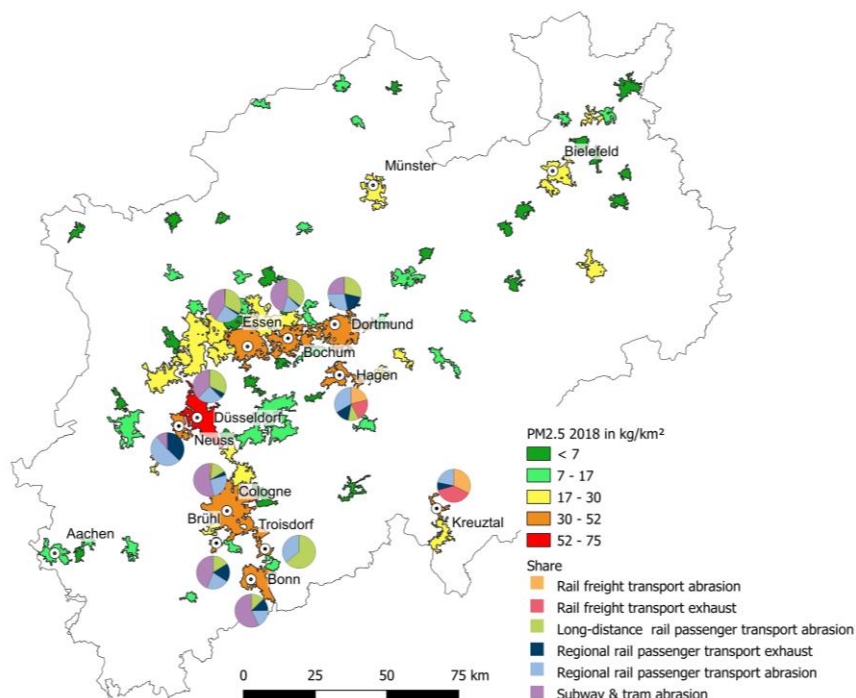


Abbildung 25:  $PM_{2.5}$ -Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach SGV (rail freight transport), SPNV (regional rail passenger transport), SPFV (longdistance rail passenger transport) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (subway & tram).

Abbildung 26 zeigt die  $PM_{10}$ -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt

(*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*). Erkennbare Hotspots mit PM<sub>10</sub>-Emissionen im Bereich 1.430-1.870 kg/km<sup>2</sup> sind die Stadtgebiete von Bochum, Herne, Gelsenkirchen, Oberhausen, Duisburg, Düsseldorf, Köln, Brühl, Troisdorf und Bonn. Es folgen Stadtgebiete mit Emissionen im Intervall 1.090-1.430 kg/km<sup>2</sup>. Hierzu gehört beispielsweise das Stadtgebiet von Aachen. Weniger stark belastet sind beispielsweise die Stadtgebiete von Bielefeld und Münster mit PM<sub>10</sub>-Emissionen im Bereich 820-1.090 kg/km<sup>2</sup>. Die Stadtgebiete außerhalb der Ballungsräume, wie dem Rhein- und Ruhrgebiet, sind mit PM<sub>10</sub>-Emissionen im Bereich 580-820 kg/km<sup>2</sup> und unter 580 kg/km<sup>2</sup> weniger stark belastet. Auffallend sind im Vergleich mit den PM<sub>2,5</sub>-Emissionen in Abbildung 25 die hohen Anteile des Schienenverkehrs. Dieser variiert bei den PM<sub>10</sub>-Emissionen zwischen 5 % in Aachen und 30 % in Düsseldorf (vgl. Abbildung 26). Dies ist durch den höheren Abrieb des Schienenverkehrs bei den PM<sub>10</sub>-Emissionen begründet.

Abbildung 27 zeigt die PM<sub>10</sub>-Emissionen vom Schienenverkehr unterteilt nach Klassen. Der hohe Abriebsanteil ist deutlich erkennbar. In den Hotspots ist der Anteil von verbrennungsbedingten Emissionen unauffällig. Lediglich in Bonn haben verbrennungsbedingte Emissionen des SPNV einen sichtbaren, aber sehr geringen, Anteil an den Emissionen des Schienenverkehrs.

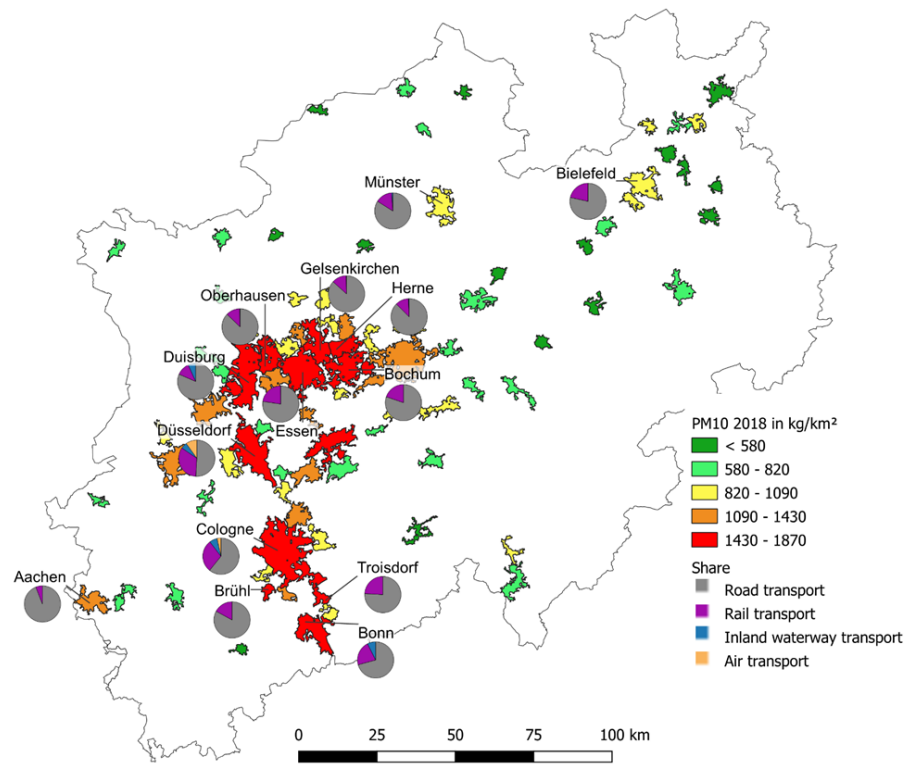


Abbildung 26: PM<sub>10</sub>-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt (inland waterway transport) und Flugverkehr (air transport).

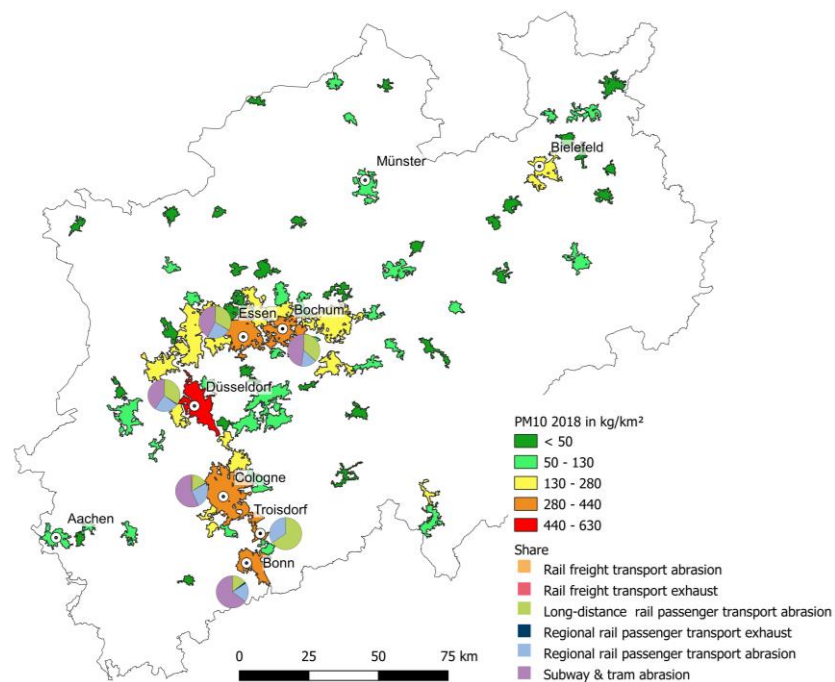


Abbildung 27: PM<sub>10</sub>-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach SGV (rail freight transport), SPNV (regional rail passenger transport), SPFV (longdistance rail passenger transport) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (subway & tram).



Der Anteil der Binnenschifffahrt an den gesamten PM<sub>10</sub>-Emissionen in Abbildung 26 ist im Vergleich mit jenem bei den NO<sub>x</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen in Abbildung 22 und Abbildung 24 wesentlich geringer. Dies ist dadurch begründet, dass die PM<sub>10</sub>-Emissionen der Binnenschifffahrt ausschließlich verbrennungsbedingt sind, während diese bei den anderen Sektoren größtenteils abriebsbedingt sind. Beispielsweise sind beim Straßenverkehr 62 % der PM<sub>10</sub>-Emissionen in Oberhausen abriebsbedingt. Im Flugverkehr sind sogar 80 % der PM<sub>10</sub>-Emissionen in Köln und Düsseldorf abriebsbedingt. Dies wird im Folgenden noch im Detail diskutiert.

Der Anteil des Flugverkehrs an den gesamten PM<sub>10</sub>-Emissionen in Abbildung 26 ist größtenteils unauffällig. Lediglich in Köln und Düsseldorf ist ein Anteil mit 1 % und 10 % vorhanden. Abbildung 28 zeigt die PM<sub>10</sub>-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr. Die Ergebnisse in Abbildung 28 bestätigen die Anteile in Köln und Düsseldorf bei allen Sektoren. Düsseldorf ist mit 186 kg/km<sup>2</sup> das Stadtgebiet mit den höchsten Emissionen. Es folgen Köln und Dortmund mit 7,1-52 kg/km<sup>2</sup>, wobei die Emissionen in Köln am oberen Ende und Dortmund am unteren Ende des Intervalls liegen. Spezifische PM<sub>10</sub>-Emissionen im Bereich 1,5-7,1 kg/km<sup>2</sup> weisen Ratingen und Unna auf. Niedrig belastet sind beispielsweise Witten mit 0,1-1,5 kg/km<sup>2</sup> und Hamm mit unter 0,1 kg/km<sup>2</sup>. In den Hotspots entsteht der größte Teil der Emissionen durch Abrieb des internationalen Flugverkehrs, gefolgt vom Abrieb des nationalen Flugverkehrs. Anschließend folgen die Abgasemissionen des internationalen Flugverkehrs. Gut zu erkennen sind die Auswirkungen der an und Abflugschneisen der Flugzeuge in Düsseldorf. Die Emissionen in Ratingen und Neuss entstehen ausschließlich durch startende und landende Flugzeuge des Flughafens Düsseldorf, welche die jeweiligen Stadtgebiete überfliegen. Der Einfluss der sonstigen Flughäfen auf die PM<sub>10</sub> Emissionen ist sehr gering.

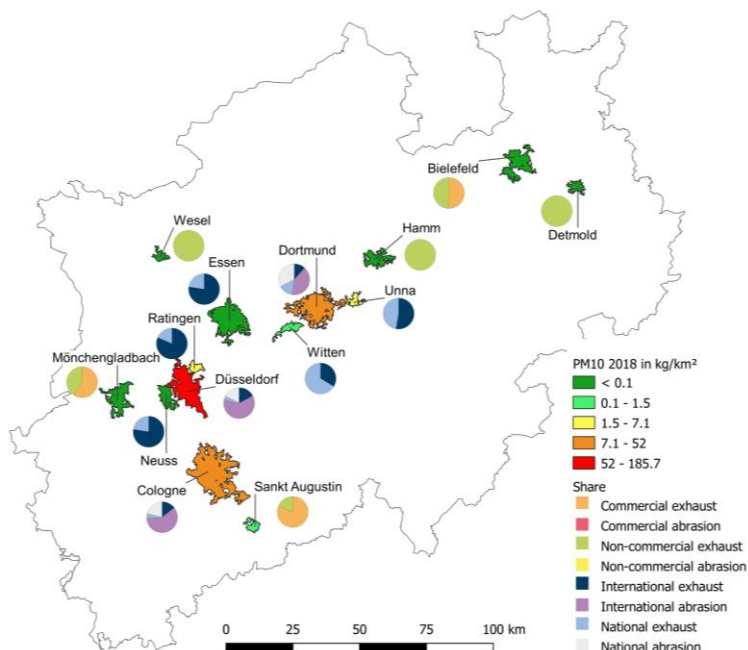


Abbildung 28: PM<sub>10</sub>-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (commercial) und nicht gewerblichem (non-commercial) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (national) und internationalem (international) Flugverkehr.

## Detaillierte Analyse der Emissionen des Straßenverkehrs

Der Straßenverkehr weist bei den NO<sub>x</sub>-, PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen in den Stadtgebieten immer die höchsten Anteile auf (vgl. Abbildung 22, Abbildung 24 und Abbildung 26). Aufgrund dessen wurde eine Detail-Analyse der Emissionen des Straßenverkehrs Emissionshotspots hinsichtlich der Verursachung der Emissionen durch Fahrzeugklassen, Kraftstoffarten und Verbrennung bzw. Abrieb durchgeführt. Emissionshotspots des Straßenverkehrs sind Leverkusen, Bonn, Brühl, Duisburg, Wuppertal, Oberhausen, Bochum, Gelsenkirchen, Essen und Herne. Im Folgenden werden die Ergebnisse für Oberhausen repräsentativ dargestellt und diskutiert. Eine repräsentative Untersuchung von Oberhausen ist möglich, da die Abweichungen der Anteile der unterschiedlichen Klassen beim Vergleich der 10 Hotspots um circa maximal 5 % abweichen. Die vollständigen Ergebnisse der Analysen der 10 Hotspots sind im Anhang in Abbildung A 4, Abbildung A 5 und Abbildung A 6 aufgeführt.

Abbildung 29 zeigt die Fahrleistungen sowie die NO<sub>x</sub>-, PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs im Stadtgebiet von Oberhausen in 2018 (a) differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger sowie (b) differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb. Wie Abbildung 29 a zeigt, haben Krafträder einen Anteil von 2 % der Fahrleistung in Oberhausen, wobei diese circa zur Hälfte von Viertakt- und zur Hälfte von Zweitakt-Krafträdern verfahren wird. Der Anteil von Krafträdern an den verursachten NO<sub>x</sub>-Emissionen ist weiterhin sehr gering. Bei den PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen sind die Anteile hingegen, besonders im Vergleich zum geringen Anteil bei den Fahrleistungen, vergleichsweise hoch. Viertakt-Krafträder verursachen circa 1 % der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen. Zweitakt-Krafträder verursachen, mit circa 5 % und 6 % der gesamten PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen, den größeren Teil. Wie Abbildung 29 b zeigt, ist

dieser Anteil fast vollständig verbrennungsbedingt. Begründet sind diese hohen Emissionen dadurch, dass Grenzwerte für die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen von Kleinkrafträdern erstmalig ab 2020 für neue Fahrzeug-Typen bzw. ab 2021 für alle Fahrzeuge eingeführt wurden. Für alle anderen Krafträder gelten bereits seit 2016 bzw. 2017 Grenzwerte für die PM-Emissionen. Eine Zusammenfassung der Emissionsrichtlinien für Krafträder ist beispielsweise auf der Seite des Umweltbundesamtes [89] zu finden. Wie Abbildung 29 a zeigt, verursachen dieselbetriebene PKW 45 % der gesamten NO<sub>x</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in Oberhausen. Benzinbetriebene PKW verursachen hingegen nur 9 %. Bei den Fahrleistungen haben dieselbetriebene PKW einen Anteil von 47 % und benzinbetriebene von 53 %. Insgesamt haben PKW einen Anteil von 80 % an der gesamten Fahrleistung in Oberhausen. Bei den PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen verursachen die dieselbetriebenen PKW mit jeweils 31 % wieder einen höheren Anteil als die benzinbetriebenen PKW. Diese haben Anteile von 20 % und 24 % an den gesamten PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in Oberhausen. Die Anteile von sonstigen Fahrzeugen sowie Fahrzeugen mit sonstigen Kraftstoffen verursachen bei den Fahrleistungen und Emissionen unter 1 %. Zu sonstigen Kraftstoffen gehören CNG- und LNG als auch batterie- und brennstoffzellen-elektrische Antriebskonzepte. Leichte Nutzfahrzeuge verursachen 8 %, 13 % und 15 % der PM<sub>10</sub>-, PM<sub>2.5</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen. Der Anteil von leichten Nutzfahrzeugen an der Fahrleistung im Stadtgebiet von Oberhausen beträgt 15 %. Der Anteil der benzinbetriebenen leichten Nutzfahrzeuge ist allerdings aufgrund der geringen Fahrleistung sehr gering.

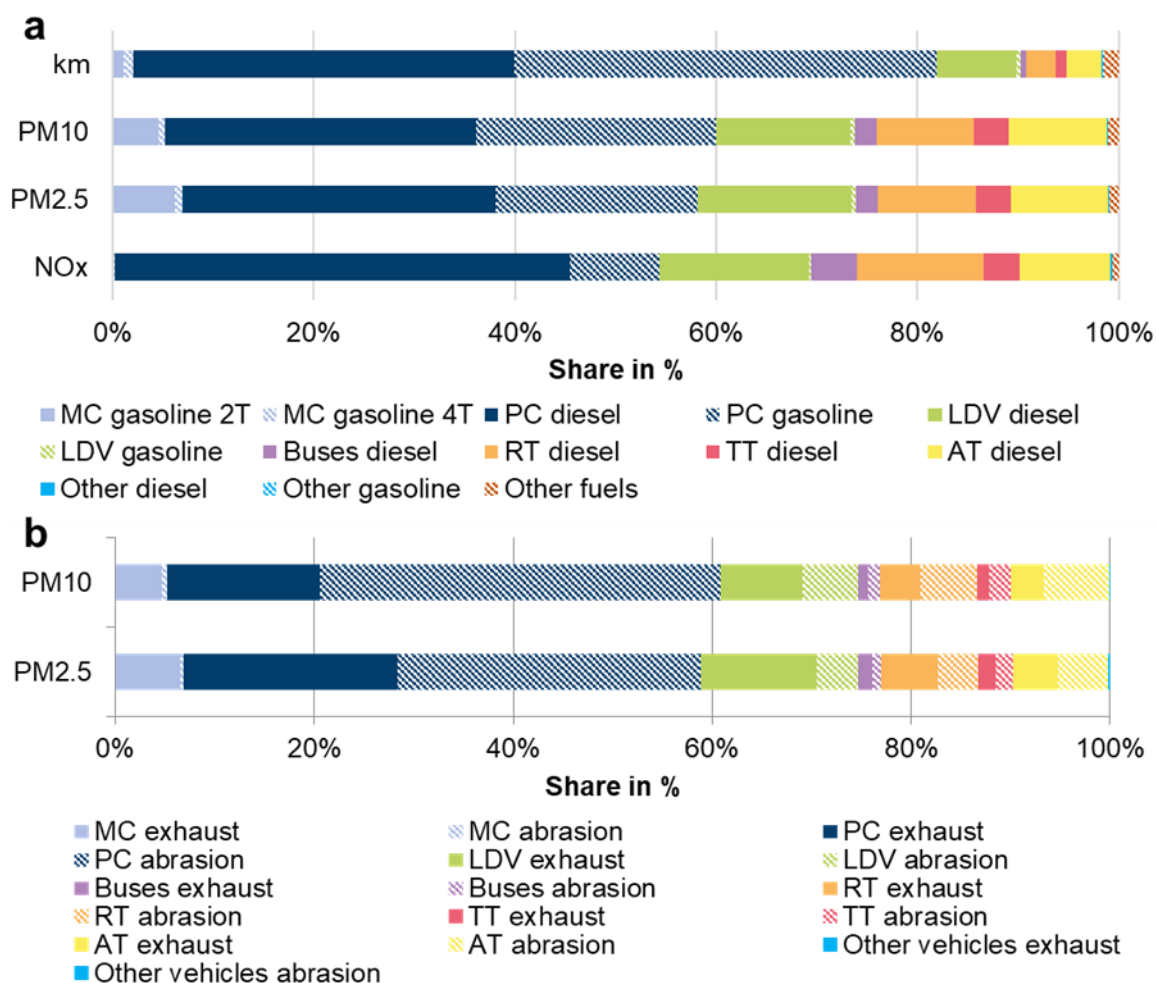


Abbildung 29: Fahrleistungen, NO<sub>x</sub>-, PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs im Stadtgebiet von Oberhausen in 2018 (a) differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger und (b) differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb.

Busse und schwere Nutzfahrzeuge haben wiederum vergleichsweise hohe Anteile bei den Emissionen im Gegensatz zu den geringen Anteilen bei der Fahrleistung (vgl. Abbildung 29a). Sattelzüge haben beispielsweise einen Anteil von 3 % bei der Fahrleistung des Straßenverkehrs in Oberhausen, aber einen Anteil von 10 % bei den PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen sowie von 9 % bei den NO<sub>x</sub>-Emissionen. Ein ähnliches Verhältnis ist bei den Bussen zu erkennen. Diese verursachen 5 % der NO<sub>x</sub>- und 2 % der PM-Emissionen bei einem Anteil von 1 % an der Fahrleistung. Die LKW sind unterteilt in LKW, welche ohne Anhänger betrieben werden und jene, welche mit Anhänger betrieben werden. LKW ohne Anhänger haben einen Anteil von 3 % an der Fahrleistung, während jene mit Anhänger einen Anteil von 1 % an der Fahrleistung haben. Bezüglich der Emissionen verursachen LKW ohne Anhänger Emissionen im Bereich von 10-12 % der Gesamtemissionen, während LKW mit Anhänger 3-4 % verursachen. Begründet ist dies dadurch, dass LKW ohne Anhänger vermehrt im Stadtgebiet fahren, während LKW mit Anhänger eher auf den Autobahnen fahren. Abbildung 29 zeigt, dass mit 62 % und 46 % ein großer Anteil der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen auch durch Abrieb entsteht. Begründet ist dies dadurch, dass LKW ohne Anhänger vermehrt im Stadtgebiet fahren, während LKW mit Anhänger eher auf den Autobahnen fahren (vgl. Abbildung 3). Abbildung 29 zeigt, dass mit 62 % und 46 % ein großer Anteil der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen auch durch Abrieb entsteht. Der größere Anteil bei den PM<sub>10</sub>

Emissionen entsteht dadurch, dass 100 % der verbrennungsbedingten PM<sub>10</sub>-Emissionen auch PM<sub>2,5</sub>-Emissionen sind, während nur ein Teil der abriebsbedingten PM<sub>10</sub>-Emissionen auch zu den PM<sub>2,5</sub> Emissionen zählt. Bei PKW und Sattelzugmaschinen ist der Anteil der abriebsbedingten Emissionen deutlich höher als jener der verbrennungsbedingten Emissionen. Bei den LKW ohne Anhänger und den Bussen ist das Verhältnis zwischen abriebsbedingt und verbrennungsbedingt eher ausgeglichen. Bei leichten Nutzfahrzeugen überwiegt hingegen der Anteil der verbrennungsbedingten Emissionen. Bei LKW, welche mit Anhänger betrieben werden, ist der Anteil der abriebsbedingten Emissionen bei den PM<sub>10</sub>-Emissionen höher, während das Verhältnis bei den PM<sub>2,5</sub>-Emissionen ausgeglichen ist. Im entwickelten Modell sind die Abriebsemissionen im Wesentlichen Abhängig von Geschwindigkeit, Masse und Achsenanzahl. Die niedrigen Abriebsemissionen bei Nutzfahrzeugen sind durch vergleichsweise hohe Verbrennungs-Emissionsfaktoren und eine eher niedrige Fahrzeugmasse begründet, während es sich bei den Sattelzugmaschinen genau andersrum verhält. Zusätzlich ist die Achsenanzahl bei Sattelzugmaschinen höher. Benzinbetriebene Fahrzeuge verursachen einen geringeren Anteil an verbrennungsbedingten PM-Emissionen als Dieselfahrzeuge (vgl. Abbildung 29a). In Folge führt dies durch den hohen Anteil von benzinbetriebenen Fahrzeugen bei den PKW bei der Fahrleistung in a zu dem Verhältnis in b.

## Fazit

Im Rahmen der Analysen in diesem Kapitel wurden die Stadtgebiete von Aachen, Wuppertal, die am Rhein angrenzenden Stadtgebiete von Bonn, Wesseling, Köln und Düsseldorf sowie die Stadtgebiete Duisburg, Oberhausen, Essen, Herne und Bochum im Ruhrgebiet als Emissionshotspots identifiziert. Hauptverursacher der NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen in den genannten Hotspots ist der Straßenverkehr. Vom Straßenverkehr sind wiederum die dieselbetriebenen Fahrzeuge für den größten Teil der NO<sub>x</sub>-Emissionen verantwortlich. Des Weiteren haben neben den PKW auch der schwere Nutzverkehr und die leichten Nutzfahrzeuge große Anteile an den Emissionen des Straßenverkehrs. Bei den PM-Emissionen ist der Anteil der Zweitakt-Krafträder im Vergleich zu deren Fahrleistung auffallend hoch. Die Binnenschifffahrt hat Anteile im Bereich 10-25 % bei den NO<sub>x</sub> und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen in den Stadtgebieten in Rheinnähe. Dies ist durch die hohen Verkehrsleistungen auf dem Rhein begründet (vgl. Abbildung 16, S.21). Die Anteile an der Binnenschifffahrt an den PM<sub>10</sub>-Emissionen sind hingegen sehr gering, da ein Großteil der PM<sub>10</sub>-Emissionen durch Abrieb im Straßen-, Schienen- und Flugverkehr entsteht. Der Schienenverkehr emittiert größtenteils abriebsbedingte Emissionen. Verbrennungsbedingte Emissionen werden ausschließlich von einzelnen Zügen des SPNV und des SGV emittiert. Die Menge dieser Emissionen ist aber sehr gering und liegt auch größtenteils außerhalb der Stadtgebiete. In Folge ist der Anteil des Schienenverkehrs an den NO<sub>x</sub>-Emissionen nahezu 0 % (vgl. Abbildung 22).%. Durch die hohen Abriebsemissionen hat der Schienenverkehr zum einen eher geringeren Anteil an den PM<sub>2,5</sub>-Emissionen im Bereich 1-8 % und einen eher höheren Anteil an den PM<sub>10</sub>-Emissionen im Bereich 25-30 % (vgl. Abbildung 24 und Abbildung 26). Hauptverursacher ist der Schienenpersonenverkehr. In Städten mit U-Bahn/Straßenbahn-Netz hat diese Zugklasse größere Anteile, während in Stadtgebieten ohne U-Bahn/Straßenbahn-Netz entweder der SPNV oder, falls eine vielbefahrene SPNV-Linie das Stadtgebiet durchquert, der SPNV größere Anteile. Der Flugverkehr hat nur in den Stadtgebieten von Düsseldorf und Köln einen sichtbaren Anteil an den Gesamtemissionen. Dieser ist in Düsseldorf mit 15 %, 8 % und 10 % bei den NO<sub>x</sub>, PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen größer als

als in Köln, wo die Anteile zwischen 2,3 % und 4,6 % liegen. Alle anderen Flughäfen haben entweder geringere LTO-Zahlen, liegen außerhalb der Stadtgebiete oder werden mit einem Flottenmix aus größtenteils kleinen Flugzeugen betrieben (vgl. Abbildung 21, S.27). In Folge haben diese Flughäfen keinen Einfluss auf das Emissionsgeschehen in den Stadtgebieten.

## 2.2.2 Lokale Immissionen

Neben den Emissionswerten aus Simulationsergebnissen werden Immissionswerte für lokale Schadstoffe für NRW anhand von Messdaten des LANUVs ausgewertet. Hierbei beziehen sich Emissionsmessungen bzw. die in Abschnitt 2.1.1 durchgeführten Simulationen auf die Schadstoffbelastung am Entstehungsort. Immissionsmessung hingegen geben die Schadstoffbelastung am Wirkungsort an. Die Immissionswerte liegen für die betrachteten Schadstoffe um den Faktor  $10^{-3}$  bis  $10^{-5}$  unterhalb der Emissionswerte, wobei der Faktor vom Messort und den vorliegenden Umgebungsbedingungen abhängig ist. [90] In diesem Abschnitt werden  $\text{NO}_2$ -,  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2,5}$ -Immissionsbelastungen analysiert, wobei es sich um die von der EU reglementierten Schadstoffe handelt. Die Daten basieren auf den kontinuierlichen und diskontinuierlichen Immissionsmessungen des LANUVs, wobei die flächendeckende Überwachung durch das Luftqualitäts-Überwachungssystem (LUQS) NRW sichergestellt wird. [91] In Tabelle 5 sind die nach EU-Richtlinie 2008/50/EG bzw. 39. BImSchV in Deutschland geltenden Grenzwerte zusammengefasst. Für die  $\text{NO}_2$ -Immissionsbelastungen ist ein Stundenmittelgrenzwert von  $200 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  nicht öfter als 18-mal pro Jahr zu überschreiten. Weiterhin ist für Stickstoffdioxid ein Alarmschwellenwert für Ballungsräume von  $400 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  für drei aufeinander folgende Stunden festgelegt. Weiterhin liegt ein Grenzwert des Jahresmittelwertes von  $40 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  vor. [92]

Tabelle 5: Grenzwerte für  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  und  $\text{PM}_{10}$  nach Richtlinie 2008/50/EG. [92]

	Stundenmittelgrenzwert	Tagesmittelgrenzwert	Jahresmittelgrenzwert
$\text{NO}_2$	$200 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ 18 zulässige Überschreitungen pro Jahr	-	$40 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$
$\text{PM}_{10}$	-	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an maximal 35 Tagen im Kalenderjahr	$40 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$
$\text{PM}_{2,5}$	-	-	$25 \mu\text{g}_{\text{PM}_{2,5}}/\text{m}^3$

Die gemessenen Konzentrationen bei Immissionsmessungen hängen stark von der Mikrolage der Messstationen ab, z. B. von der Entfernung zu stark befahrenen Straßen. Daher stellen die Werte keine für die gesamte Gemeinde gültigen repräsentativen Werte dar, sondern sind ausschließlich für den spezifischen Standort gültig. Probenahmestellen sind jedoch so ausgewählt, dass eine Repräsentativität für mehrere Quadratkilometer gegeben ist. Dies schließt ein, dass der Einfluss von einer einzelnen Immissionsquelle nicht ausschlaggebend für die gesamten Immissionen an einer Probenahmestelle ist. Daher ist ein direkter Vergleich der berechneten Emissionswerte und der Immissionsmessung als schwierig zu bewerten. Anforderungen an eine Ortsbestimmung der Messorte sind, dass Immissionswerte oberhalb der Grenzwerte auftreten könnten, welchen die Bevölkerung

direkt oder indirekt ausgesetzt ist. [93] Hiermit ist hauptsächlich in Gebieten mit hohem Verkehrsaufkommen oder nahe anderer Emissionsquellen zu rechnen. Es liegen auch Messstandorte in ländlichen Regionen in der Nähe von Bundesstraßen vor. Eine Vergleichbarkeit ist aufgrund der rechtlichen Vorgaben bei der Messstandortauswahl, z. B. Abstände zu Immissionsquellen und Beachtung der Windrichtung, gegeben. [93] Besonders stark befahrene und eng bebaute Straßen stellen sich als Hotspots heraus. [94] Diese Gegebenheiten finden sich in den städtischen Regionen von NRW häufig vor und sind für Emissionsreduktionsmaßnahmen an verkehrlichen Belastungsschwerpunkten besonders in Betracht zu ziehen. Das LANUV hat ein Screeningmodell bereitgestellt, welches Städte und Kommunen bei der Auflösung dieser Belastungsschwerpunkte unterstützt. [94]

### Stickstoffdioxid-Immissionen

Diskontinuierliche Probennahmen erfolgen in Form von Passivsammlern, welche günstig und mit Vergleich zu kontinuierlichen Messmethoden an einer höheren Anzahl von Standorten durchgeführt werden können. So ist es möglich kleinräumige Abweichungen der Schadstoffbelastung zu erfassen. Weiterhin werden sie als Referenzmessung zu kontinuierlichen Messmethoden verwendet. [95] In Abbildung 30 sind die Jahresmittelwerte aus dem Jahr 2018 in  $\mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  sowie die maximalen Tagesmittelwerte in  $\mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  der  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen, welche in diskontinuierlichen Messungen ermittelt wurden, dargestellt. Hierzu wurde jeweils der Mittelwert über alle Probennahme-Zeiträume für das Jahr 2018 gebildet. Der entsprechende Grenzwert für den Jahresmittelwert beträgt  $40 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  sowie  $200 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  für den Stundenmittelwert, welcher nicht öfter als 18-mal pro Jahr überschritten werden darf (siehe Tabelle 5). Insgesamt weisen 42 der 83 Standorte eine Überschreitung des Jahresmittelwertes von  $40 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  im Jahr 2018 auf.



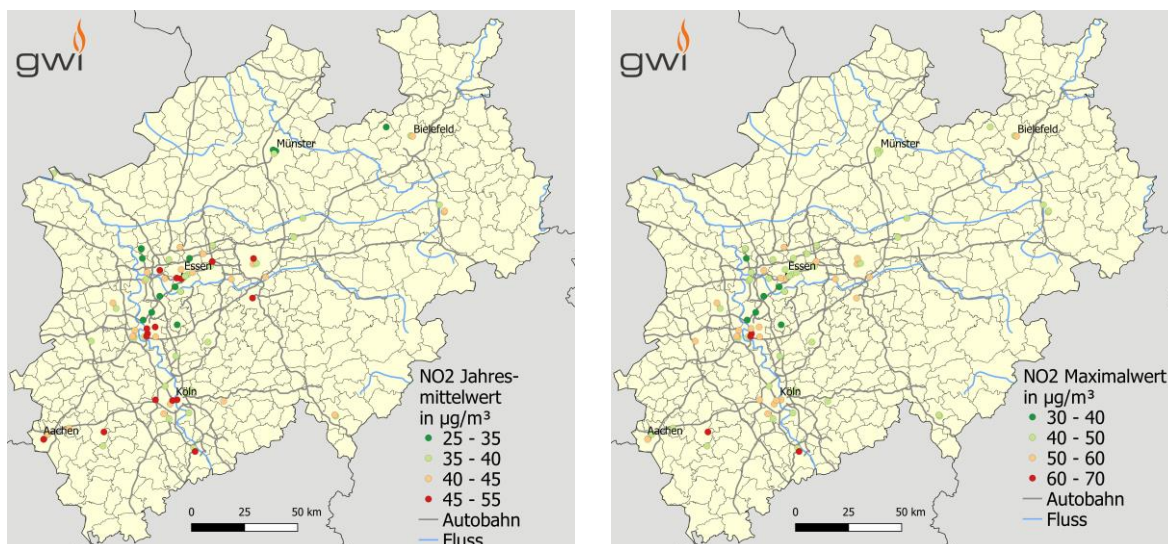


Abbildung 30: Standorte von diskontinuierlichen NO<sub>2</sub> Messstationen und zugehörige Jahresmittelwerte (links) sowie maximale Tagesmittelwerte (rechts) der NO<sub>2</sub>-Emissionen 2018 in NRW.<sup>1</sup> [96]

Die Stationen mit den zehn höchsten Jahresmittelwerten von NO<sub>2</sub> sind in Tabelle 6 zusammengestellt, wobei alle der Stationsart „Verkehr“ sowie der Stationsumgebung „städtisches Gebiet“ zuzuordnen sind. Der höchste Jahresmittelwert wurde im Jahr 2018 in Düren an der Euskirchener Straße mit 53,95 µg<sub>NO<sub>2</sub></sub>/m<sup>3</sup> gemessen. Der Messstandort befindet sich an einer Bundesstraße (B56) sowie in 50 m Entfernung eines Kreisverkehrs, welchen eine weitere Bundesstraße (B264) kreuzt. Weiterhin befindet sich in 5 km Entfernung die Autobahn A4. Die umliegenden Häuser sind beidseitig mehrstöckig und bilden das oben beschriebene Straßenbild einer Straßenschlucht ab. Für den beschriebenen Messstandort liegt entsprechend ein hoher maximaler Tagesmittelwert von 66,1 µg<sub>NO<sub>2</sub></sub>/m<sup>3</sup> vor.

<sup>1</sup> Abbildungen enthalten alle Messstationsarten (Verkehr # 79, Industrie # 1, Hintergrund # 3).

Tabelle 6: Ergebnisse von diskontinuierlichen Messstationen mit den zehn höchsten gemessenen Jahresmittelwerte und zugehörigen maximale Tagesmittelwerte von NO<sub>2</sub> Immissionen für das Jahr 2018. [96]

	Kürzel Station	Jahresmittelwert in µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	Maximaler Tagesmittelwert in µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	Standort	Stations-art	Stations-umgebung
1	DNES	53,95	66,1	Düren Euskirchener Straße	Verkehr	städtisches Gebiet
2	DBIL	52,44	67,7	Düsseldorf-Bilk	Verkehr	städtisches Gebiet
3	DDCS	50,58	62	Düsseldorf Corneliusstraße	Verkehr	städtisches Gebiet
4	VHAG2	49,83	59,9	Hagen Märkischer	Verkehr	städtisches Gebiet
5	BORE	49,50	63,3	Bonn Reuterstraße	Verkehr	städtisches Gebiet
6	VDOM	49,06	59,8	Dortmund Brackeler Straße	Verkehr	städtisches Gebiet
7	DDLB	48,33	56,2	Düsseldorf Ludenberger Straße	Verkehr	städtisches Gebiet
8	VBOH <sub>2</sub>	47,73	59,2	Bochum Herner Straße	Verkehr	städtisches Gebiet
9	KJUS	47,60	57,2	Köln Justinianstraße	Verkehr	städtisches Gebiet
10	EMAL	47,10	55,8	Essen Alfredstraße	Verkehr	städtisches Gebiet

Die Jahreskenngrößen, welche die Auswertung kontinuierlicher Messmethoden sowie von Passivsammlern beinhaltet, werden jährlich vom LANUV bereitgestellt. Die jährliche Anzahl an Grenzwertüberschreitungen sowie die Anzahl an Probenahmen für beide NO<sub>2</sub>-Grenzwerte sind in Abbildung 31 dargestellt. Im Jahr 2010 lagen an 78 von 121 Messproben eine Grenzwertüberschreitung des Jahresmittelwertes (JMW) vor. Die Anzahl an Grenzwertüberschreitungen stieg 2011 auf 80 Überschreitungen von 121 Probenahmen an. In den Folgejahren sanken die Grenzwertüberschreitungen auf 45 Überschreitungen bis 2018, 16 Überschreitungen 2019 sowie erstmalig 0 Überschreitungen 2020. Die Anzahl an Probenahmestellen erhöhte sich von 121 im Jahre 2010 auf in den Zwischenjahren schwankend 124 im Jahr 2020.

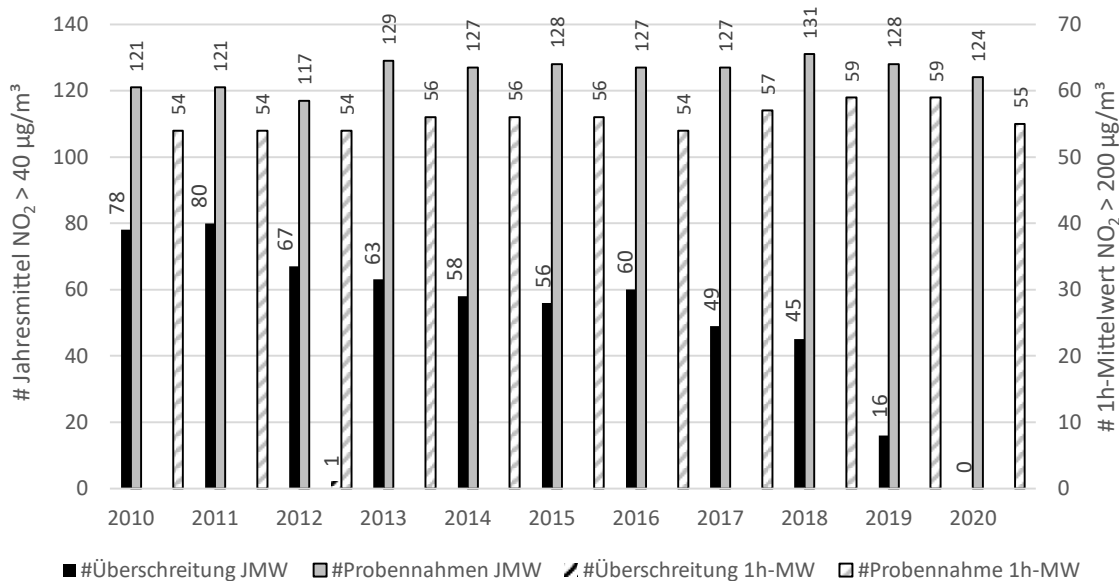


Abbildung 31: Anzahl Grenzwertüberschreitung zwischen 2010 und 2020 für gemessenen Jahresmittelwerte (JMW) sowie der stündlichen Immissionswerte unter Angabe der jährlichen Anzahl an Probennahmen. [97]

Der Rückgang bis 2018 liegt im Fünfjahrestrend bei 2 % Immissionsreduktion pro Jahr. Zwischen 2018 und 2019 lag der Rückgang der  $\text{NO}_2$ -Immissionsbelastung an Verkehrsstandorten bei 10 % bzw.  $5,4 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  und übersteigt damit den Langfristtrend. [98] Zwischen den Jahren 2019 und 2020 erhöht sich die Reduktion weiter auf 17 % bzw.  $6,8 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . [99] Neben der Reduktion von  $\text{NO}_2$ -Immissionen an Verkehrsstandorten sinkt auch die Immissionsbelastung an Hintergrundstandorten. Die Mittelwerte der jährlichen Schadstoffbelastung für den Zeitraum 2015 bis 2020 nach Standorttyp Verkehr und Hintergrund sind in Abbildung 32 dargestellt.

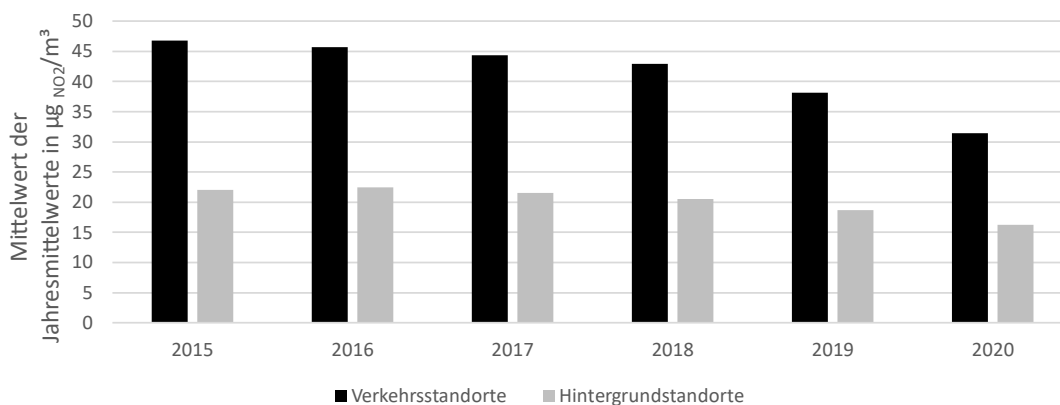


Abbildung 32: Mittelwert der Jahresmittelwerte nach jeweiligem Stationstyp und Jahr in  $\mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  nach [99, S. 10]

Inwiefern das vollständige Ausbleiben von Grenzwertüberschreitungen im Jahr 2020 auf die durch die Corona-Pandemie bedingten Rückgang an Mobilität zurückzuführen ist, kann erst anhand von Messwerten nach Pandemie Ende sicher geschlussfolgert werden. Allerdings deutet sich bereits vor Beginn der Pandemie im Jahr 2019 ein Rückgang von Überschreitungen der Jahresmittelwerte von  $\text{NO}_2$ -Grenzwerten von 16 Überschreitungen bei 128 Proben an. Weiterhin führt ein vom LANUV

veröffentlichter Fachbericht die Immissionsreduktionen im Jahr 2020 vorrangig auf verbesserte Abgasnachbehandlung bei Fahrzeugen, die Erneuerung der Fahrzeugflotte, die Umsetzung des Luftreinhalteplans und den Witterungsbedingungen zurück. [100] Der Rückgang des innerstädtischen Verkehrs (durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke) lag im April 2020 zwischen - 29 % und - 42 %. Für den Autobahnverkehr wurde ein maximaler Rückgang des Verkehrsaufkommens von - 54 % durch Verkehrszählungen ermittelt. Die damit verbundene Reduktion der Immissionen während des harten Lockdowns im April 2020, waren Ende Mai 2020 bereits wieder auf dem Niveau von vor der Pandemie. Während des zweiten Lockdowns im November und Dezember 2020 sank das Verkehrsaufkommen weniger stark als im ersten Lockdown. Insgesamt zeigt sich durch den Lockdown eine kurzzeitige starke Reduktion der Immissionsbelastungen. Dadurch sind die Auswirkungen auf den Jahresmittelwert als eher gering einzustufen. [100, S. 19] Der stündliche Grenzwert von  $200 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  wird seit 2012 nicht überschritten. Alle Grenzwertüberschreitungen treten an Verkehrsstandorten auf. [101], [101] Gemeinden mit mehr als einer Grenzwertüberschreitung in Gemeindegebiet sind Köln (6), Düsseldorf (5), Essen (4), Aachen (3), Neuss (2), Dortmund (2), Duisburg (2), Oberhausen (2), Paderborn (2) und Hagen (2). Hierbei liegen 28 der 45 Überschreitungen des  $\text{NO}_2$  Grenzwertes bezogen auf das Jahresmittel im Intervall  $41 - 45 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . 12 der 45 Grenzwertüberschreitungen liegen im Intervall  $46 - 50 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . Die verbleiben fünf Grenzwertüberschreitungen weisen einen Jahresmittelwert von über  $50 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  auf. [101] Die höchste  $\text{NO}_2$ -Belastung lag 2018 in Köln Clevischer Ring vor mit einem Jahresmittelwert von  $59 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  und einem maximalen stündlichen Mittelwert von  $206 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . Im Jahr 2020 lag der Jahresmittelwert bei  $35 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ , was einem Rückgang von ca. 40 % entspricht. Der maximale stündliche Mittelwert liegt bei  $186 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . Die stündlichen Messwerte der Station Köln Clevischer Ring (VKCL) sind in Abbildung 33. In beiden Jahren zeigt sich eine Konzentration der Immission in der frühen Hauptverkehrszeit und späten Hauptverkehrszeit. Im Jahr 2018 liegen Werte in den Hauptverkehrszeiten zwischen  $80$  und  $160 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  vor. Diese liegen im Jahr 2020 im Intervall  $40-120 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . Der maximale Immissionswert tritt Ende Oktober 2018 auf. Im Jahr 2010 tritt der maximale Immissionswert Ende September auf. Im Jahr 2020 zeigt sich eine Reduktion der gemessenen Immissionen während des ersten Lockdowns Ende März. Hier lagen die Immissionswerte während der Hauptverkehrszeit teilweise unter  $40 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . Im Vergleichsjahr 2018 sind diese zu den entsprechenden Tageszeiten nicht unterhalb von  $80 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  gefallen. Auch der zweite Lockdown im November und Dezember 2020 führte zu niedrigeren Immissionen.

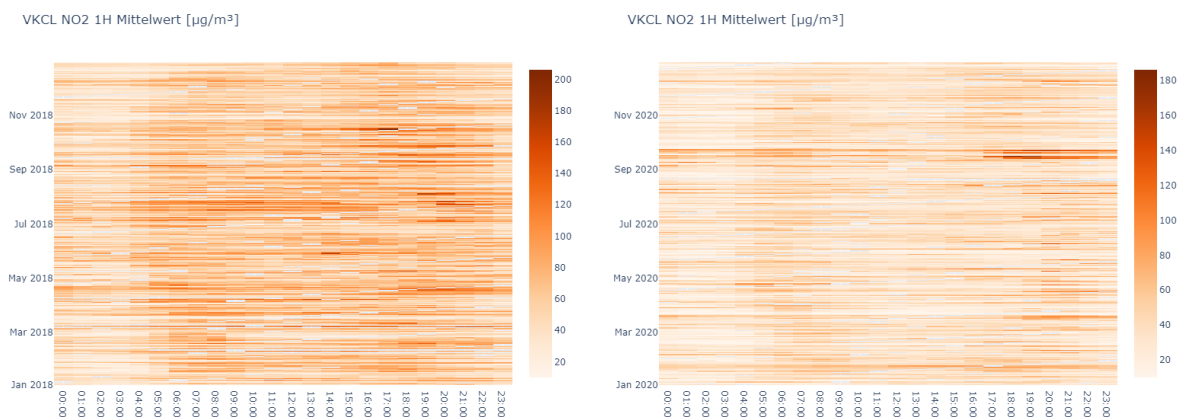


Abbildung 33: Stündliche gemittelte  $\text{NO}_2$ -Messwerte an der Station in Köln Clevischer Ring (VKCL) für das Jahr 2018 JMW:  $59 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ ; 1h-max:  $206 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$  (links) und 2020 JMW:  $35 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ ; 1h-max:  $186 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$  (rechts). [97]

Eine weitere Messstation mit hohen Immissionswerten liegt in Düsseldorf Corneliusstraße (DDCS), dargestellt in Abbildung 34. Diese wies 2018 einen JMW von  $53 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$  und 2020 einen JMW von  $38 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ . Es liegt ein ähnliches Profil der Immissionswerte mit klarer Ausprägung der frühen und späten Hauptverkehrszeiten vor. Weiterhin sind Reduktionen der Immissionswerte im ersten Lockdown erheblich mit stündlichen Belastungswerten von unter  $20 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ .

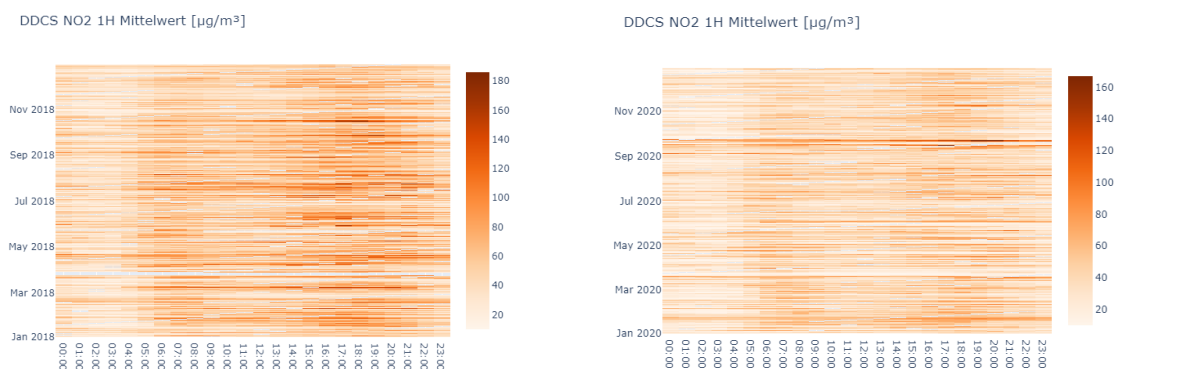


Abbildung 34: Stündliche gemittelte  $\text{NO}_2$ -Messwerte an der Station in Düsseldorf Corneliusstraße (DDCS) für das Jahr 2018 (JMW:  $53 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ ; 1 h-max:  $186 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ ) und 2020 (JMW:  $38 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ ; 1 h-max:  $167 \mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ ). [97]

## Feinstaub $\text{PM}_{10}$ -Immissionen

Werden die  $\text{PM}_{10}$  Immissionen in dem Zeitraum 2010 bis 2020 betrachtet, zeigt sich im Vergleich zu Stickstoffdioxid eine geringere Anzahl an Grenzwertüberschreitungen, dargestellt in Abbildung 35. Bezogen auf die Einhaltung des Jahresmittelwertes zwischen 2010 und 2020 lagen keine Grenzwertüberschreitungen vor. 2010 lagen an fünf Standorten Überschreitungen des täglichen Mittelwertes vor. 2018 trat an einem Standort (Dortmund Lünen Frydagstraße) 36-mal eine

Überschreitung des täglichen Grenzwertes von  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  auf, wobei 35 Überschreitungen noch als Einhaltung der Grenzwerte gelten. Somit liegt eine geringfügige Überschreitung des Grenzwertes vor.

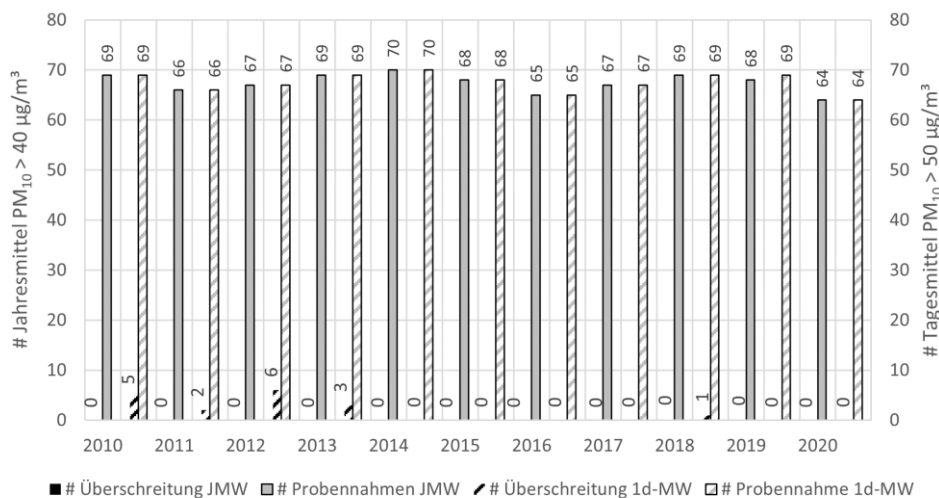


Abbildung 35: Anzahl Grenzwertüberschreitung zwischen 2010 und 2020 für gemessenen Jahresmittelwerte (JMW) sowie der stündlichen Immissionswerte unter Angabe der jährlichen Anzahl an Probennahmen. [97]

Im Jahr 2018 wurde ausschließlich an dem Standort Simmerath (Eifel) kein Tagesmittelwert von über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  aufgezeichnet. An 66 Messstandorten lagen mindestens fünf Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$ . An 18 Standorten lagen mehr als zehn Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$ , an drei Standorten lagen mehr als 20 Überschreitungen vor. Wobei die drei Standorte mit mehr als 20 Überschreitungen an den Industriestandorten Gelsenkirchen Kurt-Schumacher-Straße (24 Überschreitungen), im rheinischen Braunkohlerevier Niederzier (28 Überschreitungen) sowie in Lünen Frydagstraße (36 Überschreitungen) zuzuordnen sind und somit nicht bzw. in geringem Maße auf Immissionen aus Verkehrsaufkommen zurückzuführen sind. Insgesamt ist die Einhaltung der Grenzwerte für  $\text{PM}_{10}$  als nicht so eindeutig einzustufen, wie die Jahresmittelwerte bzw. der Grenzwert von maximal 35 Tagesmittelwerten über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  in Abbildung 35 zeigen. Würde der Grenzwert für  $\text{PM}_{10}$ -Immissionen zukünftig auf einen fixen täglichen Mittelwert herabgesetzt, ähnlich wie für  $\text{NO}_2$ -Stundengrenzwert, würde an vielen Messstandorten Grenzwertüberschreitungen auftreten. Die Summe der Anzahl der täglichen Überschreitungen des Jahresmittels von  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  Tag von allen Messtationen resultiert im Jahr 2018 in 565 Überschreitungen, 311 für 2019 und 180 für 2020. [99], [99] Dies zeigt den Trend zur Reduktion von  $\text{PM}_{10}$ -Immissionen auch vor Pandemiebeginn auf. Dies bestätigen auch die vom LANUV bestimmten Mittelwerte der Jahresmittelwerte der Messtationen nach Stationstyp, dargestellt in Abbildung 36. Der Mittelwert der Jahresmittelwerte (MJWM) sinkt von  $24,3 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  im Jahr 2015 auf  $20,6 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  im Jahr 2019 und weiter auf  $18,7 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  im Pandemiejahr 2020.





Abbildung 36: Mittelwert der Jahresmittelwerte nach jeweiligem Stationstyp und Jahr in  $\mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  nach [99, S. 15]

Als Standort mit verkehrsbedingt 16 Tagesmittelwerten von über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  sind die Messorte an der Gladbecker Straße in Essen sowie der in Oberhausen Mühlheimer Straße mit ebenfalls 16 Tagesmittelwerten von über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  zu nennen. Die  $\text{PM}_{10}$ -Immissionsprofile beider Standorte sind in Abbildung 37 dargestellt. Beide Standorte weisen ein ähnliches Profil auf, mit über das Jahr 2018 gleichverteilten Tagen mit hohen Immissionswerten.

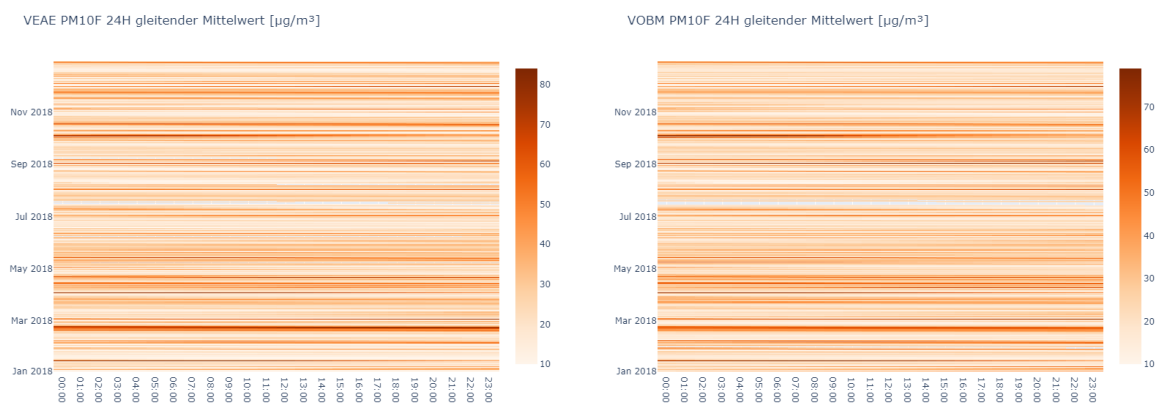


Abbildung 37: Täglich gleitender Mittelwerte  $\text{PM}_{10}$ -Messwerte an der Station in Essen Gladbecker Straße (VEAE) für das Jahr 2018 (JMw:  $26 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$ ; #Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}$ : 16) und Oberhausen Mühlheimer Straße (JMw:  $25 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$ , #Tagesmittel  $> 50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}$ : 16) [97]

## Feinstaub $\text{PM}_{2,5}$ -Immissionen

Für den Grenzwert des Jahresmittelwertes von  $\text{PM}_{2,5}$  traten im Zeitraum zwischen 2010 und 2020 keine aufgezeichneten Grenzüberschreitungen auf. Die Anzahl an Probenahmen erhöht sich im Zeitraum von 18 Probenahmestellen im Jahr 2010 auf 26 Probenahmestellen im Jahr 2020, die Entwicklung ist in Abbildung 38 dargestellt.

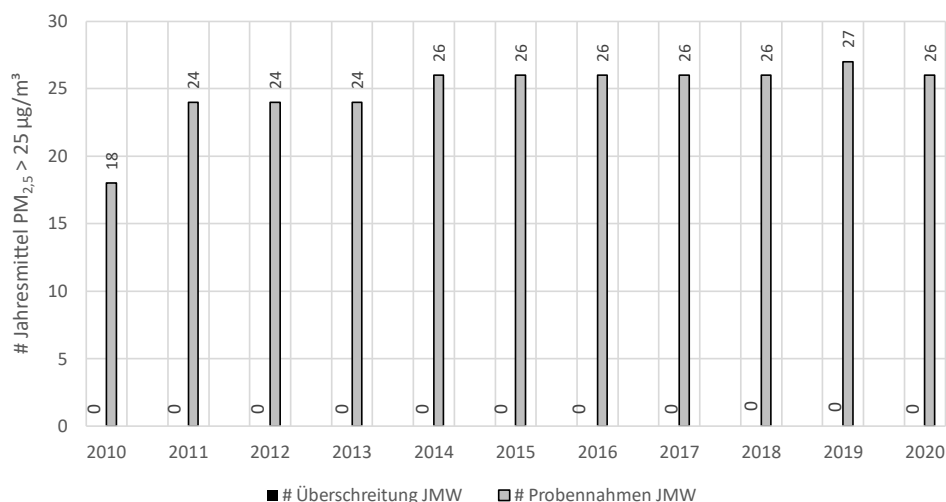


Abbildung 38: Anzahl Grenzwertüberschreitung zwischen 2010 und 2020 für gemessenen Jahresmittelwerte (JMW) sowie jährlichen Anzahl an Probenahmen. [97]

Der höchste JMW an einem Verkehrsstandort im Jahr 2018 trat in Leverkusen Gustav-Heinemannstraße mit  $15 \mu\text{g}_{\text{PM}_{2,5}}/\text{m}^3$  auf. 2019 trat ein Höchstwert von  $15 \mu\text{g}_{\text{PM}_{2,5}}/\text{m}^3$  an dem Messstandort Düsseldorf Corneliusstraße auf. Der Trend des Mittelwerts aller Jahresmittelwerte ist in Abbildung 39 dargestellt. Äquivalent zu den  $\text{NO}_2$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Jahresmittelwerte liegt der Reduktionstrend vor 2018 bei ca. 2%/Jahr und steigt zwischen 2018 und 2019 sowie im folgenden Jahresvergleich um ca. 10 % an.

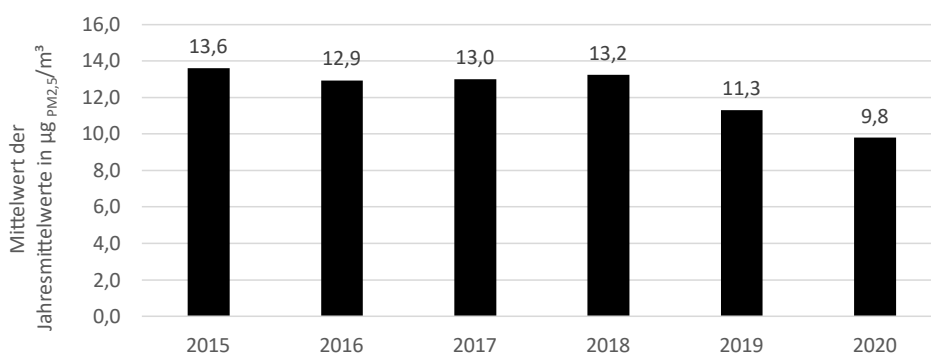


Abbildung 39: Mittelwert der Jahresmittelwerte nach jeweiligem Stationstyp und Jahr in  $\mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  nach [99, S. 15]

## Fazit

Für Stickstoffdioxidimmissionen traten 2018 an 45 Messstandorten in Nordrhein-Westfalen Überschreitungen des zulässigen Jahresmittelwertes auf. Diese haben sich im Jahr 2019 bereits auf 16 verringert, was auf die Wirkung von Flottenerneuerung, verbesserter Abgasnachbehandlung und Luftreinhaltepläne zurückzuführen ist. Im Pandemiejahr 2020 trat erstmalig an keinem Messstandort eine Überschreitung des Jahresmittelwertes auf. Eine Analyse des LANUVs stuft die Auswirkungen der

Pandemie und die damit verbundenen Reduktion des Verkehrsaufkommens als gering ein und bestimmt die Flottenerneuerung, verbesserter Abgasnachbehandlung und Luftreinhaltepläne als größte Einflussfaktoren. [99] Ob die Einhaltung der Jahresmittelwerte auch nach Pandemieende bei weiter steigendem Verkehrsaufkommen flächendeckend und schlechten Witterungsbedingungen eingehalten werden, ist durch fortlaufende Messungen sicherzustellen. 2019 lag der mittlere Jahresmittelwert der städtischen Verkehrsstandorte noch bei  $38 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  und somit nur knapp unter dem Grenzwert von  $40 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . [98] Dies deuten auch die weiterhin hohen stündlichen Maximalwerte an, welcher im Jahr 2019 im Mittel über alle Stationen bei  $119,85 \mu\text{g}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$  lagen. Grenzwertüberschreitungen für Jahresmittelwerte an  $\text{PM}_{10}$ -Messstationen wurden in den letzten zehn Jahren vom LANUV nicht aufgezeichnet. Auch traten in der Breite über der zulässigen Häufigkeit von 35 Überschreitungen des Tagesmittelwertes von  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  auf. Jedoch existieren weiterhin hohe tägliche Immissionsspitzen, was sich daran zeigt, dass im Jahr 2018 an 66 Standorten mindestens fünf Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  aufgezeichnet wurden. An 18 Standorten lagen mehr als zehn Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$ . Im Jahr 2018 wurde ausschließlich an dem Standort Simmerath in der Eifel kein Tagesmittelwert von über  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  aufgezeichnet. Ähnlich wie bei  $\text{NO}_2$  Immissionen liegen in Nordrhein-Westfalen weiterhin hohe Tageswerte vor, konnten aber im Laufe der letzten Jahre deutlich reduziert werden. Die Summe der Anzahl der täglichen Überschreitungen des Jahresmittels von  $50 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  Tag von allen Messtationen resultiert im Jahr 2018 in 565 Überschreitungen, 311 für 2019 und 180 für 2020. [99], [99] Dies zeigt den Trend zur Reduktion von  $\text{PM}_{10}$ -Immissionen auch vor Pandemiebeginn auf. Der Mittelwert der Jahresmittelwerte (MJWM) sinkt von  $24,3 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  im Jahr 2015 auf  $20,6 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  im Jahr 2019 und weiter auf  $18,7 \mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$  im Pandemiejahr 2020. Für den Grenzwert des Jahresmittelwertes von  $\text{PM}_{2,5}$  traten im Zeitraum zwischen 2010 und 2020 keine aufgezeichnete Grenzüberschreitung auf. Der Trend der Jahresmittelwerte ist mit  $13,2 \mu\text{g}_{\text{PM}_{2,5}}/\text{m}^3$  im Jahr 2018,  $11,3 \mu\text{g}_{\text{PM}_{2,5}}/\text{m}^3$  im Jahr 2019 und  $9,8 \mu\text{g}_{\text{PM}_{2,5}}/\text{m}^3$  im Jahr 2020 rückläufig.

### 2.2.3 THG-Emissionen

Bezogen auf das Jahr 1990 sind in den treibhausgasrelevanten Sektoren Energiewirtschaft, Industrie, Verkehr, Haushalte, flüchtige Emissionen aus Brennstoffen, Produktanwendungen und Landwirtschaft Emissionsreduktionen zu verzeichnen. Die kumulierten  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ -Emissionen aller Sektoren sind von 386 Mio. t  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$  im Jahr 1990 auf 261 Mio. t  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$  im Jahr 2018 gesunken. Dies entspricht einem Rückgang von 29 %. Der Rückgang der Emissionen im Verkehrssektor ist mit 3,56 Mio. t  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$  verhältnismäßig gering. Die absoluten  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ -Emissionen des Verkehrssektors liegen nach Angaben des LANUV im Jahr 2018 bei 32,69 Mio. t  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ . Ein Überblick über die Entwicklung der Emissionen in den einzelnen Sektoren ist in Abbildung 40 gegeben. Die Emissionsreduktionen in den Sektoren Industrie und Energiewirtschaft sind mit 40 Mio. t  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$  und 29 Mio. t  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$  besonders hoch. [102]

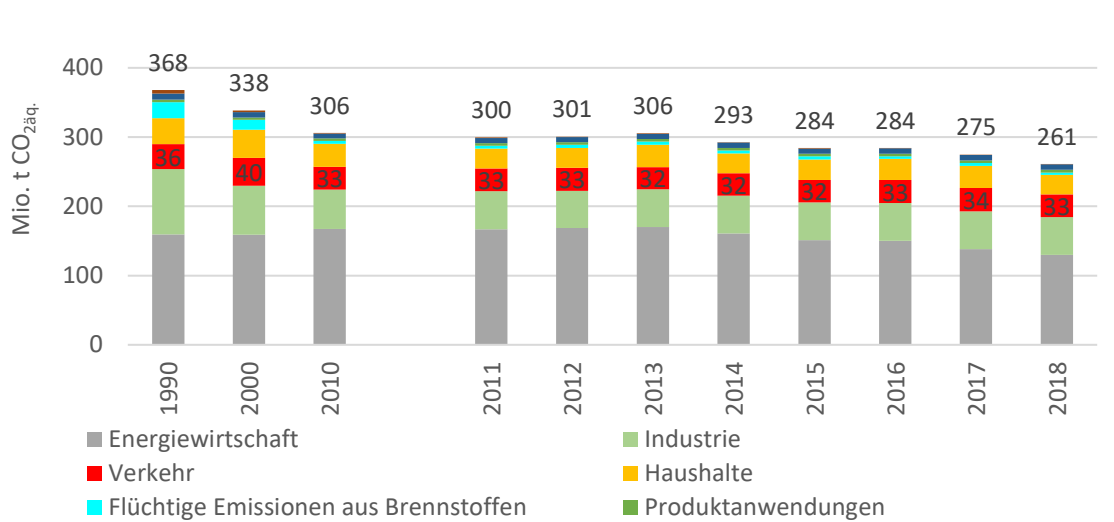


Abbildung 40: Entwicklung der CO<sub>2äq.</sub> Emissionen nach Sektoren zwischen 1990 und 2019.[102]

Wird der Verkehrssektor unter dem Aspekt des Endenergieverbrauchs (EEV) in die Verkehrstypen Straßenverkehr, Schienenverkehr, Luftverkehr und Binnenschifffahrt unterteilt, so sind 85 % des EEV im Jahr 2018 auf den Straßenverkehrssektor zurückzuführen. Im Jahr 1990 betrug der Anteil des Straßenverkehrssektors noch 91 % am gesamten EEV. Die konstante Steigung des EEV des Luftverkehrs lässt den relativen Anteil des Verkehrssektors sinken. Trotz Effizienzsteigerungen in der Antriebstechnik bleibt der EEV des Straßenverkehrssektors aufgrund des Verkehrswachstums konstant. Der EEV des Schienenverkehrssektors ist mit 11,7 PJ im Jahr 1990 und 8,9 PJ im Jahr 2018 rückläufig. Die Verbrauchsreduktion entspricht einer relativen Reduktion von 24 %. Im selben Zeitraum ist im Straßenverkehrssektor eine Reduktion von 4 % EEV zu verzeichnen. Der EEV des Luftverkehrssektors ist von 30,0 PJ auf 63,6 PJ gestiegen. Der EEV der Küsten- und Binnenschifffahrt hat sich von 5,8 PJ auf 3,1 PJ reduziert. [102] Die Entwicklung aller Teilsektoren des Straßenverkehrs ist in Abbildung 41 dargestellt. Aufgrund des hohen Anteils des Verkehrssektors am gesamten EEV liegt der Fokus der Analysen zur Reduktion der CO<sub>2äq.</sub> Emissionen in diesem Abschnitt auf dem Straßenverkehrssektor.

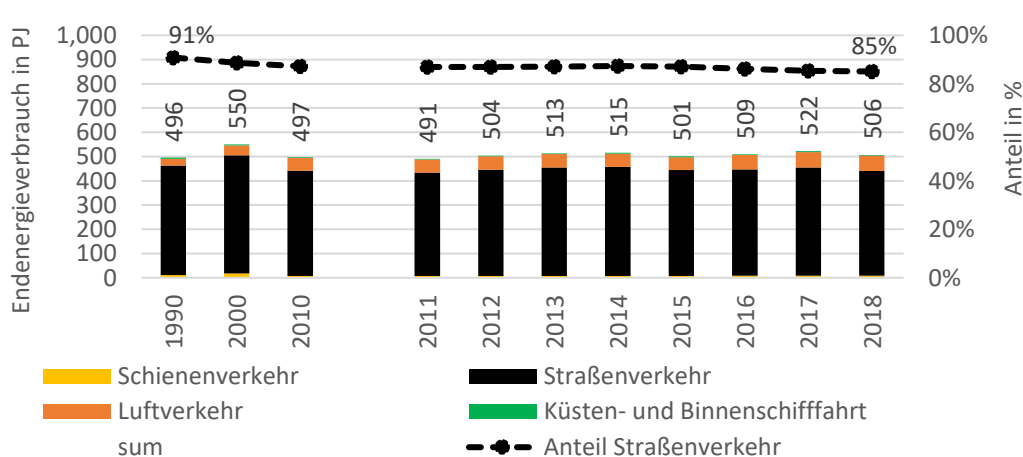


Abbildung 41: Entwicklung des Endenergieverbrauchs des Verkehrssektors nach Verkehrsart zwischen 1990 und 2018.[102]

Der oben beschriebene Effekt des Verkehrswachstums zeigt sich an den Werten der jährlichen Fahrleistungen, welche von 72 Milliarden Fzg<sub>km</sub> p.a. im Jahr 1990 auf 91 Milliarden Fzg<sub>km</sub> im Jahr

2018 für die Fahrleistung auf Straßen, welcher außerorts liegen, gestiegen. Der Fahrleistungsanteil von Verkehr auf Autobahnen steigt von 51 % im Jahr 1990 auf 57 % im Jahr 2018. [102] Auch der steigende PKW-Bestand in NRW veranschaulicht das anhaltende Verkehrswachstum. Die Anzahl zugelassener PKW ist von 8.118.318 PKW (1990) auf 10.365.586 PKW (2018) gestiegen. [102] Das Verhältnis der Anzahl zugelassener PKW zur Bevölkerungszahl ist von 45,4 % (Stand 1990) auf 56,2 % (Stand 2018) gestiegen [Kraf18, Stat21] Der Kraftstoffverbrauch des Straßenverkehrssektors<sup>2</sup> lag im Jahr 1990 bei 451 PJ und stieg bis zum Jahr 2000 auf einen maximalen Wert von 487 PJ. Im Jahr 1990 setzte sich dieser Wert aus 269 PJ Ottokraftstoff und 154 PJ Dieseldieselkraftstoff zusammen. Bis zum Jahr 2000 wächst der Dieseldieselkraftstoffverbrauch auf 218 PJ an, während der Ottokraftstoffverbrauch auf 266 PJ sinkt. Bis 2018 ist ein weiterer Anstieg des Dieseldieselkraftstoffverbrauch auf 260 PJ und Abfall des Ottokraftstoffverbrauchs auf 144 PJ zu verzeichnen. Weiterhin liegt der Biokraftstoffverbrauch im Jahr 2018 bei 21 PJ und der Stromverbrauch bei 0,217 PJ. [102] Ein Überblick über die Entwicklung unterschiedlicher Kraftstoffarten ist in Abbildung 42 dargestellt.

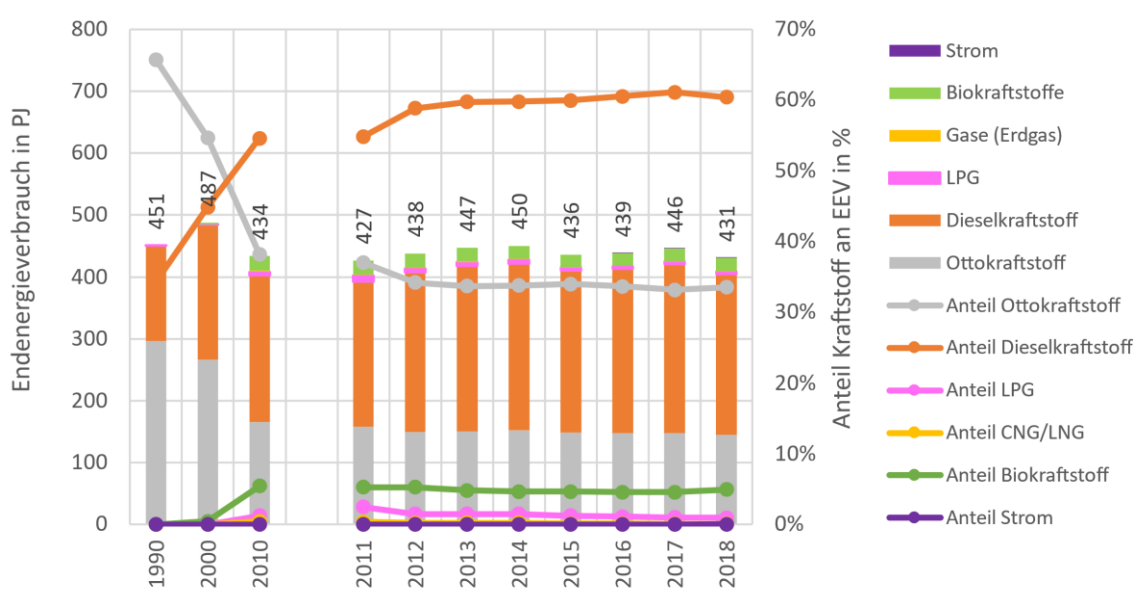


Abbildung 42: Entwicklung Endenergieverbrauch im Straßenverkehrssektor nach Kraftstoffart. [102]

Im Rahmen dieses Berichts wird, unter Berücksichtigung der beschriebenen Bilanzierungen, ein Simulationstool entwickelt, welches anhand der aktuellen und zukünftigen Fahrleistungsentwicklung und Antriebseffizienzen Treibhausgasreduktionsszenarien sowie Kraftstoffverbrauchsszenarien für die Stützjahre 2030 und 2050 aufzeigt. Hierzu ist in einem ersten Schritt notwendig das Bilanzjahr 2018 möglichst genau abzubilden. Der in Abschnitt 2.1.1 beschriebene Datensatz über die Fahrleistung unterschiedlicher Fahrzeugtypen wird mit Verbrauchskennwerten unterschiedlicher Antriebsarten und Wachstumsraten verschnitten. Dafür wird in einem ersten Schritt eine TtW-Bilanzierung (Verbrennungsemissionen) vorgenommen und anhand der LANUV Daten validiert. In einem zweiten Schritt wird die TtW-Bilanzierung um eine WtT-Bilanzierung erweitert. Der für das Bilanzierungsjahr 2018 angenommene Flottenmix ist in Abbildung 43 dargestellt. Diese zeigt auch die Fahrzeugklassen, welche im Rahmen dieser Studie separat bilanziert werden: PKW, Linienbus (LBus), Reisebus (RBus),

<sup>2</sup> Ohne Zweiräder

leichten Nutzfahrzeuge LNF/N1 M<3,5 t und schweren Nutzfahrzeugen der Klassen: N2 3,5 t<M<7,5 t, N3 7,5 t<M<12 t, N3 M 12 t>M sowie Sattelzugmaschinen (SZM). Wobei M das zulässige Gesamtgewicht des LKW/Fahrzeugzuges angibt. Der aktuelle Flottenmix wird von mit Verbrennungskraftmaschinen angetriebenen Fahrzeugen dominiert. Besonders im Bereich Nutzfahrzeuge und Busse wird nahezu ausschließlich der Dieselmotorkraftstoff verwendet. In der Fahrzeugklasse PKW werden 67,07 % der Fahrzeuge mit Benzin betrieben, der Anteil von PKW mit Dieselmotorkraftstoff bei 30,66 %. Die mit Gas betriebenen PKW machen einen Anteil von 1,58 % aus. Elektro PKW sowie Hybrid PKW sind jeweils mit 0,11 % bzw. 0,57 % vertreten. Von insgesamt 56.870 Hybrid PKW sind 10.615 Plug-in Hybrid. Insgesamt sind im Jahr 2018 10.036.924 PKW in NRW zugelassen. Die Zulassungszahl für Busse liegt bei 16.885 und für LKW bei 632.773 sowie für Zugmaschinen bei 255.910. [103] Die Verteilung von LPG und CNG Fahrzeugen wurde entsprechend dem Verhältnis in Deutschland mit 421.283 zu 75.459 angenommen. [104] Ein Überblick über die Antriebsverteilung je Fahrzeugklasse für das Jahr 2018 ist in Abbildung 43 gegeben. Im Segment Linienbusse und N1 M<3,5 t sind bereits geringe Anteile der Flotte elektrifiziert. Die Flottenbestände für Nutzfahrzeuge, welche nicht aus der Bestandsstatistik des KBA spezifisch für NRW angegeben sind, wurden mit Annahmen aus dem HBEFA4.1 ergänzt. [105]

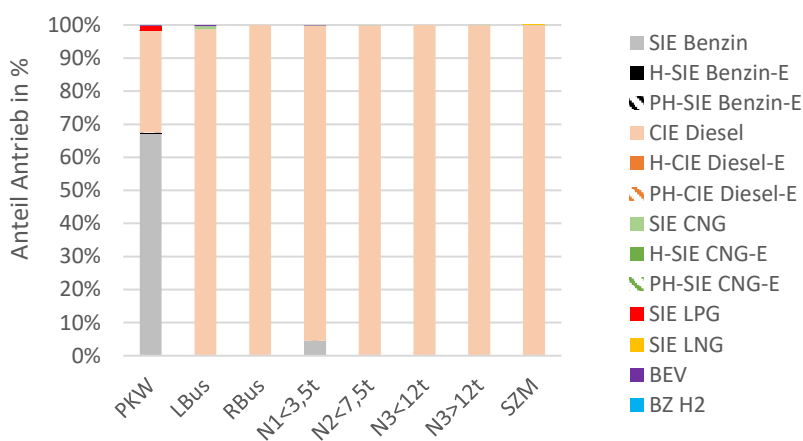


Abbildung 43: Angenommene Verteilung der Antriebsarten im Flottenbestand unterschiedlicher Fahrzeugklassen im Straßenverkehr für das Jahr 2018. [103], [105]

Die zugrunde gelegten Fahrleistungen der jeweiligen Antriebsart wurden ausschließlich für die Fahrzeugklasse PKW als unterschiedlich angenommen und sind in Tabelle A 7 zusammengestellt. Für alle anderen Fahrzeugklassen entspricht dies der Annahme, dass Fahrzeuge unterschiedlicher Antriebskonzepte die gleiche jährliche Fahrleistung erbringen und in die Bestandsflotte aufgenommen werden, wenn sie den Reichweitenanforderungen gerecht werden. Ein Diesel PKW legt ca. 20.000 Fzg<sub>km</sub>/Jahr zurück, ein zugelassener Benziner ca. 11.300 Fzg<sub>km</sub>/Jahr. Für Elektro- und Wasserstoff-PKW werden mit jeweils 15.600 Fzg<sub>km</sub>/Jahr und 18.000 Fzg<sub>km</sub>/Jahr optimistische Annahmen für die jährliche Fahrleistung in Anlehnung an [106], [107] getroffen. Die jeweiligen Hybride werden mit äquivalenter Fahrleistung, wie die Verbrenner der jeweiligen Kraftstoffart, angenommen. Die durchschnittliche Fahrleistung von Plug-in Hybrid PKW wird für Benziner mit 13.000 Fzg<sub>km</sub>/Jahr und Diesel mit 19.000 Fzg<sub>km</sub>/Jahr angegeben. Der mittlere elektrische Fahranteil von Plug-in Hybrid PKW wird im realen Betrieb mit 37 % für Privatfahrzeuge und für Dienstwagen mit 20 % nach [108] angenommen. Die gemittelte elektrische Fahrleistung ergibt gewichtet nach den jeweiligen



Fahrleistungen 28,19 % für das Jahr 2018. Für die betrachteten Stützjahre werden steigende Anteile mit elektrischer Fahrleistung von Plug-in Hybrid PKW angenommen. Der elektrische Fahrleistungsanteil von Plug-in Hybrid PKW ist als entscheidend für die Einsparung von CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen sowie lokalen Emissionen zu bewerten und wird bereits in [109] diskutiert. Die elektrischen Fahrleistungsanteile von Plug-in Hybrid Linienbussen und LNF wurden anhand eigener Annahmen getroffen und sind in Tabelle A 8 dargestellt. Die für die jeweiligen Fahrzeugklassen angenommenen Antriebseffizienzen für das Bezugsjahr 2018 sowie deren Entwicklung sind dem HEBFA 4.1 entnommen und in Tabelle A 9bis Tabelle A 15 zusammengestellt. [110]–[113] Die Entwicklung der Antriebseffizienzen von unterschiedlichen PKW-Antrieben sind beispielhaft in Abbildung 44 dargestellt.

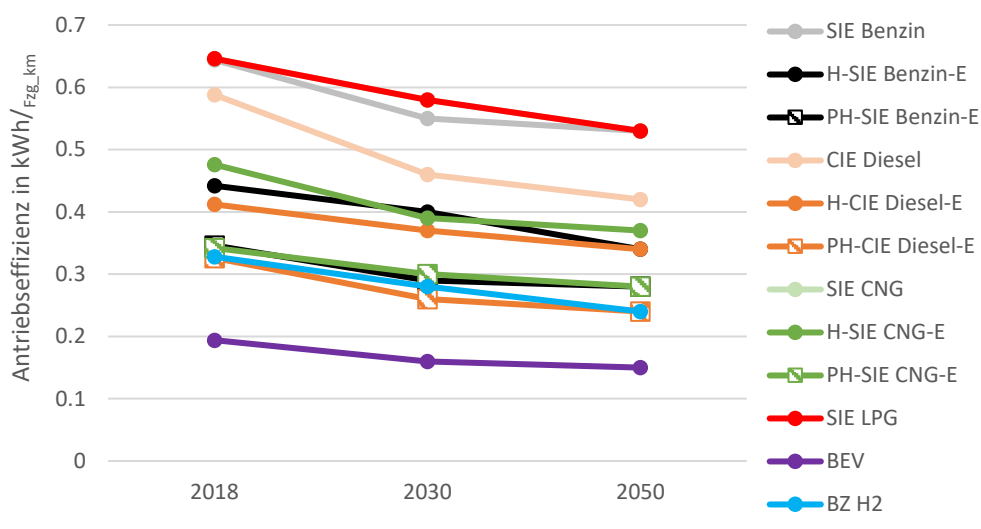


Abbildung 44: Angenommene Entwicklung des km-spezifischen Verbrauch an Energie von PKW für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen den Jahren 2020 und 2050. [105], [110], [114]

Anhand der beschriebenen Eingangsgrößen wird für das Jahr 2018 eine Kraftstoffbilanz und daraus abgeleitet eine Emissionsbilanz gebildet. Hierbei werden vom LANUV für die Fahrzeugklassen PKW 19.629 t CO<sub>2äq.</sub>, LNF 1.533 t CO<sub>2äq.</sub>, Busse 791 t CO<sub>2äq.</sub>, LKW 1.379 t CO<sub>2äq.</sub> und Last- und Sattelzüge 4.182 t CO<sub>2äq.</sub> an TtW-Emissionen für das Jahr 2018 berechnet. Die Emissionen von Krafträdern werden mit 207 t CO<sub>2äq.</sub> angegeben. [115] Zur Berechnung der verbrauchten Energiemengen Biodiesel, Bioethanol, HVO und Biomethan wurde das Mengengerüst der in Deutschland im Bilanzjahr 2018 verbrauchten Werte auf NRW übertragen. Die Energiemengen sowie deren Heizwerte sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Die verbrauchten Mengen in Deutschland entsprechen einem Verbrauch von Biodiesel, Bioethanol, HVO und Biomethan von jeweils 2.296.000 t, 1.187.000 t, 816 t und 28.008 t.

Tabelle 7: Angenommenes Mengengerüst von Biokraftstoffen für das Bilanzjahr 2018 sowie die Übertragung auf NRW. [116]–[119]

	Einheit	DE	NRW	Anteil*		Einheit	Heizwert
Biodiesel	TJ	85,18	15,43	72,00 %		MJ/kg	37,1
Bioethanol	TJ	31,69	5,74	26,79 %		MJ/kg	26,7
HVO	TJ	0,04	0,01	0,03 %		MJ/kg	44,1
Biomethan	TJ	1,40	0,25	1,18 %		MJ/kg	50
Summe	TJ	118,31	21,42				

\*Prozent bezogen auf Energiegehalt

Die Herstellungspfade der Biokraftstoffe sind entsprechend der von der EU angenommenen Pfade auf NRW übertragen. Das Biokraftstoffgemisch, welches Dieselkraftstoff beigemischt wird, besteht somit zu ca. 45 % aus Rapsöl, 21 % aus alten Speisefetten und 18 % aus Palmöl. [120] Die detaillierte Zusammensetzung ist in Tabelle 8 aufgeschlüsselt. Der angenommene gewichtige Emissionsfaktor für Biodiesel entspricht 35,8 g CO<sub>2äq</sub>/MJ.

Tabelle 8: Angenommene Rohstoffzusammensetzung zur Herstellung von Biodiesel in Europa, welche auf für NRW angenommen wird. [120]

	Anteile Biodiesel + HVO EU 2018 in %	Anteile Biodiesel EU 2018 in %	Anteile HVO EU 2018 in %
Raps	45	52	18
Sonnenblumen	1	1	0
Sojabohnen	5	5	2
Palmöl	18	20	45
Altspeiseöl	21	17	25
tierischen Fetten	6	5	11
Andere Fette	4	0	0

Die angenommene Zusammensetzung für Bioethanol entspricht Anteilen von 0,5 % Abfall, 33,2 % Mais 50,7 % Getreidesorten ohne Mais (hauptsächlich Weizen/Roggen), 13,5 % Zuckerrüben und 2,1 % Zuckerrohr. Der entsprechende mittlere gewichtete Emissionsfaktor entspricht 41,7 gCO<sub>2äq</sub>/MJ. [120], [121] Für Biomethan wird ein Standardwert von 20 gCO<sub>2äq</sub>/MJ entsprechend Biokraft-NachV<sup>3</sup>. Die angenommenen spezifischen Emissionswerte für konventionelle Kraftstoffe und Strom im Jahr 2018 sind in Tabelle A 16 zusammengestellt, wobei die Emissionen von Biokraftstoffen als TtW Emissionen in die Bilanzierung eingeflossen sind.

Die resultierende Bilanz vom EEV je Kraftstoff in PJ sowie CO<sub>2äq</sub> je Fahrzeugklasse ist in Abbildung 45 dargestellt. Im Jahr 1990 betragen die CO<sub>2äq</sub>-Emissionen 32,41 t, welche nicht fahrzeugklassenscharf erfasst sind. Bis zum Bilanzjahr 2019 sind diese auf 29,06 tCO<sub>2äq</sub> zurückgegangen. Im Jahr 2018 wurde Wasserstoff in so geringen Mengen verbraucht, dass dieser als Kraftstoff bilanziell nicht erfasst ist.

<sup>3</sup> Stand 16.06.2020

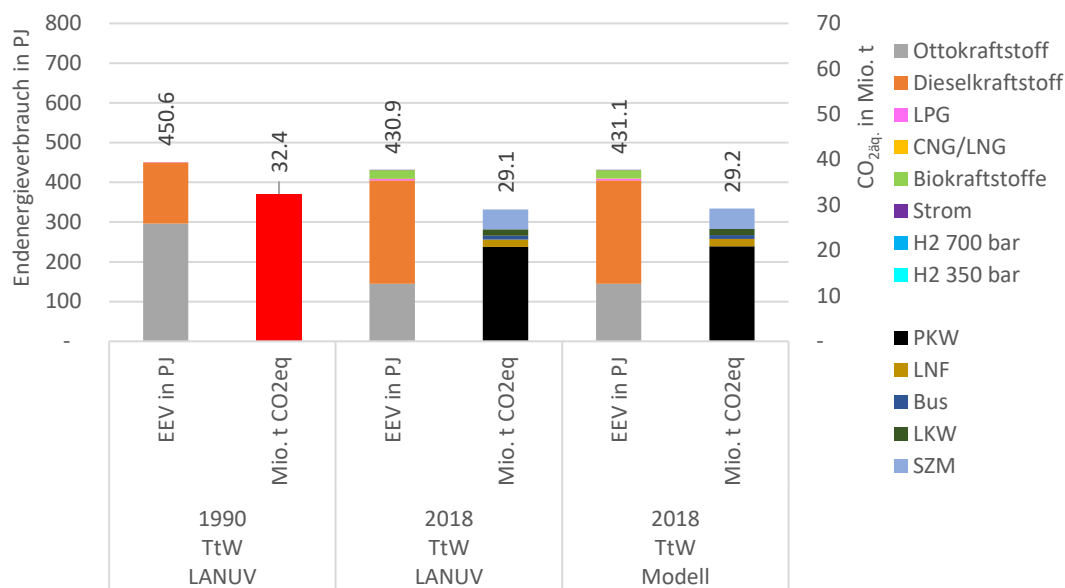


Abbildung 45: Endenergieverbrauch vs. TtW-Emissionen CO<sub>2</sub>äq. im Straßenverkehr. Vergleich zwischen LANUV Bilanzierung und Ergebnisse der Simulationsrechnungen für das Bilanzjahr 2018. [102], [115]

Die Fahrzeugklassen für Nutzfahrzeuge werden vom LANUV für LKW und SZM abweichend bilanziert. Neben LNF werden alle LKW gewichtsunabhängig als Fahrzeugklasse zusammengefasst. Weiterhin sind in der Fahrzeugklasse Lastzüge und Sattelzüge (LzSz) aller LKW mit Anhänger M>20 t und Sattelzüge M>20 t zusammengefasst. In der in dieser Studie durchgeführten Bilanzierung werden LKW und Lastzüge in den oben beschriebenen Gewichtsklassen separat bilanziert. Die hier verglichene Gewichtsklasse vom LANUV LKW wird mit den Fahrzeugklassen N2 3,5 t<M<7,5 t sowie der Klasse N3 M<12 t verglichen. Die vom LANUV gewählte Fahrzeugklasse LzSz wird mit den Fahrzeugklassen N3>12 t und SZM verglichen. Daher liegen die bilanzierten LANUV LKW-Emissionen 8,02 % über denen der Fahrzeugklasse N2 3,5 t<M<7,5 t und N3 M<12 t. Emissionen für die Fahrzeugklassen LzSz liegen 3,14 % unter denen der Fahrzeugklassen N3>12 t und SZM. Die relativen Abweichungen bezogen auf die Kraftstoffbilanz und die CO<sub>2</sub>äq.-Emissionsbilanzen sind in Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 9: Relative Abweichungen zwischen Kraftstoffbilanz und CO<sub>2äq.</sub>-Bilanz von LANUV und die in dieser Studie durchgeführten Bilanzierung. [115]

	Relative Abweichung LANUV und eigene Berechnung EEV		Relative Abweichung LANUV und eigene Berechnung CO <sub>2äq.</sub>
Ottokraftstoff	-0,02 %	PKW	-0,74 %
Diesekraftstoff	-0,14 %	LNF	-0,50 %
LPG	+0,51 %	Bus	-0,03 %
CNG+LNG	-0,57 %	LKW	8,0 %
Biokraftstoffe	0,84 %	LzSZ	-3,14 %
Strom	-0,51 %		
Gesamt	-0,04 %		-0,64 %

Durch die in Abbildung 46 dargestellt Addition von WtT-Emissionsfaktoren, wurde die TtW-Bilanzierung zu einer WtW-Bilanzierung erweitert. Die Ergebnisse sind Abbildung 46 zusammengestellt. Die WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen entsprachen im Jahr 1990 40,43 tCO<sub>2äq.</sub>, unter der Annahme, dass die Emissionsfaktoren der Vorkettenemissionen für Diesel und Benzin äquivalent zu den heutigen sind. Die Werte im Bilanzjahr 2018 entsprechen WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen von 430,9 t, was einer Reduktion von 9 % gegenüber 1990 entspricht.

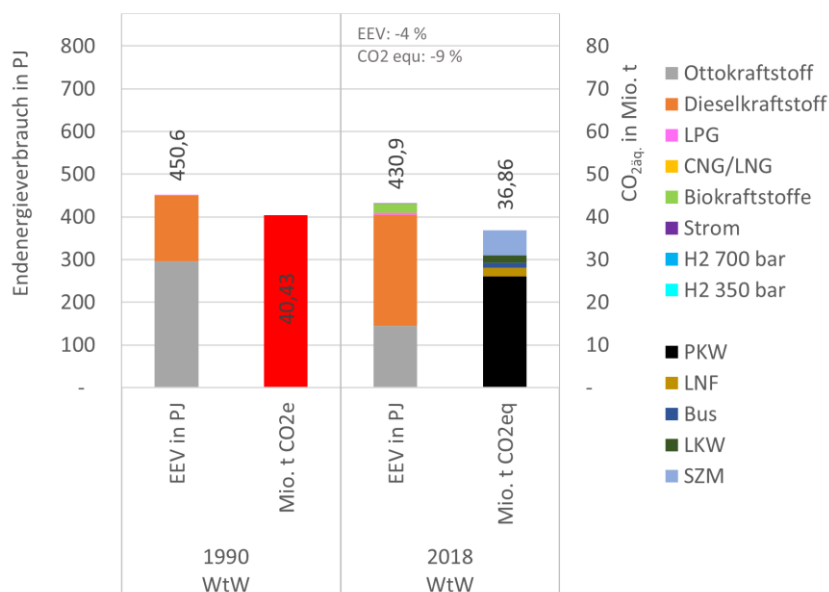


Abbildung 46: Endenergieverbrauch vs. WtW-Emissionen CO<sub>2äq.</sub> im Straßenverkehr.

Die regionalisierten Kraftstoffverbräuche der einzelnen Fahrzeugklassen werden über ein Bottom-Up Ansatz aufsummiert, so dass der landesweite Kraftstoffverbrauch bestimmt wird. Abbildung 47 stellt die regionalisierten Kraftstoffverbräuche für Otto- und Diesekraftstoffe dar. Ottokraftstoffe werden zum Großteil von PKW verbraucht und zu sehr geringen Anteilen von leichten Nutzfahrzeugen. Daher konzentriert sich der Kraftstoffverbrauch neben Autobahnen auf städtische Zentren. Der absolute Ottokraftstoffverbrauch im Bilanzjahr 2018 beträgt 72,27 TWh bzw. 260,17 PJ. Der absolute

Dieselmotorkraftstoffverbrauch beträgt in 2018 72,27 TWh bzw. 260,17 PJ. Hiervon werden 146,50 PJ von PKW verbraucht, 27,71 PJ von leichten Nutzfahrzeugen, 13,22 PJ von Reise- und Linienbussen sowie 90 PJ von Nutzfahrzeugen mit einem zugelassenen Gesamtgewicht von über 3,5 t. Da der Dieselmotorkraftstoffverbrauch von schweren Nutzfahrzeugen vornehmlich auf Autobahnen stattfindet, verlagert sich ein großer Anteil auf Autobahnen.

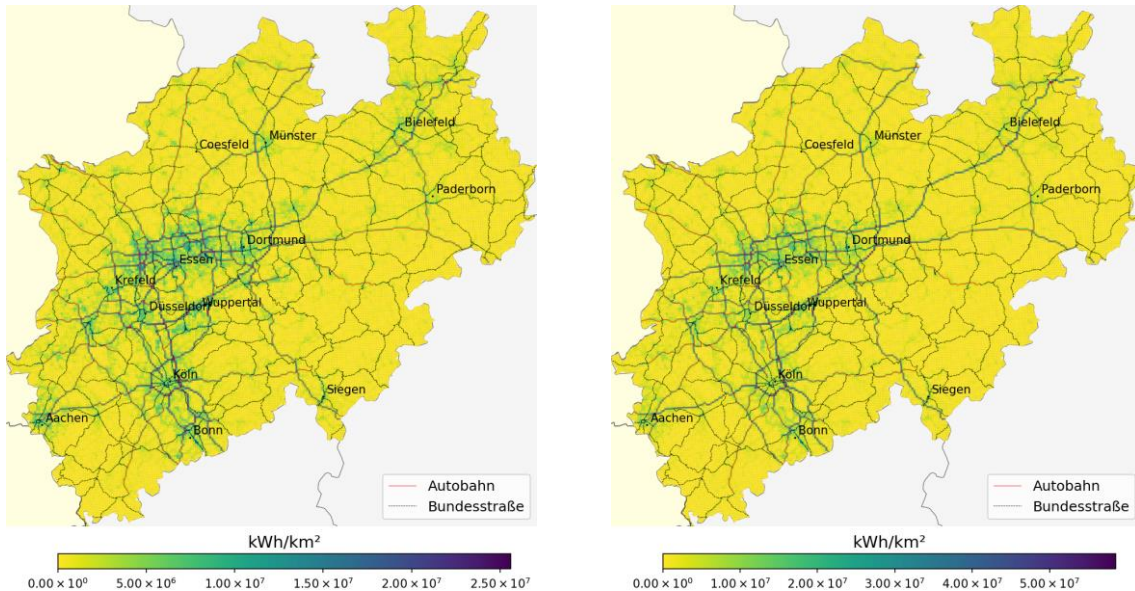


Abbildung 47: Regionalisierte Kraftstoffverbräuche für Ottokraftstoffe (links) absolut 40,14 TWh/144,40 PJ und Dieselmotorkraftstoffe 72,27 TWh/260,17 PJ (rechts).

Der absolute Endenergieverbrauch von LPG beträgt 4,14 TWh bzw. 14,90 PJ. Der Verbrauch entfällt vollständig auf PKW. Der absolute Endenergieverbrauch von CNG beträgt 0,12 TWh/0,43 PJ, wovon 0,25 PJ auf PKW, 0,05 PJ auf leichte Nutzfahrzeuge, ca. 0,1 PJ auf Linienbusse und 0,03 PJ auf Nutzfahrzeuge mit einem Zulassungsgewicht von 3,5 t < M < 7,5 t. Die regionalisierten Kraftstoffverbräuche von LPG und CNG sind in Abbildung 48 dargestellt.



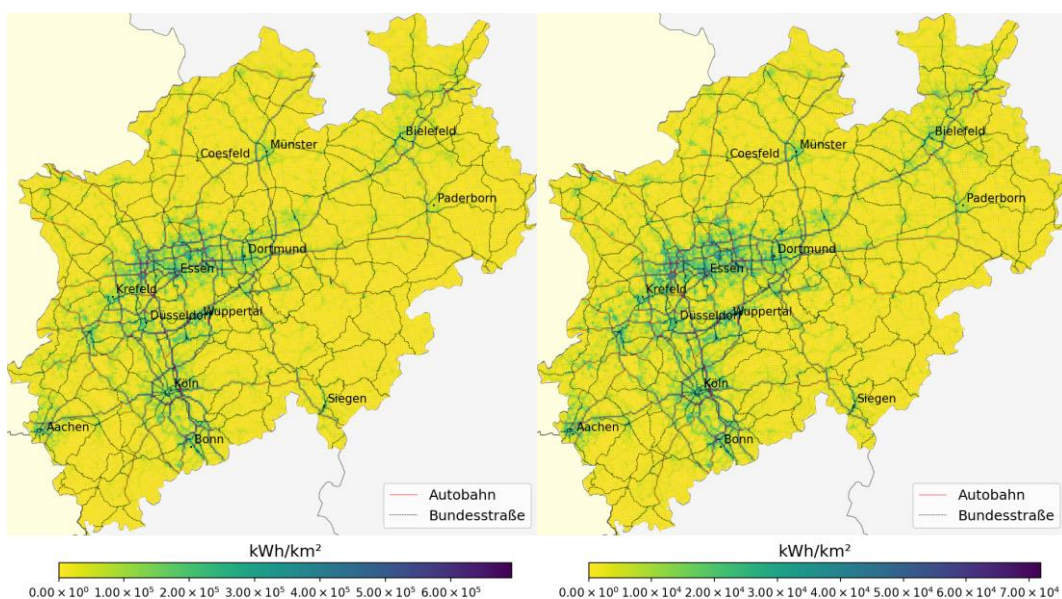


Abbildung 48: Regionalisierte Kraftstoffverbräuche für LPG (links) absolut 4,14 TWh/14,90 PJ und CNG (rechts) 0,12 TWh/0,43 PJ.

Der absolute Endenergieverbrauch von Elektrofahrzeugen beträgt 0,06 TWh/0,22 PJ im Jahr 2018. Hiervon entfallen 0,18 PJ auf PKW, 0,01 PJ auf leichte Nutzfahrzeuge sowie 0,02 PJ auf Linienbusse und 0,01 PJ Nutzfahrzeuge mit einem Zulassungsgewicht von 3,5 t < M < 7,5 t. Weiterhin wird ein Kraftstoffverbrauch an LNG in Höhe von 0,0047 TWh/0,017 PJ bestimmt, welcher vollständig auf Sattelzugmaschinen entfällt. Die regionalisierten Endenergieverbräuche für Elektrofahrzeuge und LNG sind in Abbildung 49 dargestellt.

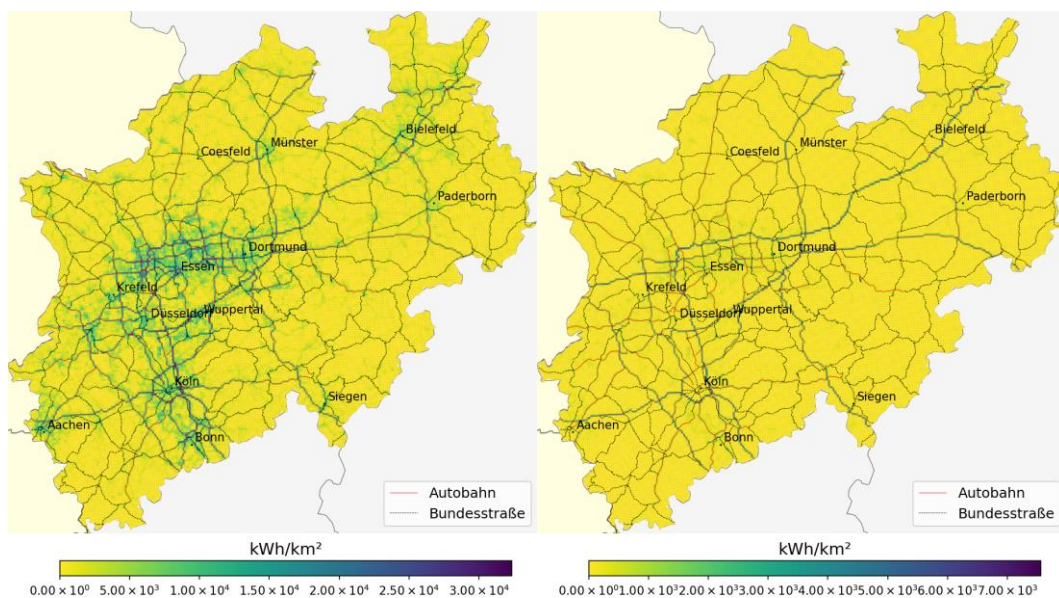


Abbildung 49: Regionalisierter Energieverbrauch von Elektrofahrzeugen (links) absolut 0,06 TWh/0,22 PJ und LNG (rechts) 0,43 TWh/1,55 PJ und LNG (rechts) 0,0056 TWh/0,02 PJ.



## 2.3 Klimaschutzmaßnahmen und kommunale Mobilitätskonzepte

Im Folgenden werden die Gemeinden in Nordrhein-Westfalen auf ihre Verkehrsbelastung und Verkehrsanbindung hin untersucht (Abschnitt 2.1.1). Hieraus wird abgeleitet, in welchen Gemeinden die Belastung durch Verkehr besonders hoch/tief ist und in welchen Gemeinden bereits heute Möglichkeiten zum Personenverkehr abseits des motorisierten Individualverkehrs (MIV) geschaffen sind. Der Verkehrsanbindungsscore bewertet die Verfügbarkeit von Verkehrsmitteln, die eine emissionsarme bzw. -freie Mobilität ermöglichen. Im Anschluss werden Maßnahmen zur Emissionsreduktion durch alternative Antriebe im straßengebundenen ÖPNV vorgestellt (Abschnitt 2.3.2).

### 2.3.1 Verkehrsbelastung und Verkehrsanbindung der Gemeinden in NRW

Zur Analyse von Maßnahmen zum Klimaschutz im Verkehrssektor, werden die Gemeinden in NRW zuerst auf ihre Verkehrsbelastung hin geprüft. Ziel ist es, Gemeinden mit hoher Verkehrsbelastung sowie hoher Verkehrsanbindung zu identifizieren. Grundlegende Kriterien zur Bewertung der Verkehrsanbindung sind die Erreichbarkeit von Bahnhöfen bzw. ÖPNV-Haltestellen, Taktung des ÖPNV-Angebots, Radwegnetze sowie Angebote über weitere Mobilitätsangebote, wie Car-Sharing. [122], [123] Um Verkehrsbelastung und Verkehrsanbindung unterschiedlicher Gemeinden miteinander vergleichen zu können, wird eine multikriterielle Analyse (MKA) durchgeführt. Das methodische Vorgehen einer multikriterielle Analyse (MKA) umfasst die folgenden fünf Schritte [124], [125]:

1. Problemdefinition
2. Auswahl von Kriterien
3. Transformation der Kriterien in messbare Kenngrößen
4. Datenintegration (Vergleichbarkeit unterschiedlicher Datensätze durch gleiches Referenzsystem)
5. Verschneidung

Zunächst werden die verschiedenen Parameter betrachtet und anschließend ein Gesamtscore gebildet, sodass Verkehrsbelastung und Verkehrsanbindung der Gemeinden in NRW verglichen werden können. Die einzelnen Parameter werden mithilfe einer Skala von 1 bis 100 bewertet, wobei 1 für den minimalen und 100 für den maximalen Wert steht. Um die Vergleichbarkeit von Parametern unterschiedlicher Gemeinden zu ermöglichen, werden sie flächenbezogen oder auf die Einwohnerzahl bezogen aufbereitet. Für die Bewertung der Verkehrsbelastung werden die Kriterien Verkehrsaufkommen von PKW und Nutzfahrzeugen, Ein- und Auspendlern, Flächeninanspruchnahme Autobahn und Bundesstraße, Güterverkehrsaufkommen sowie die Flächeninanspruchnahme durch zugelassene PKW betrachtet, zusammenfassend in Tabelle 10 dargestellt. Für den Flächenbedarf je PKW wird eine Parkfläche von 10 bis 16 m<sup>2</sup> für Parken im Straßenraum angegeben. [126] Für das Parken auf ausgewiesenen Parkflächen, welches Zuwege einschließt, ist mit Flächen zwischen 18 und 27 m<sup>2</sup> zu rechnen. [126] In dieser Studie wurde eine durchschnittliche Flächeninanspruchnahme von 13,5 m<sup>2</sup>/PKW angenommen.

*Tabelle 10: Berücksichtigte Parameter zur Bestimmung der gemeindescharfen Bewertung der Verkehrsbelastung durch den Straßenverkehrssektor.*

Parameter	Gewichtungsfaktor	Quelle
PKW Fzg-km pro km <sup>2</sup> /a	2	[11]
Güterverkehr Fzg-km pro km <sup>2</sup> /a	1	
Ein- und Auspendler pro km <sup>2</sup>	1	[127]
Meter Autobahn und Bundesstraße pro km <sup>2</sup>	1	[128]
Flächeninanspruchnahme durch Parkplätze pro km <sup>2</sup>	1	[129]

Die ersten beiden Parameter sind die jährlichen Fahrzeugkilometer im PKW- und Straßengüterverkehr pro km<sup>2</sup>. Diese Parameter sind starke Indikatoren für die Verkehrsbelastung, da sowohl der PKW- als auch der Güterverkehr Emissionen verursacht. Die Fahrzeugkilometer pro km<sup>2</sup> weisen in den dicht besiedelten Ballungsräumen, insbesondere im Ruhrgebiet und Rheinland, hohe Werte auf. Des Weiteren ist das Verkehrsaufkommen entlang der Autobahnen und Bundesstraßen hoch. Dies gilt besonders für den Straßengüterverkehr. Ein geringeres Verkehrsaufkommen liegt im Sauerland und der Eifel vor, da diese Regionen eine niedrige Bevölkerungsdichte und nur wenige Hauptverkehrsachsen aufweisen. Da von Hauptverkehrsachsen, Autobahnen und Bundesstraßen aufgrund hoher Geschwindigkeiten und hohem Verkehrsaufkommen hohe Emissionen ausgehen, werden diese im folgenden Parameter gesondert bewertet. Dazu wird die Länge aller Autobahnen und Bundesstraßen pro km<sup>2</sup> als Bewertungsparameter aufgenommen, dargestellt in Abbildung 50. Die Verteilung der Autobahnen und Bundesstraßen zeigt einen Schwerpunkt im Rhein- und Ruhrgebiet entsprechend dem zuvor betrachteten Verkehrsaufkommen. Weiterhin liegt in einigen ländlichen Gemeinden im Süden von NRW, wie beispielsweise in Schleiden, eine hohe Dichte an Bundesstraßen vor.

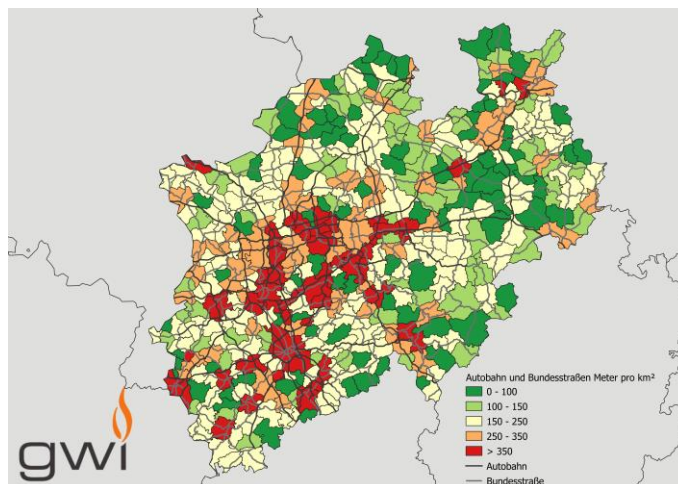


Abbildung 50: Summierte Länge an Autobahn und Bundesstraße, welche durch die jeweilige Gemeinde verlaufen im Verhältnis zur Fläche.

Die Verkehrsbelastung durch den Pendelverkehr wird durch die Anzahl der Ein- und Auspendler der Gemeinden pro km<sup>2</sup> bestimmt. Pendler verursachen Verkehrsaufkommen, das sich stark auf die Stoßzeiten am Morgen und Nachmittag konzentriert. Deswegen verursacht eine hohe Anzahl an Pendlern häufig Staus und eine hohe Verkehrsbelastung. Weiterhin stellt [130] fest, dass die Arbeitsort- und Wohnort-Struktur in NRW sich zu polyzentralen Städtereionen mit zentrierten Wohn- und -Arbeitsregionen entwickelt hat. Dies hat dazu geführt, dass die Pendelstrecken zwischen Wohn- und Arbeitsort gestiegen sind und die Anzahl der Arbeitnehmer, welche innerhalb einer Gemeinde zwischen Wohn- und Arbeitsort pendeln zurückgegangen ist. [130] Als Grund hierfür wird eine höhere individuelle Mobilität, Erreichbarkeit und ein höherer Aktionsradius angeführt. Das beschriebene Phänomen wird als „Jobs-Housing Imbalance“ bezeichnet. [130] Diese beschriebenen Entwicklungen haben zu einem stark gestiegenen Pendleraufkommen geführt. Ein gegenläufiger Effekt ist während der Corona-Pandemie und dem höherem Homeoffice Anteil aufgetreten. Zwar haben sich Wohn- und Arbeitsortdistanzen nicht verändert, jedoch hat sich der Anteil an Pendelwegen verringert. Die Anzahl der Pendler ist in den Großstädten an der Ruhr und dem Rhein sowie den umliegenden Gemeinden hoch. Weitere Schwerpunkte des Pendlerverkehrs sind bei Aachen, Münster und Bielefeld. [127]

Neben der direkten Verkehrsbelastung tritt in Gemeinden mit hoher Einwohnerdichte und entsprechend hohen PKW-Zulassungszahlen ein hoher Flächenbedarf für Parkplätze auf. Die Verkehrsbelastung von Fahrzeugen, welche in Form von Parkplätzen entsteht, wird über die Flächeninanspruchnahme von PKWs bewertet. Dazu wird die Anzahl der zugelassenen Fahrzeuge mit der Größe eines Standardparkplatzes (13,5 m<sup>2</sup>) gewichtet. Auch dieser Parameter wird in Relation zur Gesamtfläche der Gemeinde einbezogen. Aus Abbildung 51 ist ersichtlich, dass die Parkflächen in Großstädten und Metropolregionen häufig über 10.000 m<sup>2</sup> pro km<sup>2</sup> betragen und somit über ein Prozent der Gesamtfläche beanspruchen.

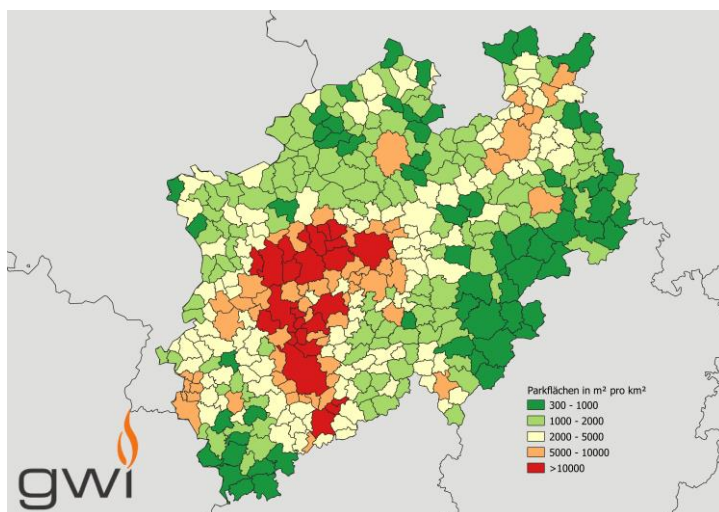


Abbildung 51: Flächeninanspruchnahme von PKW bezogen auf die gesamte Fläche der Gemeinde. Für jeden in der Gemeinde zugelassenen PKW wird eine Flächeninanspruchnahme von 13,5 m<sup>2</sup> angenommen. [126, S. 19], [129]

IT.NRW gibt die Nutzung von Bodenflächen in Nordrhein-Westfalen gemeindescharf an. [131] Im Bundesland werden im Mittel 16,7 % von Siedlungsfläche, 7,0 % von Verkehrsflächen (Straßenverkehr, Wege, Bahnverkehr, Flugverkehr und Schiffsverkehr), 74,5 % von Vegetation sowie 1,8 % von Gewässer der Gesamtfläche beansprucht. In einigen Gemeinden tritt neben den oben beschriebenen Zulassungszahlen von PKWs bereits durch die Verkehrsinfrastruktur eine hohe Flächeninanspruchnahme auf. Die Gemeinden mit den höchsten Anteilen der Verkehrsflächen bezogen auf die gesamte Fläche der Gemeinde sind in Tabelle 11 zusammengestellt.

Tabelle 11: Zehn Gemeinden mit der höchsten Flächeninanspruchnahme von Verkehrsflächen bezogen auf die gesamte Fläche der jeweiligen Gemeinde Stand 2018. [131]

	Gemeinde	Fläche Gemeinde in km <sup>2</sup>	Fläche Verkehr in km <sup>2</sup>	Anteil in %	Fläche Straßenverkehr in %	Anteil in %
1	Herne	51,42	9,34	18,16	6,31	12,27
2	Oberhausen	77,09	13,44	17,43	9,69	12,57
3	Düsseldorf	217,41	36,77	16,91	22,63	10,41
4	Köln	405,01	66,17	16,34	40,97	10,12
5	Sankt Augustin	34,22	5,52	16,13	3,34	9,76
6	Gelsenkirchen	104,94	15,89	15,14	11,79	11,23
7	Dortmund	280,71	41,23	14,69	28,92	10,30
8	Bochum	145,66	21,12	14,50	16,19	11,11
9	Essen	210,34	29,04	13,81	22,31	10,61
10	Langenfeld (Rhld.)	41,15	5,65	13,73	4,24	10,30

Abbildung 52 stellt die Ergebnisse der MKA der Verkehrsbelastung dar. Den einzelnen Parametern entsprechend ist auch der Gesamtscore in den Großstädten im Ruhr- und Rheingebiet hoch. Dortmund, Bochum, Essen, Düsseldorf, Köln und Bonn haben einen Verkehrsbelastungswert von über 60. Auch Gemeinden, die an diese Metropolregionen angrenzen, zeigen hohe Werte, was darauf schließen lässt, dass diese Großstädte auch im Umland zu einer starken Verkehrsbelastung führen. Größere Städte, die außerhalb der Metropolregionen am Rhein bzw. Ruhr liegen, wie z. B. Münster,

Aachen oder Bielefeld weisen ebenfalls im Vergleich zu ihrem Umland höhere Werte auf. Mit Werten von 28 (Münster), 37 (Bielefeld) und 48 (Aachen) haben diese jedoch deutlich niedrigere Werte als die Städte im Ruhrgebiet, Köln oder Düsseldorf. Besonders niedrige Werte im Gesamtscore wurden für Gemeinden in der Eifel und dem Sauerland bestimmt.

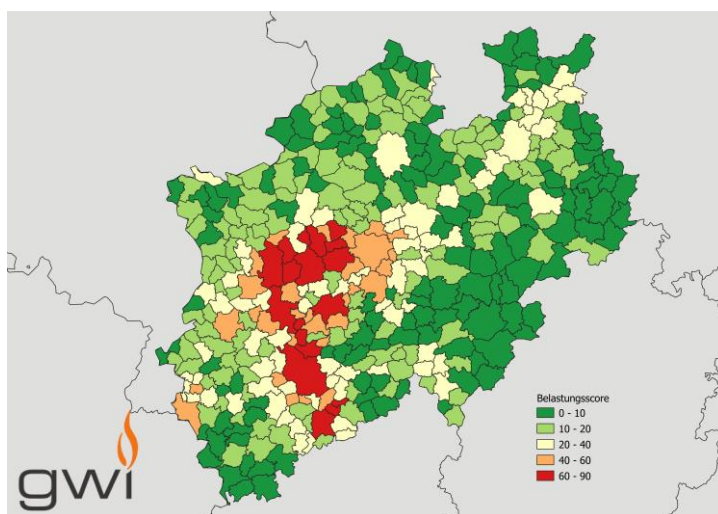


Abbildung 52: Verkehrsbelastung der Gemeinden in Nordrhein-Westfalen, bewertet und gewichtet nach den in Tabelle 10 dargestellten Kriterien.

Der Verkehrsanbindungsscore bewertet die Verfügbarkeit von Verkehrsmitteln, die eine emissionsarme bzw. -freie Mobilität ermöglichen. Diesbezüglich sind insbesondere der ÖPNV sowie Regional- und Fernverkehrszüge zu nennen. Aber auch der Radverkehr sowie Car- und Bikesharing-Angebote werden berücksichtigt. Um die Verfügbarkeit von den genannten Verkehrsmitteln zu bewerten, finden die in Tabelle 12 aufgeführten Parameter Berücksichtigung.

Tabelle 12: Berücksichtigte Parameter zur Bestimmung der gemeindescharfen Bewertung der Verkehrsverfügbarkeit von emissionsarmen und emissionsfreien Verkehrsmitteln.

Parameter	Gewichtung	Quelle
Anzahl ÖPNV Abfahrten pro 1.000 Einwohner (Werktags und Sonntag) Aktualisierter Datensatz für 2020	1	[132]
Anzahl ÖPNV Haltestellen pro km <sup>2</sup>	2	[133]
Anzahl Bahnhöfe pro km <sup>2</sup>	1	[134]
Anzahl Bike- und Carsharing Angebote pro km <sup>2</sup>	1	[135]
Radwege im km pro km <sup>2</sup>	1	[136]

Die Anzahl von ÖPNV Haltestellen und Abfahrten sind Indikatoren für die Verfügbarkeiten von öffentlichen Nahverkehrsmitteln. Diese wird anhand der Parameter Haltestellen pro km<sup>2</sup> und Abfahrten pro 1.000 Einwohner bewertet, sodass sowohl die räumliche Erschließung bzw. Flächenverfügbarkeit als auch die Frequentierung des ÖPNV berücksichtigt wird. Wie in Abbildung 53 dargestellt, ist die Haltestellendichte von ÖPNV Angeboten besonders in den Großstädten von Nordrhein-Westfalen hoch, während kleinere Gemeinden weniger Haltestellen pro km<sup>2</sup> aufweisen. Der Vergleich zu der Anzahl an Abfahrten pro 1000 Einwohner, dargestellt in Abbildung A 7, zeigt, dass die



Großstädte im Ruhrgebiet und am Rhein auch bei den ÖPNV-Abfahrten pro 1.000 Einwohner Werte von über 200 aufweisen und eine äquivalente Verteilung der Anzahl an Haltestellen vorliegt. Da die Abfahrten in Relation zur Bevölkerung betrachtet werden, zeigen jedoch auch einige ländliche Gemeinden, z. B. in der Eifel, hohe Werte. Besonders niedrig sind die Abfahrten pro 1.000 Einwohner im Nordwesten von Nordrhein-Westfalen.

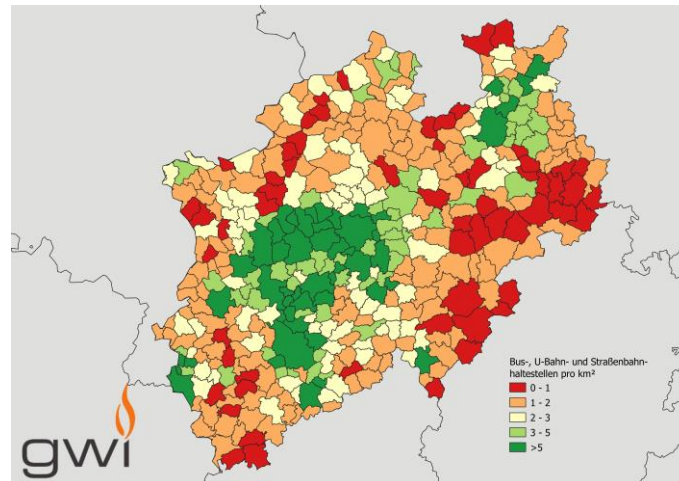


Abbildung 53: Anzahl ÖPNV Haltestellen pro 1.000 Einwohner pro km<sup>2</sup> je Gemeinde in Nordrhein-Westfalen. [133]

Ein weiterer Parameter zur Bewertung der Verkehrsanbindung ist die Verteilung von Regional- und Fernverkehrsbahnhöfen, dargestellt in Abbildung 54. Außerhalb der Metropolregionen sind zum Teil keine Bahnhöfe vorhanden und somit keine direkte Anbindung an den öffentlichen Regional- und Fernverkehr gegeben.

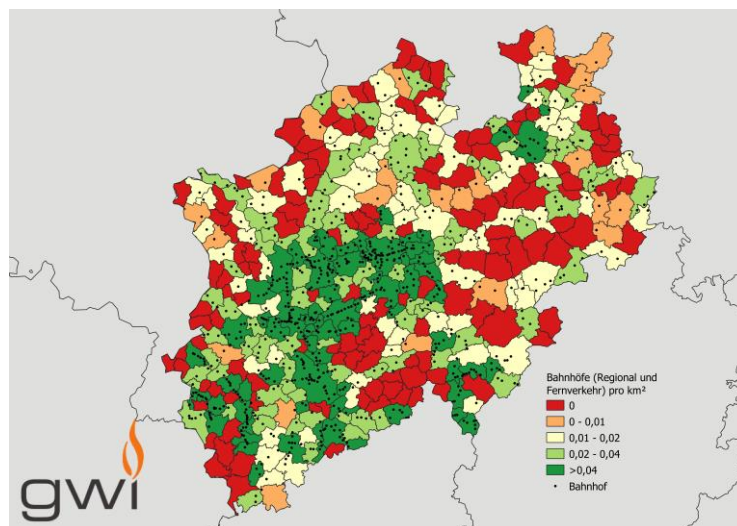


Abbildung 54: Anzahl der Bahnhöfe pro km<sup>2</sup> in Nordrhein-Westfalen. [134]

Car- und Bikesharingangebote sind bisher nur in jeder vierten Gemeinde vorhanden. Besonders in Großstädten ist das Angebot stark ausgeprägt. Abbildung 55 zeigt die Ergebnisse der Verfügbarkeitsanalyse von emissionsarmen und emissionsfreien Verkehrsträgern. Gemeinden mit einer hohen Verkehrsbelastung, liegen insbesondere das Rhein- und Ruhrgebiet (siehe Abbildung 52). In den Metropolen in Nordrhein-Westfalen liegt auch eine hohe Verfügbarkeit von emissionsarmen



Verkehrsangeboten vor. Die Städte Herne, Oberhausen, Dortmund und Essen im Ruhrgebiet sowie Bonn und Düsseldorf haben mit über 50 die höchsten Werte in NRW. Dies ist durch ein stark ausgeprägtes ÖPNV, der auch gemeindeübergreifend angeboten wird und eine gute Anbindung an den öffentlichen Regional- und Fernverkehr zu begründen. Auch die Städte Köln, Aachen und Duisburg haben mit über 40 vergleichsweise hohe Werte. In kleineren Gemeinden und ländlicheren Regionen, also Regionen mit einer niedrigen Verkehrsbelastung, liegen die Werte fast ausschließlich bei unter 30.

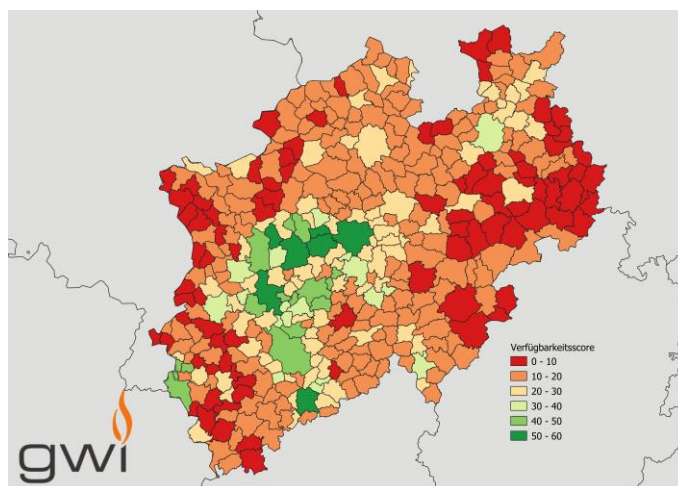


Abbildung 55: Verfügbarkeitsbewertung von emissionsarmen und emissionsfreien Verkehrsangeboten der Gemeinden in Nordrhein-Westfalen, bewertet und gewichtet nach den in Tabelle 12 dargestellten Bewertungskriterien.

Die bevölkerungsstarken Gemeinden weisen eine hohe Verfügbarkeit an emissionsarmen Verkehrsmitteln auf und sind gleichzeitig von hoher Verkehrsbelastung betroffen. Dies gilt insbesondere für die polyzentralen Metropolregionen im Rhein- und Ruhrgebiet. Die peripheren Regionen zeigen eine geringe Verkehrsverfügbarkeit und auch geringe Werte bei der Verkehrsbelastung. Somit sind in den einwohnerstarken Gemeinden in Nordrhein-Westfalen Maßnahmen zu ergreifen, welche die Verkehrsbelastung in Großstädten reduzieren, ohne dabei die Verkehrsverfügbarkeit zu verringern. In Großstädten ist dies durch eine Verkehrsverlagerung des PKW-Verkehrs auf emissionsarme Verkehrsmittel zu erreichen. Da der ÖPNV und öffentliche Regionalverkehr z. B. im Ruhrgebiet im Vergleich zu den anderen Städten und Gemeinden in NRW bereits gut ausgebaut ist, reicht es nicht diese Verkehrsmittel noch weiter auszubauen. Stattdessen müssen auch Anreize geschaffen werden diese zu Nutzen. Weiterhin ist die Verkehrsverfügbarkeit von emissionsarmen und emissionsfreien Verkehrsangeboten in peripheren Regionen zu erhöhen, ohne dabei die Verkehrsbelastung zu erhöhen. Im Folgenden werden konkrete Maßnahmen diskutiert, mit denen diese Herausforderungen der Verkehrswende zu lösen sind.

Für die städtische Verkehrsplanung sind sich Politik und Wissenschaft einig, dass der Rad- und öffentliche Personennahverkehr auszubauen ist. Statt dem Leitbild der autogerechten Stadt zu folgen, ist die Stadt der kurzen Wege und eine umwelt- und klimafreundliche Mobilität ausgesprochenes Ziel. Insbesondere in Innenstädten ist der Autoverkehr zu verringern, um mehr Raum für Rad- und Fußgänger zu schaffen. Auch in Wohnquartieren werden immer häufiger autofreie oder verkehrsberuhigte Zonen gefordert, welche die Verkehrsbelastung verringern und Quartiere lebenswerter und sicherer machen. Um den Radverkehr zu fördern sind in erster Linie neue Radwege

nötig, die einen sicheren und komfortablen Radverkehr ermöglichen. Des Weiteren ist ein Ausbau des ÖPNV Angebots sowie eine bessere Verknüpfung mit anderen Verkehrsmitteln nötig. [137]

Um die geforderten Maßnahmen in angemessener Zeit umsetzen zu können, benötigen Kommunen eine bessere Finanzierung und mehr Personal. Dies ist nicht nur durch Förderungen vom Bund oder Land, sondern auch durch neue Finanzierungsstrukturen zu gewährleisten. Zum Beispiel können Kommunen durch Parkraumbewirtschaftung, eine City-Maut, Bürgerbeiträge für den ÖPNV oder zusätzliche Steuereinnahmen durch Touristen neue Finanzierungsmöglichkeiten schaffen. [138], [139]

Um den ÖPNV in Städten zu verbessern ist in Nordrhein-Westfalen bereits eine Sanierung der Stadt- und Straßenbahnnetze geplant, wofür insgesamt eine Milliarde Euro zur Verfügung stehen. [140] Die Verfügbarkeitsanalyse hat gezeigt, dass die ÖPNV-Angebote in Nordrhein-Westfalen besonders in Großstädten bereits relativ gut ausgebaut sind. Um den Modal Split des PKW-Verkehrs zu verringern und so die Verkehrsbelastung zu verringern, sind Marketingstrategien und Anreize zur Nutzung emissionsarmer Verkehrsmittel zu schaffen. In [140] wird gezeigt, dass Infrastrukturmaßnahmen zur Stärkung des Radverkehrs in Großstädten besonders wirksam sind, wenn gleichzeitig Marketingkampagnen durchgeführt werden. Deswegen sind in Großstädte von Nordrhein-Westfalen, Maßnahmen zu entwickeln, welche die Mobilitätsroutinen durchbrechen. Neben Marketingkampagnen sind diesbezüglich auch Einschränkungen des PKW-Verkehrs in Innenstädten bzw. Wohnquartieren denkbar. Dadurch kann die Verkehrsbelastung verringert werden sowie Anreize und Raum für die Nutzung des ÖPNV geschaffen werden. [137]

Auch im ländlichen Raum ist der ÖPNV zu stärken. In anderen Bundesländern liegt dabei der Fokus auf niedrig frequentierten Buslinien, die zwar nicht alle Ortschaften anfahren, dafür aber mindestens stündlich fahren. Dadurch sinken die Betriebskosten und die Reisezeit für die Fahrgäste. Kleinere Ortschaften sollen durch flexible Angebote, die nur auf Wunsch eines Fahrgastes fahren, an die starken Linien angebunden werden. Auch das Fahrrad und E-Bikes sollen als Anbindung zu den starken Linien dienen. Dazu sind jedoch ausreichend Radwege, Abstellmöglichkeiten an den Haltestellen und eine komfortable Fahrradmitnahme im Bus oder Zug nötig. [141] In Nordrhein-Westfalen wurden bereits 2019 Maßnahmen zur Förderung des öffentlichen Verkehrs im ländlichen Raum beschlossen. Dies schließt den Ausbau des On-Demand-Verkehrs ein, bei dem Kunden bei Bedarf einen Shuttle-Service bestellen können. [138], [142] Die Verfügbarkeitsanalyse hat gezeigt, dass die ÖPNV-Anbindung im ländlichen Raum deutlich niedriger ist als in urbanen Räumen. Eine komplette räumliche Erschließung ist in dünn besiedelten Regionen häufig mit erheblichen Mehrkosten verbunden, da weniger Nachfrage als in Städten besteht. On-Demand-Verkehre sind daher für periphere Räume mit nur wenigen Fahrgästen eine günstigere und emissionsärmere Alternative zu Buslinien. Auf regionaler Ebene ist ein Ausbau des Schnellbusverkehrs geplant. [143]

### 2.3.2 Alternative Antriebe im straßengebundenen ÖPNV

Durch den hohen Einsatz sowie die Fahrleistung von Bussen in städtischen Räumen, haben diese im Verhältnis zur Fahrzeugzahl einen hohen Einfluss auf die Luftqualität und Lärmemissionen. [144] Die Europäische Union legt Rahmenbedingungen für zukünftige Antriebskonzepte sowie zukünftige Kraftstoffe fest, welche entscheidende Treiber zum Markteintritt alternativer Antriebskonzepte sind. Bereits seit dem Jahr 2009 sind PKW und LNF durch CO<sub>2</sub>-Flottengrenzwerte reglementiert. Seit 2019

wurden Flottengrenzwerte für SNF eingeführt, welche bezogen auf das Jahr 2019 eine Emissionsminderung von 15 % für 2025 und 30 % für 2030 vorsieht. [145] Für Nahverkehrsbusse ist die Clean Vehicles Directive (CVD) relevant, welche durch das Gesetz über die Beschaffung sauberer Straßenfahrzeuge (Saubere-Fahrzeuge-Beschaffungs-Gesetz – SaubFahrzeugBeschG) in deutsches Recht umgesetzt wurde. Dieses legt verbindliche Mindestziele für öffentliche Auftragsvergaben fest, wobei der Anteil sauberer Nahverkehrsbusse ab dem 02.08.2021 bis einschließlich 31.12.2025 45 % und ab dem 01.01.2026 65 % in Deutschland beträgt. [146] Die Richtlinie legt auch Mindestziele für LNF und LKW fest und betrifft die Bereiche öffentlicher Verkehr, Personenbeförderung, Abholung von Siedlungsabfällen, Postbeförderung und Paketzustellung. Bei der Mindestquote für Fahrzeuge wird zwischen sauberen Fahrzeugen unterschieden, welche einen spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktor unterschreiten müssen. Dies kann durch alternative Kraftstoffe wie Biomethan/Biodiesel, CNG, LNG sowie dem Einsatz synthetischer Kraftstoffe erreicht werden. Als emissionsfreie Fahrzeuge sind solche definiert, die weniger als 1 gCO<sub>2</sub>/km ausstoßen. Die Emissionsgrenzwerte für emissionsfreie Fahrzeuge können ausschließlich mit Brennstoffzellenfahrzeugen oder batterieelektrischen Fahrzeugen eingehalten werden. Seit August 2021 muss ein Gesamtanteil von 45 % sauberer Nutzfahrzeuge in der öffentlichen Beschaffung gewährleistet sein, welcher sich jeweils zu 22,5 % aus emissionsfreien sowie 22,5 % sauberen Fahrzeugen zusammensetzen. Ab 2030 betragen beide Anteile 32,5 %. Die Anteile in der öffentlichen Beschaffung mit den entsprechenden Bezugsjahren sind in Abbildung 56 zusammengestellt.

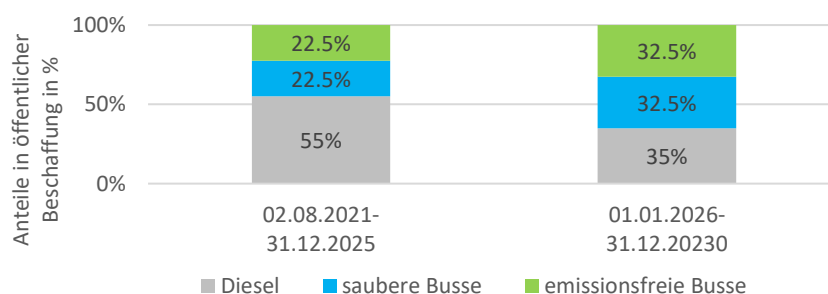


Abbildung 56: Mindestanteile an sauberen und emissionsfreien Fahrzeugen in der öffentlichen Beschaffung von Bussen nach SaubFahrzeugBeschG.

Die Anteile für saubere Fahrzeuge können mit Hybridfahrzeugen sowie gasbetriebenen Bussen abgedeckt werden. Die aktuelle Verteilung der Antriebsstränge der Busflotte in NRW zeigen, wie stark der aktuelle Flottenmix vom Dieselantrieb geprägt ist. Der Anteil in NRW beträgt zum Stichtag 01.01.2020 97,03 %, in ganz Deutschland 96,80 %. Insgesamt sind in Nordrhein-Westfalen 17.117 Fahrzeuge zugelassen, wobei es sich bei 104 um Elektrofahrzeuge handelt. Eine Übersicht über den Fahrzeugbestand im Bundesland Nordrhein-Westfalen sowie der Bundesrepublik ist in Tabelle 13 gegeben.

Tabelle 13: Verteilung von Antriebsarten/Kraftstoffen von Kraftomnibussen in NRW und Deutschland zum Stichtag 01.01.2020. [147]

Kraftstoff/Antrieb	Anzahl Fahrzeuge NRW	Anteil NRW in %	Anzahl Fahrzeuge DE	Anteil DE in %
Benzin	14	0,08	103	0,13
Diesel	16.609	97,03	78.758	96,80
Gas	129	0,75	1.076	1,32
Elektro	104	0,61	385	0,47
Hybrid	246	1,44	1.008	1,24
Sonstige	15	0,09	34	0,04
Gesamt	17.117	100,00	81.364	100,00

Der geringe Anteil alternativer Kraftstoffe und Antriebe im Bussegment suggeriert, dass es aus rein wirtschaftlicher Sicht wenig Anreiz zur Umstellung gibt. Die aktuelle Altersstruktur der deutschen Busflotte zeigt, dass 34,23 % der Busse in Deutschland älter als 10 Jahre sind. Die typische Nutzungsdauer von Linienbussen beträgt 9-10 Jahre. [148], [149] 26,94 % der Busse weisen ein Alter von fünf bis neun Jahren auf. Es ist hier mit einer Substitution in den nächsten fünf Jahren zu rechnen. Ein Anteil von 37,52 % der Busse weisen ein Alter von unter fünf Jahren auf. Der Anteil von Elektrobussen in dem Alterssegment unter fünf Jahren liegt bei 0,91 % sowie der Anteil für Hybride bei 2,59 %. In dem Alterssegment fünf bis neun Jahre liegen die entsprechenden Werte bei 0,1 % bzw. 0,71 %. Die Altersstruktur der deutschen Kraftomnibusflotte ist in Tabelle 14 zusammengestellt.

Tabelle 14: Fahrzeugalter der Kraftomnibusflotte in Deutschland zum Stichtag 01.01.2020. [147]

Kraftstoff/ Antrieb	Anzahl Fahrzeuge nach Alter							Gesamt
	<5	5-9	10-14	15-19	20-24	25-29	>30	
Benzin	9	11	14	6	2	2	59	103
Diesel	29.168	21.362	16.973	7.920	1.780	560	995	78.758
Gas	273	283	465	45	6	2	2	1.076
Elektro	278	30	23	38	1	2	13	385
Hybrid	790	216	2	-	-	-	-	1.008
Sonstige	12	15	6	1	-	-	-	34
gesamt	30.530	21.917	17.483	8.010	1.789	566	1.069	81.364
Anteil	37,52 %	26,94 %	21,49 %	9,84 %	2,20 %	0,70 %	1,31 %	100,00 %

Neben dem Alter gibt auch die Emissionsklasse Auskunft über den Zustand der Busflotte in NRW und Deutschland. Die Fahrzeuge der Busflotte in Nordrhein-Westfalen weisen einen insgesamt niedrigeren Emissionsstandard auf als die gemittelte deutsche Flotte. Der Anteil von Fahrzeugen mit der Emissionsklasse niedriger oder gleich Euro 4 liegt bei 25,71 %. Der entsprechende deutsche Mittelwert

liegt bei 23,33 %. Die Verteilung nach Emissionsklassen für das Bundesland Nordrhein-Westfalen sowie Deutschland in Tabelle 15 zusammengestellt.

Tabelle 15: Verteilung Emissionsklassen Kraftomnibusse in NRW und Deutschland Stand 01.01.2020. [147]

Emissionsklasse	Anzahl Fahrzeuge NRW	Anteil NRW	Anzahl Fahrzeuge DE	Anteil DE
Euro 1/S1	58	0,34 %	195	0,24 %
Euro 2/S2	837	4,89 %	3.438	4,23 %
Euro 3/S3	2.562	14,97 %	10.306	12,67 %
Euro 4/S4	944	5,51 %	5.042	6,20 %
Euro 5/S5	1.141	6,67 %	9.647	11,86 %
Euro 6/S6 insgesamt	6.425	37,54 %	34.856	42,84 %
darunter Euro 6d-temp	-	0,00 %	5	0,01 %
darunter Euro 6d	-	0,00 %	-	0,00 %
Sonstige	5.150	30,09 %	17.880	21,97 %
Gesamt	17.117		81.364	

Neben Restriktionen über den Emissionsausstoß der Fahrzeuge bei Neuzulassung sind Lebenszykluskosten ein entscheidender Faktor für die Entwicklung des Flottenbestandes. [144] In [149] werden die Lebenszykluskosten von Diesel und Brennstoffzellenbussen sowie einem Bus mit Wasserstoff-Verbrennungsmotor verglichen. Bereits der Unterschied der Investitionskosten bei einem Dieselbus mit 200.000 €, einem H<sub>2</sub>-BZ Bus mit 650.000 € und einem H<sub>2</sub>-Verbrennungsmotor mit 350.000 € zeigen, dass abweichende Kostenstrukturen vorliegen. [149] Für den Total Cost of Ownership Wert (TCO), welcher alle Kosten über anfallenden Kosten und die Betriebsdauer angibt [148], weist ein Dieselbus einen Kostenwert von 66.930 €/a auf, ein H<sub>2</sub>-BZ Bus einen Wert von 141.961 €/a und ein H<sub>2</sub>-Bus mit Verbrennungsmotor von 106.913 €/a. Hierbei werden Kosten für die Infrastruktur nicht betrachtet. [149] Die Kosten für den H<sub>2</sub>-Busbetrieb liegen somit für den Fall eines H<sub>2</sub>-BZ Busses um Faktor 2,21 und für den Fall eines H<sub>2</sub>-Verbrennungsmotors um den Faktor 1,6 über dem eines Dieselmotors. Somit entsteht ein Förderbedarf von 104 %/676.000 € für H<sub>2</sub>-BZ Bus und 73 %/354.000 € für einen Bus mit H<sub>2</sub>-Verbrennungsmotor.<sup>4</sup> [149] Grundlegende Annahmen für die berechneten Werte sind eine jährliche Laufleistung von 71.000 km/a, eine Nutzungsdauer von neun Jahren, ein Zinssatz von 2,0 % sowie ein Kraftstoffverbrauch von  $30,0 \frac{l_{\text{Diesel}}}{100 \text{ km}}$  für Dieselbusse,  $8,2 \frac{kg_{H_2}}{100 \text{ km}}$  für Brennstoffzellenbusse sowie  $8,5 \frac{kg_{H_2}}{100 \text{ km}}$  für Busse mit einem Wasserstoff-Verbrennungsmotor. [149] Werden neben der Umstellung eines einzelnen Busses die Umstellung von Flotten betrachtet, treten weitere Kosten wie die nötige Beladeinfrastruktur und deren Wartung sowie die Umrüstung der Werkstatt auf. Kosten für eine Wasserstofftankstelle für 50 Busse werden mit ca.

<sup>4</sup> Angegebene Werte entsprechen dem Stand 2019.

5 Mio. € in [150] angegeben, ohne Kosten für Elektrolyseur. Mit einem entsprechend dimensioniertem Elektrolyseur steigen die Kosten auf ca. 12 Mio. € [150]. Da sich die Investitionskosten für einen Elektrolyseur bei größeren Flotten über mehrere Fahrzeuge verteilen, ist ein Konzept erst ab einer bestimmten Flottengröße bzw. H<sub>2</sub>-Abnahmemenge wirtschaftlich. Die Kosten der Komponenten für eine Wasserstofftankstelle für zehn Busse sind mit 250.000 € für einen Hochdruckspeicher, 250.000 € für einen Verdichter sowie 200.000 € für die Zapfsäule zu beziffern. [150] Weiterhin muss bei einem Konzept ohne Elektrolyseur die Versorgung mit Wasserstoff über Trailer erfolgen, welche 250.000 € pro Fahrzeug kosten. [150] Neben den Kosten für Infrastruktur sind Kosten für die Umrüstung der Werkstatt zu beachten, welche stark von lokalen Faktoren abhängen. Hierzu zählen die Größe der Flotte bzw. Werkstatt sowie nötige Neuanschaffungen für einen Dacharbeitsstand [150]. In [144] werden Kosten für die Umrüstung einer Flotte von sechs Linienbussen sowie der dafür nötigen Infrastruktur bestimmt. Eine Betankungsinfrastruktur für Dieselbusse wird als vorhanden angenommen. Hierzu werden die Investitions- sowie Wartungs- und Instandhaltungskosten für Diesel, CNG, Biomethan, Elektrobussen (Gelegenheitsnachladung und Depotladung) sowie Brennstoffzellenbussen, die benötigte Infrastruktur und Kosten für Emissionen vergleichend bestimmt und auf einen zurückgelegten Fahrzeugkilometer bezogen. Aufgrund der geringeren Reichweite wird für Elektrobusse, welche im Depot beladen werden, angenommen, dass zwei zusätzliche Fahrzeuge benötigt werden. Die relativen Mehrkosten im Vergleich zum Flottenbetrieb mit Diesel betragen nach [144] für CNG-Bussen 3,91 %, Biomethan-Busse 6,25 %, Elektrobusse mit Zwischenladung 15,63 %, Elektrobusse welche ausschließlich im Depot beladen werden 67,97 % sowie Brennstoffzellenbussen 64,06 %. Die einzelnen Kostenanteile sind in Abbildung 57 zusammengestellt.

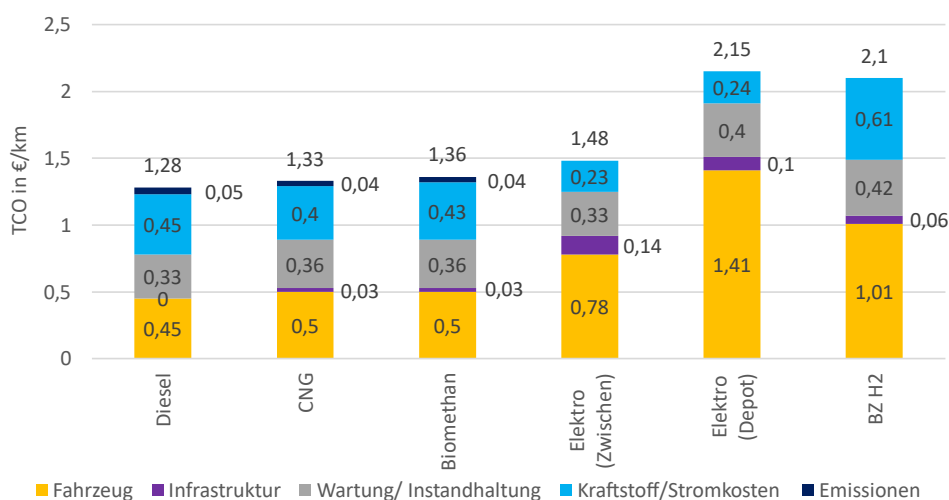


Abbildung 57: Total Cost of Ownership für den Linienbusbetrieb und die benötigte Beladungsinfrastruktur (Nutzungsdauer 24 Jahre) von sechs Fahrzeugen (Nutzungsdauer 12 Jahre) unterschiedlicher Kraftstoffe und Antriebsarten unter der Annahme, dass für Elektrobusse acht Fahrzeuge anzuschaffen sind. Kosten für die Umrüstung von Werkstätten werden nicht betrachtet. Die angenommene Fahrleistung für Fahrzeuge beträgt 62.100 km/a. Der angenommene Zinssatz beträgt 5 %. Werte basieren auf [144].

Dass bei der Elektrifizierung von Linienbusflotten eine höhere Anzahl von Fahrzeugen benötigt wird, ist nicht allgemein anzunehmen. Jedoch entstand auch bei den Verkehrsbetrieben Hamburg Holstein ein Mehrbedarf an Fahrzeugen von 11 %, wo hier im Jahr 2016 die Elektrifizierung begonnen hat. [151] Durch Schnellademöglichkeiten an Zwischenhalten oder Endhaltestellen kann der Mehrbedarf an Fahrzeugen reduziert werden, was die Flexibilität des Flottenbetriebs allerdings reduziert [151].



Welche Anpassung auf einem Betriebshof nötig sind, um Elektrobusse zu betreiben ist in [151] einzusehen. In [148] werden vergleichbare TCO Werte für Diesel-, CNG-, PHEV und batterieelektrische Busse bestimmt. Hierbei wird kein Flottenbetrieb betrachtet, sondern die Substitution eines Linienbusses. Infrastrukturkosten werden auf einen Bus umgelegt. Die berechneten Werte basieren auf der Annahme, dass die Fahrzeuge 10 Jahre betrieben werden, bei einer jährlichen Fahrleistung von 60.000 km/a. Beide Werte liegen somit leicht unter den zuvor angenommenen Werten bezüglich der jährlichen Fahrleistung und Nutzungsdauer aus [144]. Für den TCO Wert eines Dieselbusses wird ein ähnlicher Wert von 1,24 €/km ermittelt. Für den Betrieb eines CNG Busses wird ein Wert von 1,27 €/km bestimmt. Dieser liegt 2,42 % über dem Wert eines Dieselbusses. Für einen PHEV wird ein Wert von 1,32 €/km berechnet, welcher 6,45 % über der Dieselalternative liegt. Hauptfaktor hierfür sind die höheren Fahrzeugkosten, welche für einen PHEV Bus mit 445.000 €/Fahrzeug angenommen werden und für einen Dieselbus mit 230.000 €/Fahrzeug. Elektrobusse (Depotladung) werden mit einem TCO Wert von 1,18 €/km und Elektrobusse (Zwischenladung) mit einem Wert von 1,23 €/km angegeben. Beide Werte liegen mit -4,84 % und -0,81 % unterhalb des Dieselbusses. Obwohl ähnlich hohe Fahrzeugkosten angenommen werden (475.000 € und 502.500 €), liegen die Stromkosten deutlich unter den Kosten für Diesel. Weiterhin werden niedrigere Wartungskosten angenommen. Zentrale Annahmen der Studie sind in Tabelle A 1 zusammengestellt. Einen Überblick über die berechneten TCO je zurückgelegtem Kilometer aus [148], sind in Tabelle 16 dargestellt.

*Tabelle 16: Total Cost of Ownership für den Linienbusbetrieb und benötigte Beladungsinfrastruktur von einem Fahrzeug (Nutzungsdauer 10 Jahre) unterschiedlicher Kraftstoffe und Antriebsarten. Kosten für die Umrüstung von Werkstätten werden nicht betrachtet. Die Annahme der Fahrleistung von Fahrzeugen liegt bei 60.000 km/a. [148]*

	Diesel Euro VI	CNG Euro VI	PHEV Euro VI	Elektro (Depot)	Elektro (Zwischen)
TCO 10 Jahre €/km	1,24	1,27	1,32	1,18	1,23
Mehrkosten zu Diesel in %		2,42	6,45	-4,84	-0,81

Abweichende TCO Werte für den Betrieb und die nötige Infrastruktur vom Betrieb alternativer Busse sind durch stark abweichende Rahmenbedingungen im Einzelfall zu begründen. Eine allgemeine Technologieempfehlung kann daher nicht gegeben werden, sondern ist durch Simulation des umzurüstenden Flottenbetriebs zu bestimmen. In [152] werden zentrale Key Performance Indicators (KPIs) bestimmt, welche sich auf die Wahl der alternative Antriebstechnologie auswirken und in Abbildung 58 zusammengestellt sind. Hierbei beeinflusst das Fahrprofil der abgebildeten Flotte direkt die Technologiewahl. Das Fahrprofil umfasst die Topografie, Streckenlänge sowie das Geschwindigkeitsprofil, welches sich z. B. im urbanen oder ländlichen Raum stark unterscheidet. Diese haben Einfluss auf den Kraftstoffverbrauch. In einem ersten Schritt ist zu prüfen, welche Technologie die resultierenden Anforderungen an Reichweite sowie Betankungszeiten erfüllen kann. Weiterhin können Platz für neue Betankungsinfrastruktur und Sicherheitsanforderungen der Werkstatt und des Personals limitierende Faktoren sein, welche in einer ganzheitlichen Betrachtung zu berücksichtigen sind. [152]

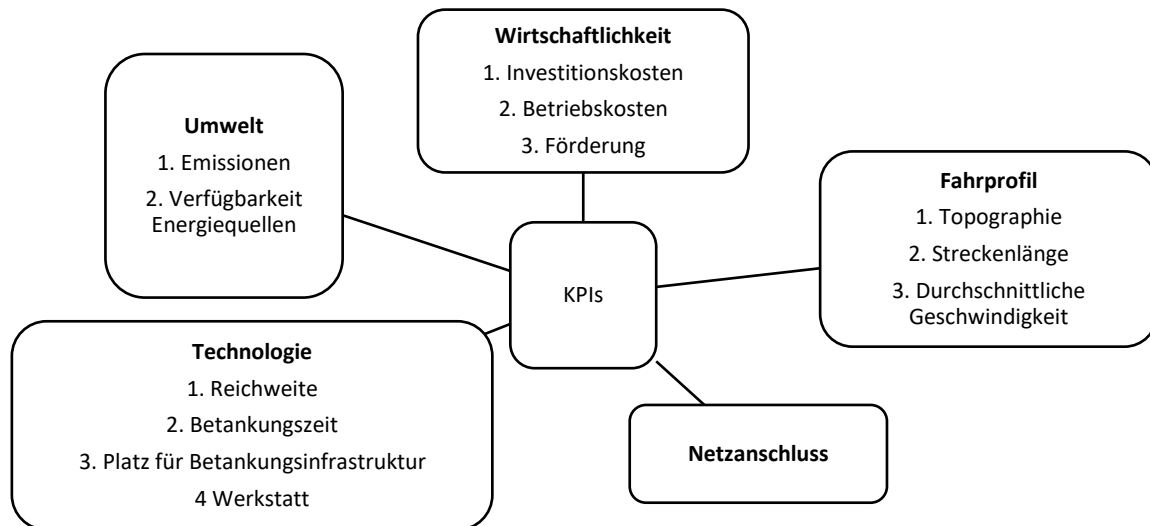


Abbildung 58: Faktoren welche die Technologiewahl im Betrieb von ÖPNV Linienbussen beeinflussen. [152]

Grundlegende Elemente eines solchen Vergleiches unterschiedlicher Technologieoptionen sind im Rahmen einer Machbarkeitsstudie im Einzelfall zu prüfen. Der Aufbau sowie die grundlegenden Elemente einer Machbarkeitsstudie für die Umstellung eines Linienbusbetriebes sind in [153] zusammengestellt. Ein detaillierter Leitfaden über die verkehrlich-technische Betrachtung unterschiedlich angetriebener Linienbusse ist in [154] gegeben. Einen Überblick der Verkehrsbetriebe in NRW, welche bereits Teile ihrer Flotte umgestellt haben, sind in Tabelle A 2 zusammengestellt.

## 3 ÖKONOMISCHE ANALYSE FOSSILER ENERGIETRÄGER IM VERKEHRSSSEKTOR

bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14)

In diesem Kapitel werden die konventionellen Energieträger für den Straßenverkehr, die Binnenschifffahrt, den Flugverkehr und den Schienenverkehr hinsichtlich ihrer Kosten analysiert.

### 3.1.1 Straßenverkehr

Konventionelle Kraftstoffe im Straßenverkehr sind Diesel nach DIN EN 590, Benzin nach DIN EN 228, Erdgas (CNG und LNG) nach DIN EN 16723-2:2017-10 und LPG nach DIN EN 589. Im Fahrzeugbestand 2018 fuhren in Deutschland 58,5 % der Fahrzeuge mit Benzin, 40 % mit Diesel, 0,8 % mit LPG, 0,2 % mit CNG und 0,6 % mit alternativen Energieträgern. Für NRW waren es 60,2 % Benzinfahrzeuge, 37,8 % Dieselfahrzeuge, 1,2 % LPG-Fahrzeuge, 0,2 % CNG-Fahrzeuge und 0,6 % fuhren mit alternativen Energieträgern (vgl. Abbildung 59). 2018 war der größte Teil des Fahrzeugbestandes insgesamt als auch unter den Fahrzeugen mit konventionellen Energieträgern Fahrzeuge mit Diesel- und Ottomotor.

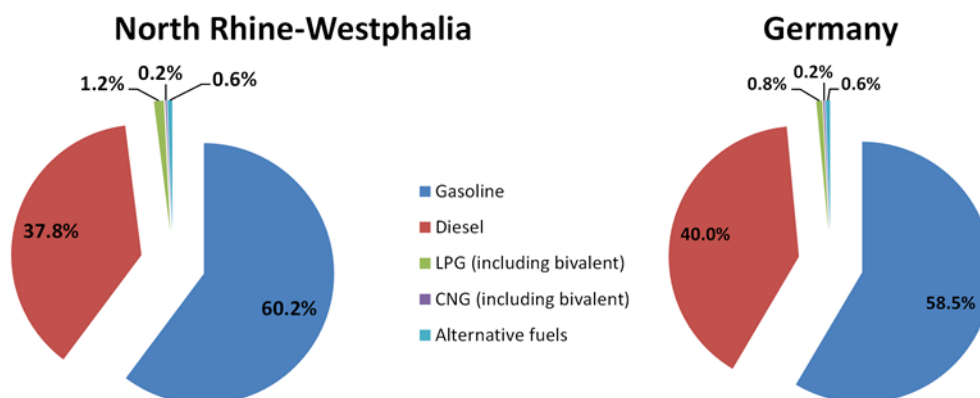


Abbildung 59: Flottenmix bezüglich des Energieträgers im Jahr 2018 basierend auf [103].

Abbildung 60 zeigt die zeitliche Entwicklung der Preise für Rohöl, Normalbenzin, Superbenzin, Super-Plus und Dieselkraftstoff von 1991 bis 2018, wobei Normalbenzin nur bis 2009 erhältlich war und Superbenzin und Super-Plus erst seit 1995 und 2006 erhältlich sind. Die Kraftstoffpreise sind Endverbraucherpreise inklusive Mehrwertsteuer, während der Rohölpreis exklusive Mehrwertsteuer angegeben ist. Die Kraftstoffpreise sind direkt abhängig vom variierenden Rohölpreis (vgl. Abbildung 60). 2018 waren die durchschnittlichen Preise für Superbenzin, Super-Plus und Dieselkraftstoff 1,43 €/l, 1,49 €/l und 1,32 €/l bei einem Rohölpreis von 451,8 €/t.

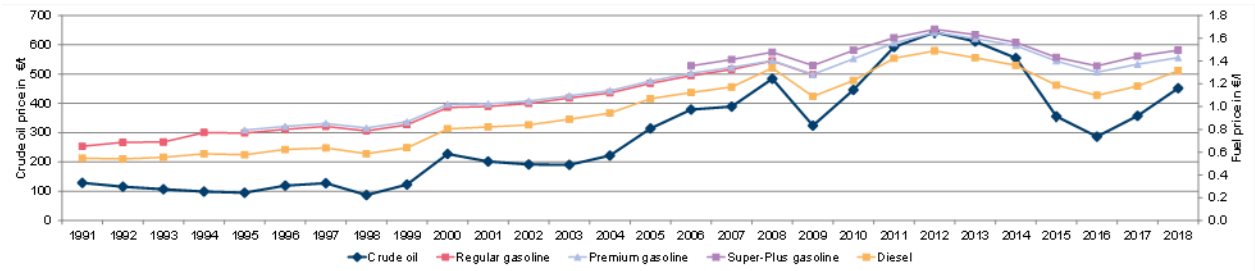


Abbildung 60: Zeitliche Entwicklung der Preise für konventionelle Energieträger [155].

Die Energiesteuer nach § 2 Abs. 1 Energiesteuergesetz setzt sich zusammen aus Mineralölsteuer und Ökosteuer. Die Kosten für Mineralölwirtschaft setzen sich zusammen aus dem Produkteinstandspreis, dem Preis, zu dem die Ware importiert wird, und den Deckungskosten. Die Deckungskosten beinhalten die Kosten und den Gewinn der Mineralölkonzerne und den Anteil für den gesetzlichen Bevorratungsverband von ca. 0,005 € [156]. Abbildung 61 zeigt die Preise für Benzin, Diesel, CNG (Stand Juni 2019) [157], LPG (Stand Dezember 2019) [158] und LNG (Stand Dezember 2019) [159], unterteilt in Mehrwertsteuer, Energiesteuer und Mineralölwirtschaft, spezifisch pro Gigajoule. Benzin weist mit 45 €/GJ den höchsten und LPG mit 18 €/GJ den niedrigsten Preis auf. Diesel und CNG liegen mit 36 €/GJ und 24 €/GJ dazwischen. LNG ordnet sich mit 44 €/GJ kurz hinter Benzin ein. Die Mehrwertsteuer macht bei allen Kraftstoffen circa 16 % des Verbrauchspreises aus. Die Kosten für die Mineralölwirtschaft variieren von 39 % für Benzin bis 75 % bei LNG (vgl. Abbildung 62). Die Energiesteuer ist für Benzin mit 45 % des Gesamtpreises am höchsten. Danach folgt Diesel mit 37 % des Gesamtpreises. Bei LPG, CNG und LNG ist der Anteil der Steuern am Gesamtpreis mit 27 %, 20 % und 9 % am geringsten.

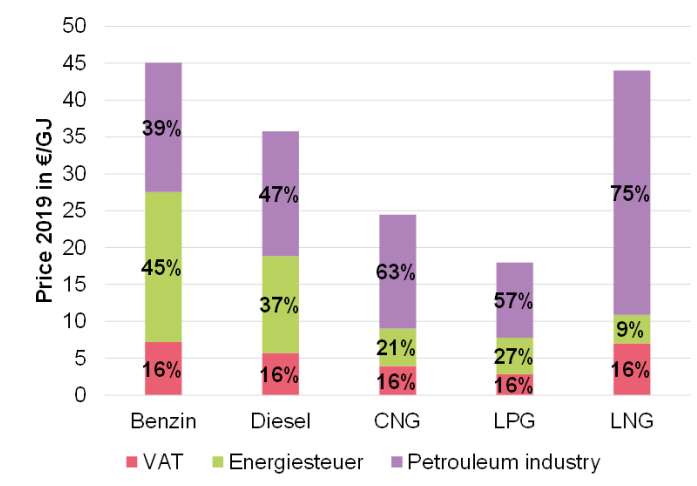


Abbildung 61: Preise 2019 für Benzin (1,45 €/l, 06/2019), Diesel (1,28 €/l, 06/2019), CNG (1,104 €/kg, 06/2019), LPG (826,08 €/t, 12/2019) und LNG (0,99 €/l, 12/2019) [157]–[159].

CNG, LPG und LNG sind nach § 2 Abs. 1 Energiesteuergesetz befristet ermäßigt [160]. Für Erdgas (CNG und LNG) sinkt die Ermäßigung stufenweise bis 2026. Nach 2026 gilt der normale Steuersatz für Erdgas. Für LPG gilt der Steuersatz für Flüssiggase. Die Ermäßigung für Flüssiggase sinkt stufenweise bis 2022. Nach 2022 gilt der normale Steuersatz für Flüssiggase. Abbildung 62 zeigt die zeitliche Entwicklung der Energiesteuer auf Benzin, Diesel, LPG, CNG und LNG spezifisch für Personenkraftwagen, wobei auch die zeitliche Entwicklung der Motorwirkungsgrade berücksichtigt wird. Die zeitliche Entwicklung der

Motorwirkungsgrade wurde aus [110] übernommen. Nach der befristeten Ermäßigung für LNG, CNG und LPG ist die Energiesteuer auf diese noch circa 15 % niedriger als auf Diesel. Die Energiesteuer für die Kraftstoffe Diesel, LPG, CNG und LNG ist bis 2050 ungefähr halb so hoch wie für Benzin.

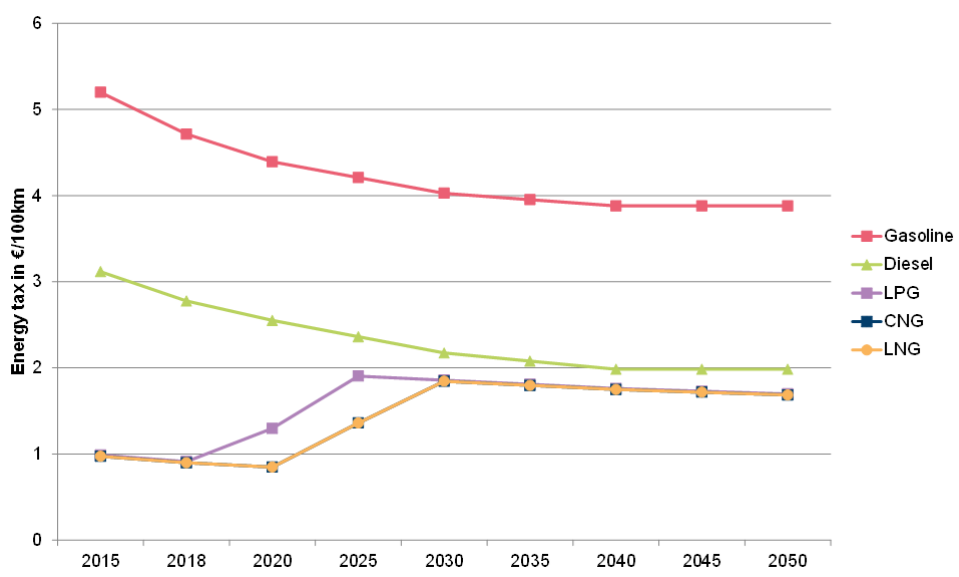


Abbildung 62: Zeitliche Entwicklung der Energiesteuer pro 100km Fahrleistung für Benzin, Diesel, LPG, CNG und LNG für Personenkraftwagen als Fallbeispiel.

Abbildung 63 zeigt die zeitliche Entwicklung der THG Emissionen für Personenkraftwagen basierend auf Fahrzeugwirkungsgrade nach [110] und THG Emissionen nach [161] und die zusätzlichen Kosten für Personenkraftwagen pro 100 km unter Annahme eines CO<sub>2</sub> Preises von 25 €/t für 2021 und 60 €/t für 2050. Die THG Emissionen von Benzin, Diesel und LPG sinken von 2015 22,43 kgCO<sub>2äq</sub>/100 km, 21,15 kgCO<sub>2äq</sub>/100km und 18,65 kgCO<sub>2äq</sub>/100 km auf 16,97 kgCO<sub>2äq</sub>/100 km, 13,47 kgCO<sub>2äq</sub>/100 km und 14,11 kgCO<sub>2äq</sub>/100 km (vgl. Abbildung 63a). Der Grund für die starke Reduzierung der THG Emissionen der Dieselfahrzeuge ist die Reduzierung des Energieverbrauchs um 36 % (vgl. Benzin: 25 %; LPG: 24 %). Während der Diesel-PKW 2015 noch die höchsten spezifischen THG Emissionen nach dem benzinbetriebenen PKW aufweist, sind die spezifischen THG Emissionen des dieselpetriebenen PKWs 2050 niedriger als von LPG und CNG/LNG betriebenen PKW. Ausnahme bilden hier PKW, welche mit CNG aus der EU betrieben werden (vgl. *EU-mix und Shale gas* in Abbildung 63b). Benzin ist 2050 weiterhin der Energieträger, welcher die höchsten spezifischen THG Emissionen produziert. Bei Erdgas wird nach unterschiedlichen Quellen differenziert. Die höchsten spezifischen Emissionen hat importiertes Erdgas über eine Distanz von 7000 km. Es folgt LNG und Erdgas, welches über eine Distanz von 4000 km transportiert wurde. Über 4000 km importiertes CNG produziert ähnliche spezifische Emissionen wie importiertes LPG. Die Reduzierung des Energieverbrauchs von erdgasbetriebenen Fahrzeugen von 2015 zu 2050 ist identisch zu LPG, d.h. 24 %.

Ein angenommener CO<sub>2</sub> Preis von 25 €/t für 2021 und 60 €/t für 2050 führt zu erhöhten Kosten des PKW-Betriebs von minimal 0,35 €/100 km für CNG Betrieb mit europäischem Shale gas für 2015 und maximal 0,47 €/100 km für einen benzinbetriebenen PKW (vgl. Abbildung 63b). Die zusätzlichen Kosten bei Dieselpetrieb sind 2021 zunächst mit 0,43 €/100 km die zweithöchsten hinter Benzin. Die zusätzlichen Kosten 2050 bei Dieselpetrieb ordnen sich mit 81 €/100 km hinter dem Betrieb mit Erdgas (Ausnahme: Erdgas aus der EU) ein. Der Grund ist, analog zu Abbildung 63a, die Reduzierung des Energiebedarfs von dieselpetriebenen PKW bis 2050.

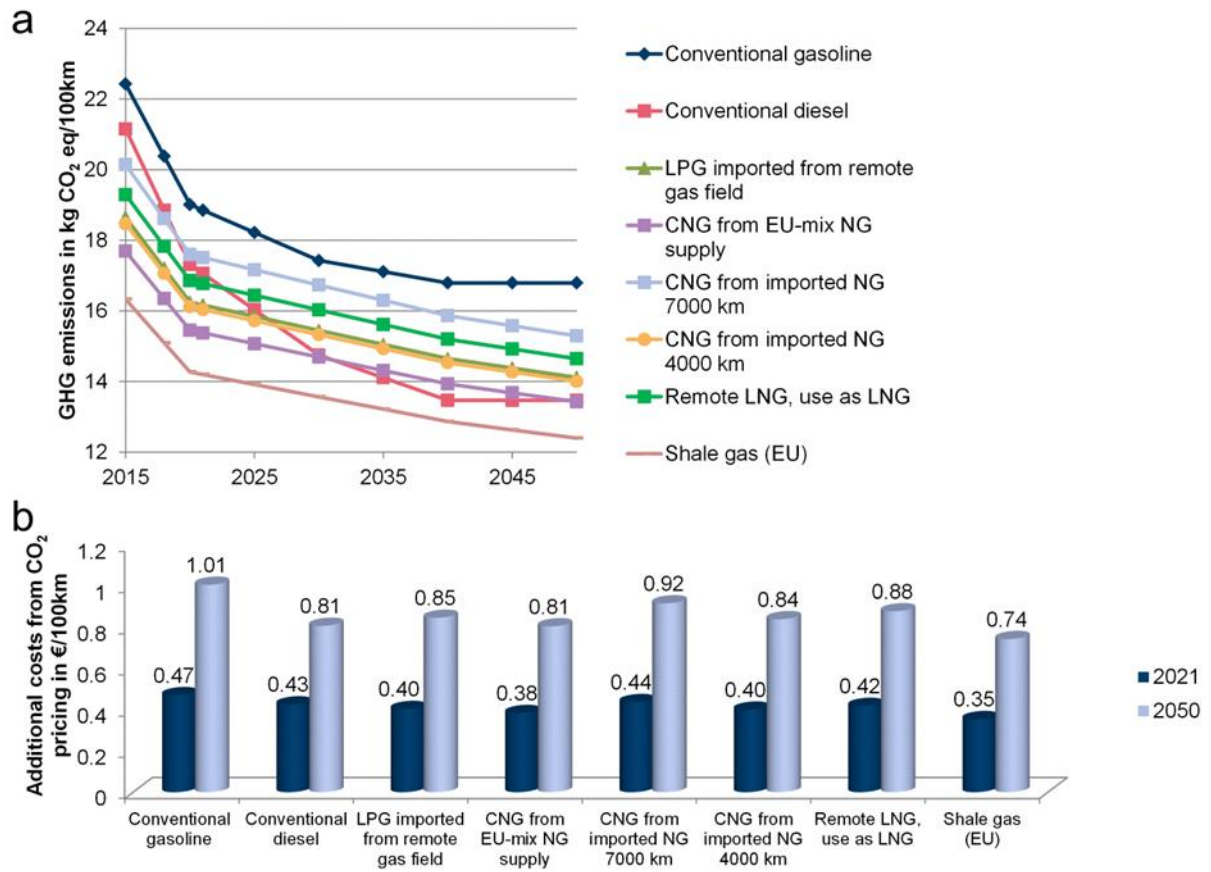


Abbildung 63: Entwicklung der THG Emissionen für Personenkraftwagen (a) und zusätzliche Kosten durch CO<sub>2</sub> Bepreisung (b) basierend auf [110], [161]. Annahme CO<sub>2</sub> Preis: 25 €/t für 2021 und 60 €/t für 2050.

### 3.1.2 Schienenverkehr

Der Schienenverkehr ist unterteilt in den Schienenpersonenfernverkehr, Schienenpersonennahverkehr, Schienengüterverkehr sowie U-Bahnen, Straßenbahnen und Stadtbahnen. Abbildung 64 zeigt das gesamte Schienennetz von Nordrhein-Westfalen differenziert nach elektrifizierten und nicht elektrifizierten Streckenabschnitten. In Nordrhein-Westfalen bewegen sich Triebwagen und Waggon des Schienenpersonenfernverkehrs sowie der U-Bahnen, Straßenbahnen und Stadtbahnen ausschließlich auf elektrifizierten Streckenabschnitten. Die Triebwagen fahren ausschließlich elektrisch angetrieben mit elektrischem Strom als Energieträger und sind deshalb direkt vom Strompreis abhängig. Je nach Netzbetreiber werden unterschiedliche Aufschläge für die Trassenbenutzung berechnet. Ein Beispiel sind hier die Netzentgelte der Deutschen Bahn AG für die Nutzung des Hochspannungs- und Mittelspannungsnetzes [162]. Der Schienenpersonennahverkehr und der Schienengüterverkehr werden teilweise mit Diesel betrieben, da auch nicht elektrifizierte Streckenabschnitte befahren werden müssen. Der Dieselpreis setzt sich zusammen aus einem variablen Materialpreis für den Dieseldraftstoff und einem Bereitstellungspreis [163]. Ist der Betreiber der Schientankstelle zum Beispiel die DB Energie, gilt ein allgemeiner Bereitstellungspreis von 5,6 ct€/l<sub>Diesel</sub>. Ausnahmen bilden hier einzelne Tankstellen welche eigene spezifische Bereitstellungspreise von bis zu 32,77 ct€/l<sub>Diesel</sub> fordern [163]. Der Materialpreis ist



abhängig von der Preisregion und den arithmetischen Tagesmittelwerten entsprechend dem Oil Market Report. Die Preisregion für Nordrhein-Westfalen ist O.M.R. West [164].

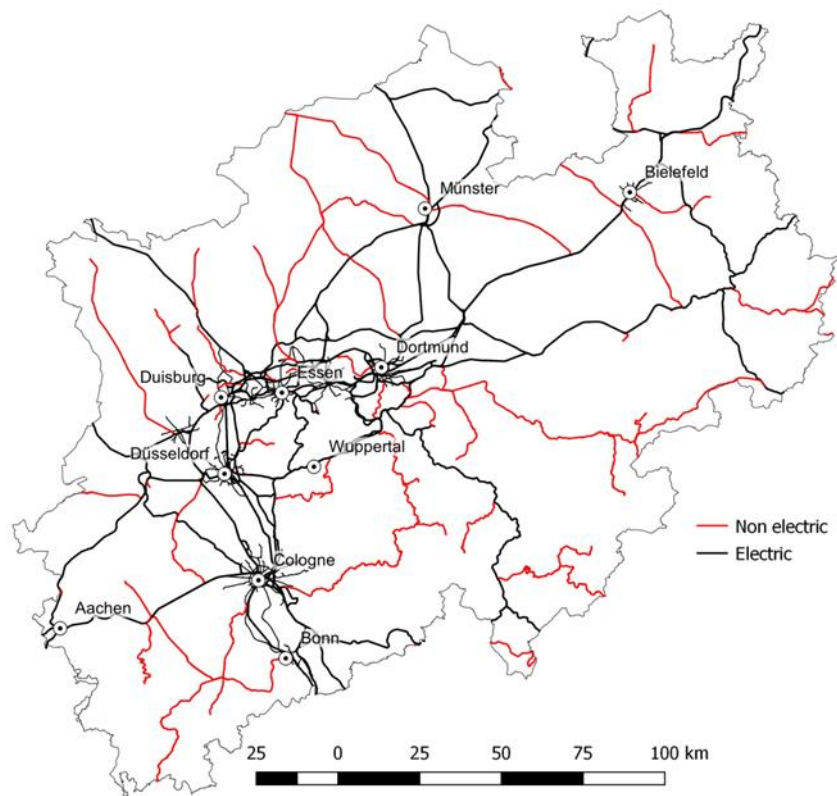


Abbildung 64: Elektrifizierungsstand des Schienennetzes in Nordrhein-Westfalen.

### 3.1.3 Binnenschifffahrt

In der Binnenschifffahrt werden mittelschnell und schnell laufende Dieselmotoren als Hauptantrieb verwendet [165]. Der verwendete Diesel ähnelt dabei dem im Straßenverkehr verwendeten Diesel, wobei es keine Norm vergleichbar mit der DIN EN 590 für den im Straßenverkehr verwendeten Diesel gibt. Die Schwefelgehalt ist über die Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualitäten von Kraft- und Brennstoffen §4 auf maximal 10 mg/kg reglementiert [166]. Abbildung 65 zeigt den Dieselpreis für Binnenschiffe von November 2019 (1,18€/l) [167]. Der Dieselpreis für die Binnenschifffahrt ist ein wenig niedriger als der jener für den Straßenverkehr (vgl. Abbildung 61). Die Besteuerung über das Energiesteuergesetz §2 ist identisch mit konventionellen Diesel für den Straßenverkehr [160]. Ähnlich wie die fossilen Kraftstoffe für Straßenverkehr, ist auch der in der Binnenschifffahrt verwendete Diesel direkt abhängig vom Rohölpreis (vgl. Abbildung 65).

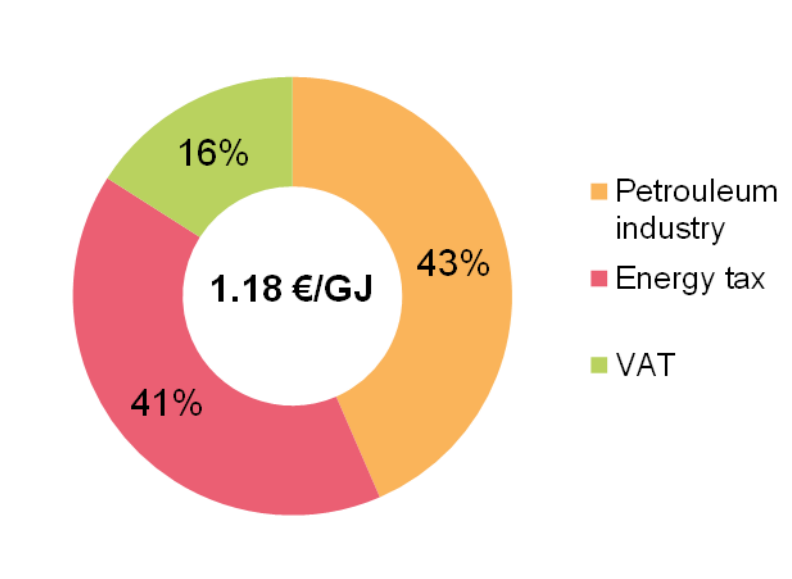


Abbildung 65: Schiffsdieselpreis im November 2019 (1,18€/l) [167].

### 3.1.4 Flugverkehr

Flugkraftstoffe werden vom Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft in Kerosin, Kerosin-Benzin-Gemische, Flugbenzin und alternative Klugkraftstoffe unterteilt [168]. Im Gegensatz zu den Kraftstoffen der anderen Sektoren, sind Kerosin (Jet A-1) und Flugbenzin (AvGas) zur gewerbsmäßigen Beförderung von Personen oder Sachen durch Luftfahrtunternehmen steuerfrei. Die Energiesteuer entfällt also. [160] Der Verbrauch an Flugbenzin liegt nach [169] im Bereich von 1-6 % des Kerosinverbrauchs in Deutschland 2018. Am Flughafen Essen/Mühlheim war der Preis für Kerosin am 16.10.2021 0,96 €/l netto bzw. 1,14 €/l brutto. Avgas hingegen kostete 1,98 €/l bzw. 2,36 €/l. [170]

Abbildung 66 zeigt die Index-basierte Preisentwicklung von Erdöl, Mineralölerzeugnissen, Flugbenzin und Kerosin. Das Basisjahr ist dabei 2015. Deutlich zu erkennen sind die die Hochpreisphasen 2011-2014 und 1981-1985 der jährlichen Mittelwerte sowie die Abhängigkeiten der Mineralerzeugnisse vom Rohöl (vgl. auch Abbildung 60).

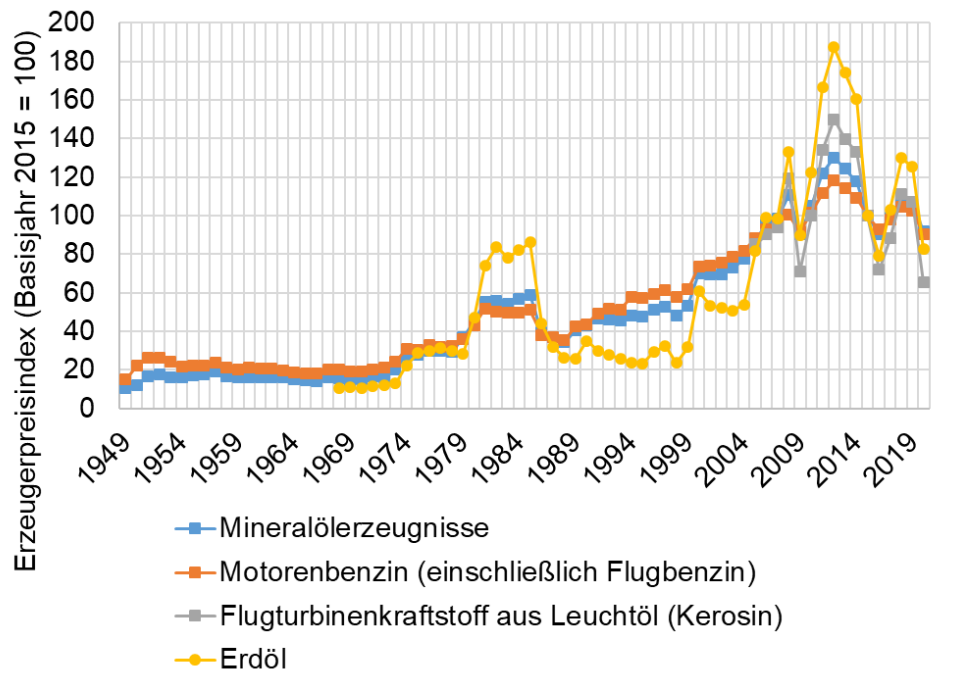


Abbildung 66: Erzeugerpreisindex für Flugkraftstoffe basierend auf Daten des Statistischen Bundesamtes [171].

## 4 ÖKOLOGISCHE ANALYSE FOSSILER ENERGIETRÄGER IM VERKEHRSSSEKTOR

bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Systemforschung und Technologische Entwicklung (IEK-STE)

### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- Es werden die Umweltwirkungen der Bereitstellung der fossilen Kraftstoffe Benzin, Diesel, CNG und LNG wiedergegeben.
- Die ökologischen Ergebnisse und insbesondere das Treibhauspotenzial der Bereitstellung fossiler Kraftstoffe hängen stark von den Lieferländern ab.
- Der Energieaufwand und die Emissionen von Gewinnung, Aufbereitung und Raffination unterscheiden sich durch standortspezifische Faktoren z. T. erheblich. Z. B. fallen die THG-Emissionen der Bereitstellung von Diesel-Kraftstoff aus kanadischen Ölsänden doppelt so hoch aus, wie jene für Dieselkraftstoff mit Ursprung aus Saudi-Arabien.
- Bei den gasförmigen fossilen Kraftstoffen zeigt sich ein relevanterer Beitrag des Kraftstoff-Transports zu den gesamten THG-Emissionen im Vergleich zu den flüssigen Kraftstoffen.
- Die Bereitstellung von CNG geht mit deutlich geringeren Umweltwirkungen als die der flüssigen fossilen Energieträger einher.

Basierend auf den vorausgegangenen Analysen dieses Berichts wurde die in Tabelle 17 dargestellte Vorauswahl fossiler Energieträger im Verkehrssektor getroffen. Für die aufgeführten fossilen Energieträger wird nachfolgend eine ökologische Analyse durchgeführt.

Tabelle 17: Auswahl der in den ökologischen Analysen berücksichtigten fossilen Energieträger

		Benzin	Diesel	CNG	LNG
Fossile Pfade basierend auf	Rohöl	x	x		
	Erdgas			x	x

Die ökologische Analyse wird mittels des etablierten und durch die Normen ISO 14040 und 14044 [172], [173] standardisierten Umweltbewertungsverfahrens Life Cycle Assessment (LCA, auch als Lebenszyklusanalyse oder Ökobilanz bezeichnet) durchgeführt. Dies betrifft nicht nur die Analysen in diesem Abschnitt. Auch die ökologische Analyse von vielversprechenden Energieträgern (Kapitel 5.4) basiert auf den nachfolgend beschriebenen methodischen Annahmen.

Vor der Erfassung der Sachbilanzdaten und der anschließenden Wirkungsabschätzung wird in einer LCA zunächst die Zielsetzung und der Untersuchungsrahmen festgelegt. Die wichtigsten diesbezüglich getroffenen Festlegungen sind den nachfolgenden Absätzen in komprimierter Form zu entnehmen. Ergänzende Informationen zu der LCA-Methodik in diesem Projekt finden sich auch im Band II zum Arbeitspaket 2 dieses Projekts [8].

Funktionelle Einheit für die ökologischen Analysen mittels LCA in diesem Bericht ist jeweils „1 MJ Kraftstoff“. Für jeden der betrachteten Kraftstoffe sind damit verschiedene Varianten (Technologieformen, Stromherkunft etc.) untereinander vergleichbar.

Hinsichtlich des zeitlichen Analyserahmens wird das Jahr 2050 betrachtet. Geografisch wird der Analyseschwerpunkt der LCA auf Deutschland gelegt. Im Fall von fehlenden Daten für Deutschland in Einzelfällen wird auf den nächstgrößeren geografischen Rahmen (Europa etc.) zurückgegriffen.

Für diesen Bericht wird ein attributiver *Cradle-to-Gate*-LCA Ansatz gewählt. Als LCA-Software wird „openLCA“ der Firma GreenDelta in der Version 1.10.3 eingesetzt. Hintergrunddaten für die Sachbilanzerstellung stammen aus der LCA-Datenbank „ecoinvent“ in der Version 3.7.1 im Systemmodell „cut-off by classification“.

Bei den LCA-Arbeiten dieses Berichts wird, aufgrund der Bedeutsamkeit des Klimawandels, insbesondere die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) analysiert. Hinsichtlich des Treibhauspotenzials in kg CO<sub>2äq.</sub> wurde dabei der Bezug auf einen Zeitraum von 100 Jahren gewählt (GWP100). Neben diesem Indikator werden drei weitere Wirkungskategorien nach der etablierten „ReCiPe“-Methodik für die Wirkungsabschätzung in der Version 2016 v1.1 Midpoint (Hierarchist) [174] analysiert:

- Feinstaubbildung (Fine Particulate Matter Formation, PM) in kg PM 2.5-äq.,
- Terrestrische Versauerung (Terrestrial Acidification Potential, AP) in kg SO<sub>2äq.</sub>,
- Eutrophierung (Freshwater Eutrophication, EP) in kg P<sub>äq.</sub>/PO<sub>4äq.</sub>

Diese Auswahl wurde getroffen, da diese Umweltwirkungen gute Vergleichsmöglichkeiten mit relevanten Studien zu ähnlichen Inhalten bieten. Für die LCA werden Prozesse und Lebenszyklusstufen von der Extraktion der Rohstoffe, über den Anlagenbau und die Energieumwandlung bis hin zur Bereitstellung der Kraftstoffe berücksichtigt. Eine nachgelagerte Verwendung der Produkte, z. B. als Kraftstoff in Fahrzeugen, liegt außerhalb der mittels LCA in diesem Bericht untersuchten Systemgrenzen. Abbildung 67 soll die wesentlichen Systemgrenzen technologieübergreifend und schematisch darstellen. Technologie-spezifische Darstellungen und Details finden sich in den technologiebezogenen Abschnitten.

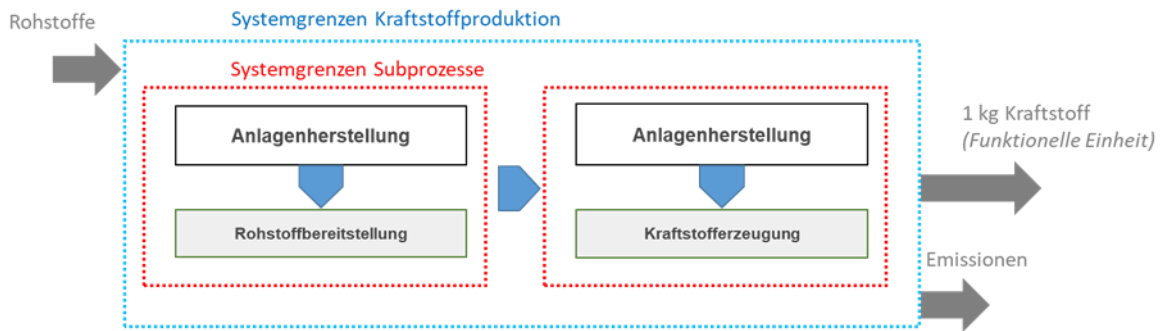


Abbildung 67: Technologie- und kraftstoffübergreifendes Schema der betrachteten Systemgrenzen (eigene Darstellung)

Aufgrund der inhaltlichen Ausrichtung des Projekts und des Arbeitspakets 3 auf vielversprechende zukünftige Technologien und deren Produkte werden diese in Kapitel Abbildung 67 detaillierter und teilweise aus projektintern mittels Prozesssimulationen gewonnenen Daten bilanziert. Die ökologischen Auswirkungen fossiler Kraftstoffe sind in der Vergangenheit bereits umfassender erforscht worden, weshalb die nachfolgenden Angaben und Analysen zu diesen Kraftstoffen komplett auf Literatur- und Datenbankangaben basieren.

#### Literaturangaben zu Kraftstoffketten und Umweltwirkungen von Benzin und Diesel

Weltweit basiert der Verkehrssektor gegenwärtig weitestgehend auf flüssigen Kraftstoffen. Benzin und Diesel sind dementsprechend aktuell die dominierenden Kraftstoffe für den straßengebundenen Verkehr in Deutschland. Beide Energieträger basieren auf dem Ausgangsprodukte Erdöl bzw. Rohöl. Umweltwirkungen der erdölbasierten Kraftstoffketten sind durch die Gewinnung und Weiterverarbeitung im Herkunftsland und die Transportwege bedingt.

Ein vereinfachtes Schema der erdölbasierten Kraftstoffkette ist für das Beispiel Deutschland in Abbildung 68 aufgeführt.



Abbildung 68: Förderung, Kraftstoffherzeugung und -verteilung erdölbasierter Kraftstoffe

In den einzelnen Lieferländern können die Umweltwirkungen durch spezifische Faktoren wie die Viskosität des Rohöls, dem Lagerstättendruck oder unterschiedlichem Aufwand zum Erschließen der Lagerstätten sehr unterschiedlich ausfallen [175]. In einer Analyse der Internationalen Energie Agentur (IEA) [175] wird das Treibhauspotenzial der Diesel-Kraftstoffketten verschiedener Lieferländer verglichen. Ausgewählte Ergebnisse der Studie finden sich in Abbildung 69.



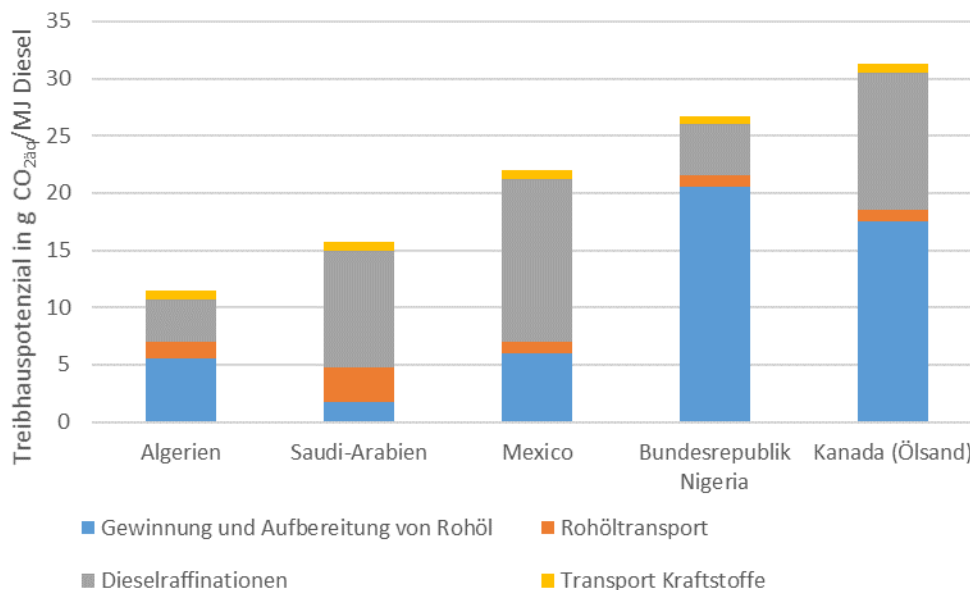


Abbildung 69: Beiträge verschiedener Stufen der Kraftstoffbereitstellung aus das Treibhauspotenzial der Diesel-Kraftstoffketten und unterschiedliche Lieferländer (Darstellung nach [175])

Die Bandbreite der in Abbildung 69 dargestellten THG-Emissionen, die mit Diesel aus diesen Förderländern einhergeht, reicht von ca. 12 bis 32 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. Die Lieferländer Algerien und Saudi-Arabien zeigen sich hinsichtlich der Vorkette und des Treibhauspotenzials als deutlich vorteilhafter als Rohöl aus der Bundesrepublik Nigeria oder kanadische Ölsande. Den größten Anteil an diesen Umweltwirkungen machen hierbei die Rohöl-/Erdölförderung und das Dieselfraffinationsverfahren aus. Die Transporte des Rohöls und des aufbereiteten Diesels tragen in deutlich geringerem Umfang zu diesen Umweltwirkungen bei.

Ähnliche Tendenzen zeigen auch andere Analysen. Eine beispielhafte LCA-Studie von Zupko [176] mit vergleichbaren Ergebnissen ermittelt für Benzin und Diesel Beiträge der Rohstoff-Förderung von knapp 45 %, der Raffination/Kraftstoffherstellung von ca. 50 % und des Kraftstofftransports von ca. 5 % an den THG-Emissionen der Kraftstoffbereitstellung.

Für den Analyseraum Deutschland weist eine Studie von Meyer et al. [177], mit Angaben zum Treibhauspotenzial der Bereitstellung mehrerer Kraftstoffe, 16,5 gCO<sub>2äq.</sub>/[177], mit Angaben zum Treibhauspotenzial der Bereitstellung mehrerer Kraftstoffe, 16,5 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ für Diesel-Kraftstoff und 18,4 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ für Benzin als Treibhauspotenzial der gesamten Kraftstoffbereitstellungskette aus.

#### Literaturangaben zu den Kraftstoffketten und Umweltwirkungen von CNG und LNG auf Basis von fossilem Erdgas

Der Beitrag von CNG und LNG als Kraftstoffe in Deutschland ist aktuell noch sehr gering. Beide Kraftstoffe könnten, bedingt durch ihre chemische Zusammensetzung, bei der Verbrennung jedoch zur Reduktion von Umweltwirkungen im Verkehrssektor gegenüber den gegenwärtigen Gegebenheiten beitragen. CNG wird häufig als Brückentechnologie bezeichnet. Dies liegt darin begründet, dass die Kohlendioxid-Emissionen pro MJ (Energieinhalt) bei der Verbrennung des Kraftstoffes geringer ausfallen als bei der Verbrennung von Benzin oder Diesel. Somit sollen CNG-Fahrzeuge aus ökologischer Perspektive die Brücke zu THG-ärmeren oder -freien Kraftstoffen schlagen.

Der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. hat zum Thema LNG eine Potenzialanalyse und Handlungsempfehlung für die technische Umsetzung herausgegeben [178]. Die Studie liefert einige Hinweise über die LNG-Versorgungsketten und weist zudem ökologische Ergebnisse für diese Vorketten aus. Hinsichtlich der LNG-Importterminals sind zwei Typen zu unterscheiden. Zum einen gibt es Terminals, die so ausgelegt sind, dass mit ihnen der Import von LNG und eine anschließende Wiederverdampfung des Gases möglich ist. Weitere Weiterverteilungsmöglichkeiten bestehen bei diesen Konzepten nicht. Zum anderen zeigt sich ein Trend zu LNG-Terminals, die auch eine Weiterverteilung von LNG mittels Tanklastwagen oder Schiff ermöglichen. Die ökologischen Analysen in der DVGW-Studie unterscheiden beispielhaft als Transportoptionen einen Pipelinetransport über 5.000 km und einen Seeschifftransport über eine Entfernung von 10.000 km. Zudem wird zwischen kleinen und großen Verflüssigungsanlagen unterschieden, ohne diese jedoch genauer zu präzisieren. [178]

Eine ebenfalls für Deutschland relevante Analyse zu LNG wurde 2019 vom Umweltbundesamt (UBA) veröffentlicht [179]. Die Studie enthält eine detaillierte Vorkettenanalyse von LNG, bei welcher die Umweltwirkungen von LNG aus verschiedenen Herkunftsländern analysiert und u. a. den spezifischen Vorketten-THG-Emissionen konventioneller Erdgaslieferungen gegenübergestellt werden. Abbildung 70.

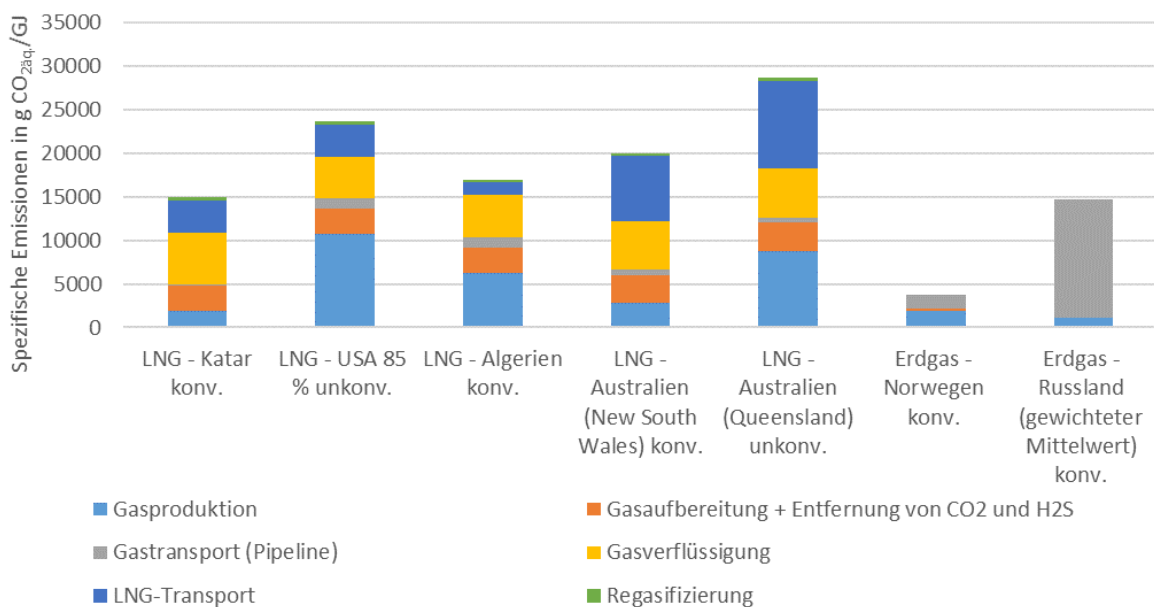


Abbildung 70: Vorkettenemissionen von LNG aus konventionellen und unkonventionellen und verschiedenen Lieferländern im Vergleich zu leitungsgebundener Gasversorgung (Darstellung nach [179])

Bei dieser Gegenüberstellung ökologischer Ergebnisse zeigen sich geringere spezifische Emissionen der konventionellen leitungsgebundenen Erdgasversorgungsvorketten, gegenüber dem nach Europa importierten LNG. Besonders vorteilhaft seitens der konventionellen leitungsgebundenen Erdgasversorgungsvorketten zeigt sich Erdgas aus Norwegen. Erdgas aus Russland weist demgegenüber deutlich mehr Emissionen auf. Verantwortlich für die schlechte Bilanz sind Leckagen entlang der Versorgungskette und Verdichterstationen im Speziellen. Neben unterschiedlichen und tendenziell höheren Beiträgen der Gasproduktion zeigen sich auch insbesondere die Umweltwirkungen der Gasverflüssigung als mitverantwortlich für die schlechtere Bilanz im Vergleich zur konventionellen leitungsgebundenen Erdgasversorgung.

Eine Studie von Meyer et al. [177], die für den Analysebereich Deutschland das Treibhauspotenzial mehrerer Kraftstoffe aufzeigt, gibt für die CNG-Bereitstellung einen Wert von 8,6 gCO<sub>2äq</sub>/MJ an. Dies entspricht ungefähr der Hälfte der Treibhauspotenzialwerte der Kraftstoffbereitstellung der erdölbasierten Kraftstoffe, die im vorausgegangenen Abschnitt zu Benzin und Diesel aufgeführt sind und aus der gleichen Studie stammen.

## 5 IDENTIFIZIERUNG VON POTENZIALREICHEN ALTERNATIVEN ENERGIETRÄGERN UND ANTRIEBEN

*bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14); Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Systemforschung und Technologische Entwicklung (IEK-STE) & Gas und Wärme-Institut Essen e.V.*

### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- **Aktuell sind die vielversprechendsten Antriebsoptionen batterie- und brennstoffzellen-elektrische Antriebe, DME, Erdgas, Methanol und die Drop-In-Kraftstoffe FT-Diesel, HVO, MtG-Benzin und FT-Kerosin.**
- **Der batterie-elektrische Antrieb ist zum jetzigen Zeitpunkt weniger geeignet für den schweren Nutzverkehr über weite Strecken, die Binnenschifffahrt und den Luftverkehr.**
- **Unter den synthetischen Kraftstoffen haben die Drop-In Kraftstoffe den Vorteil, dass diese mit der existierenden Fahrzeugflotte teilweise oder vollständig kompatibel sind und, im Fall von FT-Produkten und MtG-Benzin, bereits durch bestehende Normen zertifiziert sind.**
- **Die durchgeführte Kostenanalyse zeigt die Unsicherheiten aktueller Veröffentlichungen hinsichtlich der Produktgestehungskosten, Transportkosten und Endverbraucherpreisen. Durchschnittliche Preise basierend auf der Analyse für das Jahr 2020 sind 7 €/kWh<sub>LHV</sub> für Wasserstoff, 10 €/kWh<sub>LHV</sub> für synthetisches Erdgas und 8 €/kWh<sub>LHV</sub> für flüssige strombasierte Kraftstoffe. Für das Jahr 2050 sind unter Eintreten günstige Rahmenbedingungen konkurrenzfähige Grenzübergangspreise zu fossilen Alternativen zu erreichen.**
- **Die ökologischen Analysen mittels LCA zeigen für alle vielversprechenden alternativen Kraftstoffe ein Potenzial zur Verringerung der Treibhausgasemissionen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen auf, wenn Windenergie eingesetzt wird.**

Die in diesem Kapitel beschriebene Methodik und die dargestellten Ergebnisse wurden teilweise oder vollständig im Rahmen der durch dieses Projekt geförderten Dissertation von Janos Lucian Breuer [9] an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen erarbeitet.

Um die Dekarbonisierungsziele im Verkehrssektor zu erreichen, wurden in den letzten Jahren unterschiedliche alternative Energieträger mit unterschiedlichen Eigenschaften und variierendem technischen Reifegrad erforscht und entwickelt. Auf den ersten Blick scheint elektrische Energie die beste Option zu sein, da der *Well-to-Wheel*-Wirkungsgrad bei der direkten Nutzung erneuerbarer Energien (EE) in batterieelektrischen Fahrzeugen (BEV) am höchsten ist [180].

Das Ziel dieses Kapitels ist es, die Unterschiede zwischen den verschiedenen Energieträgeroptionen sowie die Notwendigkeit alternativer Energieträger und Antriebe aufzuzeigen. Zu diesem Zweck werden verschiedene Kraftstoffe und Antriebsoptionen für den Straßen-, Schienen-, Luft- und Binnenschiffsverkehr in Bezug auf technische Reife und Kosten bewertet. Am Ende werden vielversprechende Technologien auf Anwendungsseite diskutiert.

Abbildung 71 zeigt einen Überblick über die verschiedenen Energieträger und ihre Herstellungspfade. Die Pfade sind in Primärenergieträger, Umwandlungsprozesse, Energieträger und Antriebskonzepte unterteilt. Dieses Kapitel konzentriert sich auf alternative Kraftstoffe aus EE-Quellen, welche in Abbildung 71 oben rechts dargestellt sind. Diese Kraftstoffe sind unterteilt in strombasierte synthetische Energieträger im Rahmen des *Power-to-Fuel*-, *Power-to-Gas*- oder *Power-to-Liquid*-(PtL) Konzepts und biomassebasierte Kraftstoffe. Letztere werden unterteilt in konventionelle Biokraftstoffe wie beispielsweise Fettsäuremethylester (FAME) oder mit Wasserstoff behandelte und aus Futterpflanzen hergestellte Pflanzenöle (HVO) und fortschrittliche Biokraftstoffe aus Lignozellulose [181]. Strombasierte Energieträger werden weiter unterteilt in Methanol und höhere Alkohole, Ether wie beispielsweise OME und Kohlenwasserstoffe wie beispielsweise synthetisches Benzin und Diesel [182]. Ausgehend von Biomasse und erneuerbarem Strom können verschiedene Wege zum gleichen Kraftstoffprodukt führen. Ein Beispiel ist die Erzeugung von Methan entweder aus Biomasse durch Fermentation und anschließender Biogasaufbereitung (vgl. [183]) oder strombasiert über den PtG-Pfad (vgl. [184]). Die erzeugten Kraftstoffe werden in verschiedenen Antriebssystemen eingesetzt. Diese werden in Elektro- und Verbrennungsantriebe unterteilt. Verbrennungsantriebe werden mit flüssigen oder gasförmigen Kraftstoffen betrieben, während Elektromotoren elektrischen Strom nutzen. Dieser wird entweder in Batterien gespeichert oder mittels einer Brennstoffzelle aus einem Energieträger wie Wasserstoff im Fahrzeug hergestellt (siehe Abbildung 71). Auch eine Kombination beider Antriebsstränge in Form von Hybriden ist möglich.

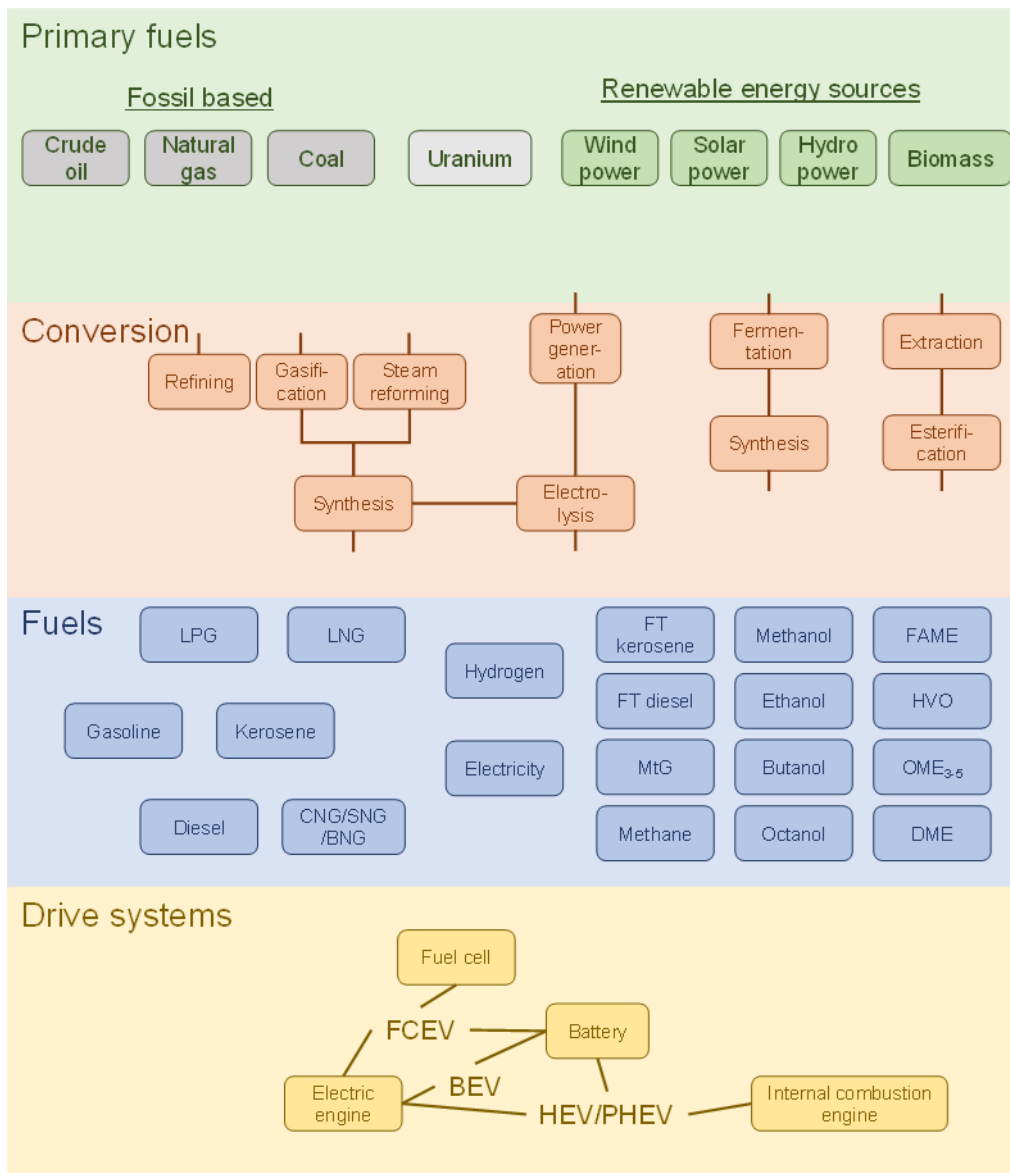


Abbildung 71: Primärenergieträger, Umwandlungsprozesse, Energieträger und Antriebskonzepte basierend auf [185].

## 5.1 Methodik

In diesem Kapitel werden alternative Kraftstoffe sowohl auf der Produktions- als auch auf der Anwendungsseite untersucht. Außerdem werden die Umweltwirkungen vielversprechender Kraftstoffe erörtert. Die Produktionsseite wird im Hinblick auf die technische Reife und die Kosten der Kraftstoffherstellung bewertet, wobei sowohl die inländische Produktion als auch die Produktion in vorteilhaften Regionen und ein anschließender Import berücksichtigt werden. Die technische Reife wird anhand des Technologie-Reifegrads bewertet, welcher im nächsten Abschnitt ausführlich beschrieben wird. Der Einsatz der Energieträger wird im Hinblick auf die potenziellen Einsatzbereiche der Kraftstoffe in verschiedenen Fahrzeugen und den dadurch erreichbaren Verbrauchsreduzierungen untersucht. Zu diesem Zweck werden die notwendigen Reichweiten unterschiedlicher Fahrzeuge analysiert. Die erzielbare Reichweite der Energieträger ist abhängig vom *Tank-to-Wheel* (TtW)-

Wirkungsgrad, dem Verbrauch des Fahrzeugs und dem Heizwert des Kraftstoffs. Die Kriterien TtW-Wirkungsgrad und Heizwert werden in diesem Kapitel verwendet, um die möglichen Reichweiten von Energieträger-Antriebssystem-Kombinationen zu bewerten. Die TtW-Wirkungsgrade werden, wenn möglich, anstelle der maximalen Wirkungsgrade zur Bewertung der Kraftstoffe herangezogen, da die Wirkungsgrad-Last-Kurven der verschiedenen Antriebsstränge sehr unterschiedlich verlaufen und auch der Lastbedarf der verschiedenen Fahrzeugklassen variiert.

### 5.1.1 Technologie-Reifegrad

Der Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*, TRL) wurde in erster Linie von der NASA [186] entwickelt. Inzwischen haben das Verteidigungsministerium der Vereinigten Staaten von Amerika [187], die Europäische Weltraumorganisation (ESA) [188] und die Europäische Kommission [189] die Methode übernommen und angepasst. Die ESA verwendet den *ISO standard 16290 Space systems – Definition of the Technology Readiness Levels (TRLs) and their criteria assessment* [190]. Des Weiteren hat die Europäische Kommission einen Leitfaden für die Anwendung des TRL auf EE-Technologien entwickelt [191]. Tabelle 18 zeigt die TRL-Definitionen der Europäischen Kommission [191]. Um eine Verfälschung der ursprünglichen Definitionen zu vermeiden, wurde an dieser Stelle auf eine Übersetzung verzichtet. Die Gemeinsame Forschungsstelle (Englisch: *Joint Research Centre*) der Europäischen Kommission hat die TRL-Bewertung zu einem kommerziellen Reifegrad (Englisch: *Commercial Readiness Level*, CRL) [120] erweitert. Der CRL wurde von der australischen Agentur für erneuerbare Energien (Englisch: *Australian Renewable Energy Agency*) [192] entwickelt. Bei diesem wird berücksichtigt, dass hohe TRLs bei bestimmten Technologien nicht automatisch zu einer Markteinführung führen, beispielsweise aufgrund zu hoher Kapitalkosten oder regulatorischer Randbedingungen [120].



Tabelle 18 TRL Definition nach der Europäischen Kommission [191].

TRL	Definition
1	Identification of new concept, applications and barriers
2	Definition of application, consideration of interfaces and commercial offer
3	Proof of concept prototype ready: concept is laboratory tested
4	Integrated small-scale prototype with auxiliary systems laboratory validated
5	Large-scale prototype completed with auxiliaries, refined commercial assessment
6	Technology pilot demonstrated in relevant environment, manufacturing strategy defined
7	Pilot demonstrated in operational environment, manufacturing approach demonstrated
8	Technology in its final form, low-rate production
9	System fully operational and ready for commercialization

### 5.1.2 Identifizierung der erforderlichen Reichweite von unterschiedlichen Fahrzeugklassen

Die erforderlichen Reichweiten für den **Straßenverkehr** wurden anhand eines Datensatzes des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) [193] analysiert. Das BMVI [193] hat im Rahmen einer Erhebung im Jahr 2010 unter anderem die täglichen Fahrleistungen der Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Krafträder, Reisebusse, LKW, Sattelzugmaschinen, sonstige Zugmaschinen, sonstige Kraftfahrzeuge und landwirtschaftliche Zugmaschinen ermittelt. Diese Daten sind in Abbildung 72 als Reichweitenverteilung dargestellt. Hierfür wurden die täglichen Fahrleistungen der Fahrzeugklassen aus dem BMVI-Datensatz [193] in 10-km-Klassen im Bereich von 0 bis 2500 km unterteilt, über die absolute Anzahl von Stichproben normiert und diese 10-km-Klassenwerte, beginnend bei 0 km, aufsummiert. Tageskilometerwerte von 0 km wurden bei dieser Analyse nicht berücksichtigt. Ein Tesla Model S mit einer WLTP-Reichweite von 610 km [194] wäre beispielsweise in der Lage 99,4 % der Tagesfahrleistungen von Personenkraftwagen abzudecken (vgl. Abbildung 72). Abbildung 72 veranschaulicht die hohen erforderlichen Reichweiten für Sattelzugmaschinen, Reisebusse und LKW. Linienbusse sind im analysierten Datensatz nicht enthalten, benötigen aber wahrscheinlich eine geringe Tagesreichweite, da sie hauptsächlich in städtischen Gebieten eingesetzt werden. LKW werden entweder ohne Anhänger oder mit Anhänger betrieben. Die Analyse des gegenwärtigen Verkehrsaufkommens in Abschnitt 2.1.1 (S.5) hat gezeigt, dass LKW mit Anhänger analog zu Sattelzugmaschinen hauptsächlich auf Autobahnen verkehren, während LKW ohne Anhänger eher in städtischen Gebieten eingesetzt werden. Unter Berücksichtigung von Abbildung 72 führt dies zu der Hypothese, dass die Kurve der LKW ohne Anhänger höchstwahrscheinlich auf der linken Seite der entsprechenden Kurve aller LKW liegt, während die Kurve LKW mit Anhängern auf der rechten Seite liegt. Dies führt wiederum zu der Schlussfolgerung, dass LKW mit Anhänger Antriebskonzepte mit höheren Reichweiten und LKW ohne Anhänger Konzepte mit niedrigeren Reichweiten benötigen. Wie Abbildung 72 zeigt, haben die leichten

Nutzfahrzeuge, die Personenkraftwagen, die Motorräder, die sonstigen Zugmaschinen sowie die Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen eher niedrigere Anforderungen in Bezug auf die erreichbaren Reichweiten.

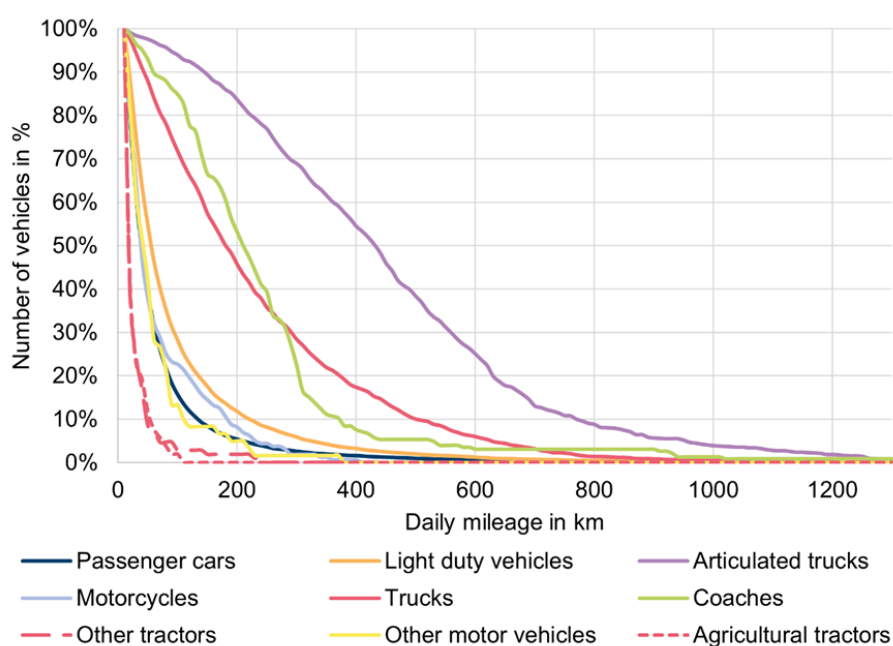


Abbildung 72: Reichweitenverteilung der Tagesfahrleistung der Fahrzeugklassen PKW (Engl. Passenger car), Krafträder (Engl. motorcycles), leichte Nutzfahrzeuge (Engl. light duty vehicles), Sattelzugmaschinen (Engl. articulated trucks), Reisebusse (Engl. coaches), LKW (Engl. trucks), sonstige Zugmaschinen (Engl. other tractors), Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen (Engl. agricultural tractors) und sonstige Kraftfahrzeuge (Engl. other vehicles). Eigene Darstellung basierend auf [193].

McKinsey & Company [195] haben den weltweiten Luftverkehr hinsichtlich der CO<sub>2</sub>-Emissionen unter Berücksichtigung der verschiedenen Flugzeugklassen Commuter-, Regional-, Kurz-, Mittel- und Langstreckenflugzeuge sowie der unterschiedlichen Reichweiten analysiert. Nach McKinsey & Company [195] sind die maximalen Streckendistanzen 500 km für Commuter-, 2.000 km für Regional-, 4.500 km für Kurzstrecken- und über 10.000 km für Mittel- und Langstreckenflugzeuge. Commuter- und Regionalflugzeuge haben eine geringere erforderliche Reichweite, Kurzstreckenflugzeuge mit 4.500 km eine höhere Reichweite und Mittel- und Langstreckenflugzeuge mit >10.000 km die höchste erforderliche Reichweite. Die weltweite Flotte besteht aus 4 % Commuter-, 13 % Regional-, 53 % Kurzstreckenflugzeugen sowie 30 % Mittel- und Langstreckenflugzeugen. In Folge benötigt der Flugverkehr Energieträger bzw. Antriebssysteme mit hoher gravimetrischer und volumetrischer Energiedichte und hohen TtW-Wirkungsgraden.

Der Schienenverkehr in Deutschland ist in Bezug auf die Verkehrsleistung weitestgehend elektrifiziert. Im Jahr 2019 waren 53 % aller Schienenabschnitte mit Oberleitungen ausgestattet [196]. Des Weiteren wurden 2019 im Schienenpersonenfernverkehr 99 %, im Schienenpersonennahverkehr 79 % und im Schienengüterverkehr 87 % der Verkehrsleistung elektrisch zurückgelegt [196]. Dies führt zu der Schlussfolgerung, dass Dieselmotoren vor allem auf Strecken mit geringer Verkehrsleistung eingesetzt werden. Alternative Kraftstoffe können in solchen Fällen im Vergleich zur Oberleitung eine wirtschaftlichere Lösung darstellen. Eine hohe gravimetrische Energiedichte eines möglichen Kraftstoffs hat für den Schienenverkehr eine höhere Priorität als eine hohe volumetrische

Energiedichte, da die maximale Belastung auf jedem Schienenabschnitt begrenzt ist. Die Schienenabschnitte in Deutschland sind nach DIN EN 15528 unterteilt. Die DIN EN 15528 begrenzt das maximale Gewicht des Zuges auf Streckenabschnitten auf 6,4 t/m bis 8 t/m [197].

Die Binnenschifffahrt wird in Güter- und Personenverkehr unterteilt. Der Güterverkehr wird, wie in Kapitel 2.1.2 (S.19) beschrieben, in die Schiffsklassen Gütermotorschiff, Tankermotorschiff, Güterleichter und Tankerleichter unterteilt, wobei die beiden letzteren mit Schubbooten betrieben werden. Der Personenverkehr erfolgt hingegen mit Tagesausflugsschiffen, Fähren und Kabinenschiffen. Darüber hinaus werden auf den Binnenwasserstraßen auch kleinere Schiffe wie beispielsweise Sportboote eingesetzt. Abbildung 73 zeigt den Anteil unterschiedlicher Distanzklassen des Güterverkehrs in Deutschland in 2016 an den transportierten Tonnen (*Tons transported*) sowie an der Verkehrsleistung in tkm (*Traffic performance*) und die durchschnittliche Distanz pro Strecke (*Avg. trip distance*) der unterschiedlichen Distanzklassen. Wie Abbildung 73 zeigt, fallen 42 % der Gütertransportschiffe in die Entfernungsklasse >500 km, mit einer durchschnittlichen Streckenweite von 62 km. Bei den transportierten Tonnen ist der Wert 17 % niedriger. Der Grund ist, dass dieser Wert nicht die zurückgelegte Strecke beinhaltet. Bezüglich der Verkehrsleistung würden Schiffe mit einer Reichweite von maximal 100 km nur 11 % dieser abdecken. Entsprechend benötigen 89 % eine Reichweite von >100 km. Der Kraftstoffbedarf von Binnenschiffen ist proportional zur Verkehrsleistung, zur Fahrleistung und zum Gesamtgewicht bzw. den transportierten Tonnen [9]. Die analysierten Daten ermöglichen keine genauere Klassifizierung der Distanzklasse >500 km. Des Weiteren liegen die Werte auch nicht differenziert für die unterschiedlichen Schiffsklassen des Güterverkehrs vor. Eine Abschätzung der Unterschiede der durchschnittlichen Streckenweiten der drei Schiffsklassen Gütermotorschiff, Tankermotorschiff und Schubbote untereinander ist allerdings über die absoluten gesamten Streckenweiten der Schiffsklassen in der analysierten Quelle des Statistischen Bundesamts [198] möglich. Basierend auf dem Statistischen Bundesamt [198] wurden durchschnittliche Streckenweiten von 296 km, 225 km und 158 km mit Verkehrsleistungen von 34 Mrd. tkm, 11 Mrd. tkm und 7 Mrd. tkm für die Schiffsklassen Gütermotorschiffe, Tankermotorschiffe und Schubbote berechnet. Im Vergleich zu den in Abbildung 73 dargestellten Streckenweiten sind die berechneten Werte kleiner. Dies ist durch die Aufteilung in Distanzklassen in Abbildung 73 begründet. Güter- und Tankerleichter legen mit einer durchschnittlichen Streckenweite von 158 km eher kürzere Strecken zurück, während Gütermotorschiffe mit 296 km eher längere Strecken zurücklegen. Tankermotorschiffe liegen mit 225 km dazwischen. Die jährliche Verkehrsleistung der Gütermotorschiffe ist mit 34 Mrd. tkm aber deutlich größer als jene der anderen Schiffsklassen.

Ähnlich wie im Schienenverkehr scheint die gravimetrische Energiedichte für die Binnenschifffahrt relevanter zu sein als die volumetrische Energiedichte. Ein höheres Gewicht hat entweder eine reduzierte Zuladung oder einen höheren Energieverbrauch zur Folge. Basierend auf der Analyse in diesem Abschnitt wird die Binnenschifffahrt als Sektor mit einer höheren benötigten Reichweite klassifiziert. Güterleichter und Tankerleichter bzw. Schubbote bilden hierbei die Ausnahme. Köhler et al. [199] schlussfolgern in Ihrer Veröffentlichung, dass Schubbote aufgrund geringerer Reichweiten und geringerem Gewicht ein mögliches Einsatzgebiet für den CNG-Antrieb sind.

Eine Analyse der Reichweiten der Reichweiten des Personenbinnenschiffverkehrs ist basierend auf den Daten des Statistischen Bundesamtes nicht möglich, da hierzu keine Daten vorliegen. Bei der Personenbeförderung in der Binnenschifffahrt sind Energiedichte und Reichweite für kleinere Schiffe

wie Sportboote und Fähren vermutlich weniger relevant, während für Kabinenschiffen die Reichweite ein wichtigeres Kriterium ist.

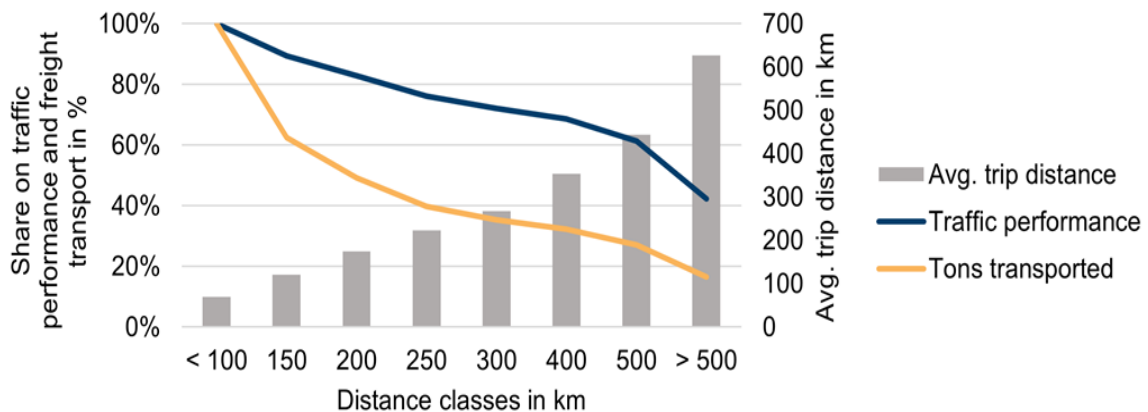


Abbildung 73: Anteil unterschiedlicher Distanzklassen des Güterverkehrs in Deutschland in 2016 an den transportierten Tonnen (Tons transported), an der Verkehrsleistung in tkm (Traffic performance) und die durchschnittliche Distanz pro Strecke (Avg. trip distance) der unterschiedlichen Distanzklassen basierend auf [198].

## 5.2 Bewertung der technischen Reife, des Potenzials und der Kosten

Wie in der Einleitung dargelegt, werden die alternativen Energieträger in biomassebasiert und strombasiert unterteilt. Beide Kraftstoffpfade werden in diesem Abschnitt erörtert. Zunächst wird die Kapazität von biomassebasierten Kraftstoffen zur Deckung des Energiebedarfs im Verkehrssektor in Deutschland diskutiert. Anschließend wird die technische Reife der verschiedenen Kraftstoffpfade untersucht mithilfe des Technologie-Reifegrads bewertet.

### 5.2.1 Biomassepotenzial

Im Verkehrssektor stellen zum aktuellen Zeitpunkt biomassebasierte Kraftstoffe den größten Anteil des Anteils der erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch des deutschen Verkehrssektors. 2018 waren es 31,5 TWh und 2020 38,8 TWh<sup>5</sup> [200]. Wird der erneuerbare Stromverbrauch des Verkehrssektors und die Biokraftstoffe addiert und ins Verhältnis zum gesamten Endenergieverbrauch des Verkehrssektors gesetzt, ergibt sich ein gesamter Anteil von 7,3 % für das Jahr 2020. [200] Durch die Pflichten für Inverkehrbringer von Kraftstoffen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG), welche THG-Minderungsquoten festlegt, ist für die kommenden Jahre ein Wachstum von nachhaltig erzeugten Biokraftstoffe zu erwarten, auch wenn durch die in der RED II beschlossenen Mehrfachanrechnungen den größten Anreiz zur Nutzung von Strom im Verkehrssektor über eine dreifache Anrechnung gesetzt wird. [201], [202] Fortschrittliche Biokraftstoffe, welche Kriterien zur

<sup>5</sup> Angaben beziehen sich auf den Kraftstoffverbrauch in Deutschland für die Summe aus Bioethanol, Biodiesel, Biomethan und Pflanzenölen.

CO<sub>2</sub>-Reduktion und indirekte Landnutzungsänderungen erfüllen müssen, werden, bei Überschreiten der Mindestmenge, zweifach angerechnet. Strombasierte Kraftstoffe aus erneuerbaren Energien werden ebenfalls zweifach angerechnet. [201]

Die Minderungsquoten entsprechend des BImSchG sind in Tabelle 19 zusammengestellt. Die Reduktion bezieht sich auf einen für jedes Unternehmen ermittelten Referenzwert, welcher aus der gesamten in Verkehr gebrachten Energiemenge (Otto-, Dieselkraftstoff, etc.) bestimmt wird. [202] Der Referenzwert für Otto- und Dieselkraftstoffe beträgt 86 kgCO<sub>2äq</sub>/GJ, der für CNG 69,3 kgCO<sub>2äq</sub>/GJ und wird auf die jeweils abgesetzte Energiemenge an Kraftstoffen angesetzt. Ausgangsstoffe aus denen fortschrittliche Kraftstoffe hergestellt werden können sind in Anlage 1 der 38 BImSchV) sowie im Anhang IX der RED II aufgeführt. Hierbei handelt es sich z. B. um Biomasseabfälle, Klärschlamm, Gülle, Mist, Stroh, Algen und Nussschalen. [203]

*Tabelle 19: Treibhausgasminderungsquoten für Unternehmen der Mineralölwirtschaft nach § 37a BImSchG [202].*

	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
THG Minderungsquote in %	7	8	9,25	10,50	12	14,50	17,50	21	25

Biokraftstoffe werden in konventionelle und fortschrittliche Biokraftstoffe unterteilt. Zu den konventionellen Biokraftstoffen gehören die Biokraftstoffe der ersten Generation, Ethanol und Biodiesel, die aus Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen gewonnen werden. Hierbei handelt es sich z. B. um Biodiesel aus Raps und Bioethanol aus Rüben oder Mais, welche zu aktuellen Zeitpunkt den größten Anteil der Biokraftstoffe stellen. [204], [205] Fortschrittlichen Biokraftstoffe der zweiten, dritten und vierten Generation werden aus nachhaltigen Non-Food-Rohstoffen und Abfällen gewonnen. Die Biokraftstoffe der zweiten Generation umfassen Kraftstoffe aus zellulosehaltiger Biomasse, während die dritte und vierte Generation Kraftstoffe aus Algenbiomasse hergestellt werden [205]. Letztere befinden sich auf Demonstrationsniveau (TRL 4-5), während die erste Generation auf dem Markt etabliert ist (TRL 9) und die zweite Generation (TRL 9) immer mehr Marktanteile gewinnt. [205]. Die in der RED II verankerten Ziele zur Erreichung der Anteile an fortschrittlichen Biokraftstoffen und erneuerbar hergestellten Strom sind gesetzlich verankert, während die Anteile von Biokraftstoffen, welche aus Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen hergestellt werden, optional sind [206]. Die RED II begrenzt den Anteil Biokraftstoff aus Nahrungs- und Futtermittelpflanzen in den EU-Ländern in Abhängigkeit vom Energiebedarf des gesamten Transportsektors auf 7 % des Energieverbrauchs im Straßen- und Schienenverkehr im Jahr 2030 und stellt den Mitgliedsstaaten frei den oberen Grenzwert weiter herabzusetzen. [207] In der in Deutschland gültigen Verordnung ist der Grenzwert über die Anrechenbarkeit von Biokraftstoffen aus Nahrungs- und Futtermittelpflanzen bis 2030 auf 4,4 % begrenzt. Somit ist der anrechenbare Einsatz dieser Biokraftstoffe neben den Einschränkungen der Anbauflächen und Potenziale aus Reststoffen über eine gesetzliche Quote gedeckelt. Weiterhin besteht eine Obergrenze für Altspeiseölen und -fetten von 1,9 %. Ab 2030 darf kein Kraftstoff mehr aus Palmöl in Verkehr gebracht werden. Für fortschrittliche Biokraftstoffe ist bis 2030 eine Mindestquote von 2,6 % festgelegt. [208] Darüber hinaus muss der Anteil von Biokraftstoffen aus Biomasse mit hohem Risiko indirekter Landnutzung (ILUC) bis 2030 auf 0 % gesenkt werden. [208] Die Europäische Kommission und andere Institutionen hatten zuvor eine weltweite Zunahme von ILUC-Flächen, welche für Anbaubiomasse für Biokraftstoffe erschlossen wurde,

festgestellt. Aus dem Bericht geht hervor, dass die Ernteflächen für Biokraftstoffpflanzen zwischen 2008 und 2016 weltweit um 2,3 % für Mais, 1,2 % für Zuckerrüben, 4,0 % für Palmöl und 3,0 % für Sojabohnen gestiegen sind, was dem übergeordneten Ziel des Klimaschutzes entgegensteht. [Euro19] Die Erschließung von zuvor unbewirtschafteter Flächen zum Anbau von Anbaubiomasse wird unter dem Aspekt des Klima- und Umweltschutzes hierbei als besonders kritisch bewertet. [205], [209]

Zur Erreichung weiterer Dekarbonisierungsziele stellt sich die Frage, wie viel des zukünftigen Kraftstoffbedarfs aus Biokraftstoffen gedeckt werden kann. [200], [210] Hierbei ist zwischen nationalem und internationalem Biomassepotenzial zu unterscheiden. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass Staaten ihre Biomassepotenziale vornehmlich selbst nutzen, um eigene Dekarbonisierungsziele zu erreichen. Somit ist auch in Deutschland möglichst das nationale Biomassepotenzial zu nutzen. [210] Es ist allerdings zu erwarten, dass auch zukünftig weiterhin Biokraftstoffe importiert bzw. global gehandelt werden, daher wird deren Einsatz ebenfalls diskutiert. Das globale Biomassepotenzial wird in Hobohm et al. [210] mit 25.000 TWh für das Jahr 2020 und mit 48.000 TWh für das Jahr 2050 beziffert. Demgegenüber stehen weltweite Primärenergieverbräuche aller Sektoren von 173.000 TWh für 2020 und 220.139 TWh für 2050. Dies entspricht einem theoretischen maximalen Anteil von biomassebasierten Energieträgern am gesamten Primärenergieverbrauch von jeweils 14,5 % für 2020 und 21,8 % für 2050. [210] Die Biomassepotenziale sind global ungleich verteilt. Die höchsten Potenziale liegen in Asien, Afrika und Südamerika. Wohingegen die Potenziale in Europa und Nordamerika als gering zu bewerten sind. [183]

Im Jahr wurden 2018 22,5 TWh Biodiesel, 0,01 TWh Pflanzenöle, 8,6 TWh Ethanol, 0,56 TWh Biomethan und 12 TWh Strom im deutschen Verkehrssektor verbraucht [204], [211]. Basierend auf Daten der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) kommt [205] zu dem Schluss, dass sich die 22,5 TWh Biodiesel aus 7,6 TWh in Deutschland produziertem Palmöl-Biodiesel, 5,3 TWh importiertem Palmöl-Biodiesel, 8,7 TWh Biodiesel aus Altölen und 0,4 TWh Biodiesel aus Getreidestroh und Industrieabfällen zusammensetzen.

Peters et al. [183] untersuchen das Biomassepotenzial für Biomethan und ermittelt auf Grundlage der Daten aus [212] ein direkt in Biogasanlagen erzeugbares Biomethanpotenzial von 75 TWh/a. Für dieses Potenzial wurden ausschließlich Abfall- und Reststoffe in Betracht gezogen. Die Mengen basieren auf der von [213] ermittelten ungenutzter Biomasse in Deutschland in Höhe von 15,9 - 20,5 Mio.t (Trockenmasse). Wird das in Biogasanlagen erzeugte CO<sub>2</sub> mit erneuerbarem Wasserstoff kombiniert, können zusätzlich 57 TWh/a Biomethan hergestellt werden [212]. Die maximale Menge an Biomethan, die mit diesem Konzept im Jahr 2050 erzeugt werden könnte, wird mit 208 TWh beziffert, wobei neben den genannten Quellen auch CO<sub>2</sub> aus der Zementindustrie genutzt und mit erneuerbarem Wasserstoff kombiniert wird [183].

Nach Brosowski et al. [213] beträgt das Biomassepotenzial landwirtschaftlicher Nebenprodukte in Deutschland 151,1 Mio.t (Trockensubstanz), davon sind 43 % Holz- und forstwirtschaftliche Reststoffe, 30 % landwirtschaftliche Reststoffe, 9 % industrielle Reststoffe, 8-12 % Siedlungsabfälle und 3-6 % Reststoffe von sonstigen Flächen [214]. Dieses schließt ein ungenutztes Potenzial von 30,9 Mio.t Trockensubstanz, welche zu großen Anteil aus Waldrestholz (38 %), tierischen Exkrementen (29 %) und Getreidestroh (27 %) bestehen, ein. Bei einer thermochemischen Nutzung wird auf eine Energiemenge der ungenutzten Biomasse von ca. 124 TWh geschlossen. [214] Fehrenbach [205] berechnete eine potenzielle ungenutzte Biomassemenge von 69 TWh und schließt daraus unter Berücksichtigung von Umwandlungsverlusten auf ein Biokraftstoffpotenzial von 36 TWh, wobei es sich um ca. 5 % des

---



Endenergieverbrauch des Verkehrssektors im Jahr 2018 handelt. [205] Ein Vergleich des Intervalls von 36 – 124 TWh der drei genannten Quellen [183], [205], [214] mit dem Energiebedarf des Verkehrssektors von 750 TWh [215, S. 303] ergibt sich ein Biomassepotenzial zwischen 6,0 % und 16,5 %. Dieser Anteil kann durch den Import von Biomasse aus anderen Ländern erhöht werden. In Bezug auf die Biomasse für den Import von Biokraftstoffen zeigen unterschiedliche Quellen Unsicherheiten hinsichtlich großer Mengen nachhaltig produzierter Rohstoffe. [216]–[218] Weiterhin ist es als wahrscheinlich, dass die Biomassepotenziale zur Umsetzung der nationalen Treibhausgasreduktionsziele genutzt und nicht exportiert werden. [210] In Bezug auf die Landnutzungseffizienz sind Biokraftstoffe deutlich ineffizienter als strombasierte Kraftstoffe. In [218, S. 98] stellen einen Unterschied um den Faktor 1.000 bezogen auf die Fläche Inanspruchnahme fest.

Als Zwischenfazit lässt sich festhalten, dass Biokraftstoffe im Bereich der alternativen Kraftstoffe eine ambivalente Position einnehmen. Biokraftstoffe, welche aus Anbaubiomasse hergestellt werden und auch für Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen eingesetzt werden können, sind durch die RED II stark reglementiert. Die Forschung und in Konsequenz auch die Gesetzgebung haben sich hauptsächlich aufgrund der indirekten Landnutzungsänderungen und der damit verbundenen Klimafolgen von diesen abgewendet. Das nationale und aktuell nicht genutzt Biomassepotenzial, welches auf Abfall und Reststoffen basiert, ist mit 36-124 TWh bzw. 6,0 %-16,5 % des Endenergieverbrauchs des Verkehrssektors, zu quantifizieren. Diese Biomassepotenziale gehen zu 95 % auf Waldholzreste, tierische Exkremente und Getreidestroh zurück. Somit ist zu erwarten, dass zukünftig weiterhin ein Anteil im einstelligen Prozentbereich aus Biokraftstoffen gedeckt wird. Dieses ist, wie in Abschnitt 5.2.3 dargestellt unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten vorteilhaft. Es ist aktuell nicht zu erwarten, dass der Energieverbrauch des Verkehrssektors zu hohen Anteilen aus Biokraftstoffen zu decken ist. Daher sind neben der Elektrifizierung weitere Technologiepfade notwendig, welche in den folgenden Abschnitten untersucht werden.

## 5.2.2 Technologie-Reifegrad der Energieträgerproduktion

In diesem Abschnitt wird die technische Reife von Kraftstoffherstellungspfaden anhand des Technologie-Reifegrads (TRL) diskutiert. Die TRLs der unterschiedlichen Herstellungspfade sind in Abbildung 74 dargestellt. Die gestreiften Bereiche sind Intervalle, welche entweder durch unterschiedliche Prozesspfade oder unterschiedliche TRL-Bewertungen entstehen. Die Literaturquellen sind vollständig in Tabelle A 4 (S.369) im Anhang aufgeführt. Die TRL-Bewertung der Kraftstoffpfade in Abbildung 74 ist unterteilt in synthetische Produktion aus CO<sub>2</sub> und Elektrizität, konventionelle Biokraftstoffproduktion und fortschrittliche Biokraftstoffproduktion. Wie im vorigen Abschnitt erläutert, umfassen konventionelle Biokraftstoffe Kraftstoffe aus essbaren Pflanzen, während fortschrittliche Biokraftstoffe Kraftstoffe aus nachhaltig angebauten Rohstoffen, welche nicht für den Verzehr bestimmt sind und landwirtschaftlichen Abfällen umfassen. Synthetisches Kerosin umfasst alle Kraftstoffe, die nach der Norm ASTM D7566-20b [219] zertifiziert sind. In den Veröffentlichungen von Wormslev und Broberg [220], des ICAO-Sekretariats [221] und von Sustainable Aviation [222] werden bestehende, im Bau befindliche und geplante Anlagen zur Herstellung nachhaltiger Flugkraftstoffe erläutert. Die Literaturangaben und technischen Bewertungen dieser drei Quellen wurden neben anderen Quellen verwendet, um die technische Reife der Herstellung nachhaltiger alternativer Flugkraftstoffe in dieser Studie zu bewerten. Synthetisches paraffinisches

Kerosin (SPK), welches über das Fischer-Tropsch-Verfahren (FT) gewonnen wird, wurde von [182] mit einem TRL von 6 bewertet. Alternativ kann synthetisches Kerosin über den *Methanol-to-Kerosene* (MtK)-Pfad mit dem Edukt Methanol hergestellt werden. Die Herstellung von Methanol aus CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub> wurde von [182] mit einem TRL von 9 bewertet. Schmidt, et al. [223] schlussfolgern basierend auf Tabak et al. [224] und Tabak und Yurchak [225], dass die Umwandlung von Methanol zu Olefinen und die anschließende Destillatsynthese in den 1980er Jahren demonstriert wurden. Beide Prozessschritte sind für die Herstellung von synthetischem Kerosin aus Methanol zwingend notwendig. Ruokonen et al. [226] analysierten methanol-basierte Wege zu Transportkraftstoffen und bewerteten diese mit einem TRL von 8. Zech et al. [227] wiederum bewerteten die TRL von methanol-basiertem Kerosin mit 7-9. Zech et al. [227] weisen jedoch darauf hin, dass nie das gesamte Verfahren getestet wurde, sondern nur einzelne Abschnitte auf Demonstrationsebene geprüft wurden. Daher wird der MtK-Prozess mit einem TRL von 4 bewertet.

Fulcrum [228] und Red Rock [229] bauen Anlagen zur Produktion von FT-SPK über Vergasung und anschließenden FT-prozess mit Produktionskapazitäten von 30 kt/Jahr und 45 kt/Jahr. Deshalb wird dieser Prozesspfad mit einem TRL von 9 bewertet. Ein weiterer Kraftstoff auf der Basis von Biomasse ist HEFA-SPK (Hydroprocessed Esters and Fatty Acids Synthetic Paraffinic Kerosene) aus Bioölen, tierischen Fetten und recycelten Ölen. Die Herstellung von HEFA-SPK wird mit einem TRL von 9 bewertet, da dieses Verfahren von World Energy Paramount (ehemals AltAir Paramounts LLC) [221] und Neste Oyj [230] bereits kommerziell eingesetzt wird. Der nachhaltige Flugzeugtreibstoff Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins (HFS-SIP) wird durch mikrobielle Umwandlung von Zucker in Kohlenwasserstoff hergestellt. HFS-SIP wird bereits in kommerziellem Maßstab von Amyris in Brasilien produziert [221], weshalb die Produktion von HFS-SIP mit TRL 9. Alcohol-to-Jet Synthetic Paraffinic Kerosene (ATJ-SPK) aus landwirtschaftlichen Abfallprodukten (d.h. Stroh, Gräser, forstwirtschaftliche Abfälle und Halme) kann entweder mit dem Zwischenprodukt Isobutanol oder Ethanol hergestellt werden. LanzaTech [231] betreibt eine Pilotanlage zur Herstellung von ATJ-SPK, während Ekobenz eine kommerzielle Anlage mit einer Produktion von 22,5 kt/Jahr betreibt [232]. Lanzatech und Swedish Biofuels AB wiederum haben für die kommenden Jahre Anlagen im kommerziellen Maßstab geplant [231], [233]. Catalytic hydrothermalolysis synthetic jet fuel (CHJ) aus Triglycerid-basierten Rohstoffen wie Pflanzenölen, Altölen, Algenölen, Sojaöl, Jatrophaöl, Leindotteröl, Carinataöl wird mit einem TRL von 6-7 bewertet, da ARA und Euglena eine Anlage im Demonstrationsmaßstab betreiben [234]. Der nachhaltige Flugkraftstoff High Hydrogen Content Synthetic Paraffinic Kerosene (HHC-SPK), der aus biologisch gewonnenen Kohlenwasserstoffen wie Algen hergestellt wird, wird mit einem TRL von 4 bewertet, da Ishikawajima-Harima Heavy Industries Co., Ltd. ein Verfahren entwickelt und zertifiziert hat, welches im Labormaßstab betrieben wird [235].

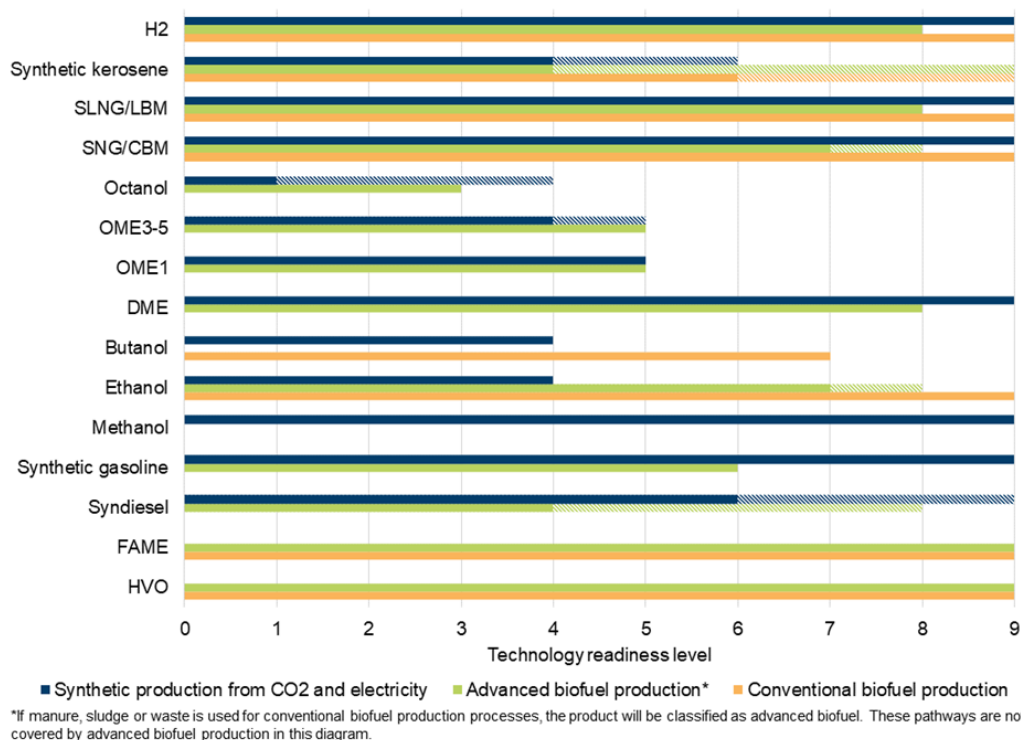


Abbildung 74: TRL der unterschiedlichen Produktionspfade zu synthetischen Kraftstoffen, konventionellen Biokraftstoffen und fortschrittlichen Biokraftstoffen. [9] Gestreifte Bereiche sind Intervalle, welche entweder durch unterschiedliche Prozesspfade oder durch unterschiedliche TRL-Bewertungen eines Pfades entstehen. Die Referenzen sind im Anhang in Tabelle A 4 (S.369) einzeln aufgeführt.

Wie Abbildung 74 zeigt, wurden HVO und FAME von Müller-Langer et al. [236] und Prussi et al. [120] mit TRL 9 bewertet. Die Einstufung als fortschrittlicher oder konventioneller Biokraftstoff hängt, wie bereits erläutert, vom verwendeten Rohstoff ab. Im Falle von Altöl oder Algen als Ausgangsmaterial ist der produzierte Kraftstoff ein fortschrittlicher Biokraftstoff. Der Schlüsselprozess der meisten Verfahren zur Herstellung von synthetischem Diesel ist das bereits erwähnte FT-Verfahren. Synthetischer Diesel als fortschrittlicher Biokraftstoff wird aus Lignozellulose durch Pyrolyse (TRL 6 [120], [236]), über Vergasung (TRL 8 [120]) oder über hydrothermale Verflüssigung und anschließende Aufbereitung (TRL 4 [120]) hergestellt. Die technologische Reife von Verfahren zur Herstellung von Ethern wird in der Literatur mit eher niedrigeren TRL's bewertet. OME<sub>3-5</sub> kann über unterschiedliche Produktionspfade basierend auf CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub> im Bereich TRL 4-5 hergestellt werden [182], [237]. Die OME<sub>1</sub>-Produktion wird hingegen mit TRL 5 bewertet. Die Produktion von OME<sub>1</sub> und OME<sub>3-5</sub> als fortschrittlicher Biokraftstoff basierend auf Lignozellulose als Ausgangsmaterial wird von Prussi et al. [120] mit TRL 5 bewertet. Für die Produktion von OME<sub>3-5</sub> wurde von Prussi et al. [120] für die TRL-Bewertung der Pfad über OME<sub>1</sub> und Trioxan berücksichtigt.

Die Produktion von Methan ist technisch ausgereift. Ausgehend von Biomasse können CBM und LBM konventionell mit einem TRL von 9 hergestellt werden [120], [236]. Wenn als Ausgangsmaterial ein Rohstoff verwendet wird, welcher nicht als Nahrungsmittel verwendet werden kann, wie beispielsweise Gülle, wird das Produkt entsprechend als fortschrittlicher Biokraftstoff klassifiziert. Diese Option ist aufgrund des geringen Potenzials in Abbildung 74 nicht berücksichtigt. Die biomassebasierte Produktion von SNG und L-SNG ausgehend von Lignozellulose, wie beispielsweise Stroh, über Biomassevergasung weist einen TRL von 7-8 auf [120], [236]. Das Produkt ist dann entsprechend ein

fortschrittlicher Biokraftstoff. Die strom-basierte Produktion von SNG und L-SNG wird wiederum von Prussi et al. [120] mit TRL 9 bewertet. Beispielsweise existiert in Deutschland eine SNG-Anlage von der Audi AG mit einer Produktionskapazität von 200 kg/h [238].

### 5.2.3 Kosten von alternativen Energieträgern

Der deutschen Wasserstoffstrategie [239] zufolge, prognostiziert die Bundesregierung für das Jahr 2030 einen Bedarf von 90-110 TWh an grünem Wasserstoff, um die Dekarbonisierungsziele zu erreichen. Der Wasserstoff soll sowohl in der Industrie als auch für spezifische Anwendungen im Verkehrssektor eingesetzt werden. Vom Gesamtbedarf sollen 14 TWh in Deutschland erzeugt werden. Das entspricht 20 TWh an erneuerbarem Strom, welche hauptsächlich aus On- und Offshore-Windkraftanlagen stammen. Dementsprechend müssen ca. 85 % an grünem Wasserstoff importiert werden. [239] Langfristig werden die importierten Mengen grüner Energieträger weiter ansteigen. Das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie [240] gibt den Importbedarf für das Jahr 2050 mit 150-900 TWh an, welche sich auf alle Verbrauchssektoren beziehen. Merten et al. [241] stellen fest, dass es bislang keinen Konsens zu Importstrategien gibt und führen Argumente für und gegen große Energieimporte an, wie beispielsweise das hohe EE-Potenzial in Deutschland, die Überschätzung des EE-Potenzials in typischen Exportregionen, die politische Instabilität in Exportregionen, die Verzögerung der Energiewende in den Exportländern sowie die Notwendigkeit, überschüssige nationale EE-Energie effizient zu nutzen. Demgegenüber halten Pfennig et al. [242] eine ausschließlich nationale Versorgung mit strombasierten Brennstoffen aus Deutschland für nicht wirtschaftlich. Dies liegt an den höheren Stromgestehungskosten in Deutschland, welche über denen in der MENA Region, Naher Osten und Nordafrika (MENA) liegen. Diese Annahme wird von den meisten Studien geteilt, welche zukünftige Energiesysteme unter Berücksichtigung von Energieträgerimporten aus Regionen mit hohen EE-Volllaststunden (FLH) analysieren, wie zum Beispiel in der neuen dena-Leistudie und Robinius et al. [112], [243]. Es ist daher wahrscheinlich, dass ein Mix aus verschiedenen synthetischen Energieträgern importiert wird, wie es bereits heute der Fall bei konventionellen Energieträgern ist [244]. Da sich die Kraftstoffproduktion unabhängig von der Kraftstoffwahl und dem Kraftstoffmix grundlegend ändern wird, wird in diesem Abschnitt ein Überblick über die derzeit beschriebenen Kosten von Energieträgern, welche im Verkehrssektor eingesetzt werden können, gegeben. Für den Import von Energieträgern fallen neben den Gestehungskosten zusätzliche Kosten durch den Transport an, die je nach Energieträger variieren. Bevor auf eine integrierte Betrachtung der Gestehungs- und Endverbraucherkosten eingegangen wird, ist im folgenden Abschnitt ein Überblick über die Transportkosten unterschiedlicher Kraftstoffe gegeben.

### Vergleichende Analyse der Transportkosten synthetischer Kraftstoffe

Robinius et al. und Deutsch et al. [112], [245] ermitteln in den Stromgestehungskosten den größten Kostenpunkt für strombasierte Kraftstoffe. Folglich werden in vergleichenden Systemanalysen, wie der von [112], [245]–[247], Regionen mit hohen EE-FLH ermittelt, um niedrige Gestehungskosten von synthetischen Kraftstoffen sicher zu stellen. Fasihi und Breyer [245] ermitteln weltweit detaillierte Stromgestehungskosten von PV+ Wind-Hybridssystemen ermittelt, die in Hank et al. [248] für Szenarien

basierte Importrouten verwendet werden. Viele andere Studien gehen von standortspezifischen Volllaststunden der erneuerbaren Energiequelle aus und lassen keinen Freiheitsgrad für die Standortwahl in der Berechnungsmethodik zu. [244], [249], [250]

Für synthetische Kraftstoffe, welche in bestehender Infrastruktur wie Pipelines oder Transportschiffen transportiert werden können, machen die Transportkosten im Verhältnis zum Grenzübergangspreis einen geringen Anteil aus. Allerdings unterscheiden sich sowohl die Transportkosten als auch die gesamte Kostenstruktur der Kraftstoffoptionen  $H_2$ , SNG und PtL-Kraftstoffe erheblich. Insbesondere wenn infrastrukturkompatible PtL-Kraftstoffe mit den Transportkosten von Wasserstoff verglichen werden, was einen Neubau oder eine Umwidmung von Transportinfrastruktur mit sich bringt. Aus diesem Grund schließen Hank et al. , eine Studie der IEA und Schorn et al. [248], [251], [252] darauf, dass die hohen  $H_2$ -Transportkosten wirtschaftlich ausschlaggebend für  $H_2$ -Derivate, wie flüssige organische Wasserstoffträger (LOHCs), Methanol, Ammoniak oder andere PtL-Kraftstoffe sind, die Infrastrukturkompatibilität aufweisen. Der Zwiespalt zwischen den hohen Kosten für den Aufbau von Transportinfrastruktur für  $H_2$  und den weniger effizienten Prozessketten von PtL-Kraftstoffen führt auch zu der Frage nach einer heimischen  $H_2$ -Produktion, die den Transportkostenaufwand und die Umwandlungsverluste vor und nach dem Transport reduzieren [241].

$H_2$  kann in flüssiger Form ( $LH_2$ ) via Schiff, gasförmig via Pipeline bei ca. 100 bar oder gebunden an einen LOHC transportiert werden. [252] Für die Verflüssigung von  $H_2$  werden zwischen 25 und 35 % der ursprünglichen Energie benötigt. [251] Die Umwandlung von  $H_2$  in Ammoniak benötigt 7-18 % der Ausgangsenergie. Die Rückumwandlung in  $H_2$  in hoher Reinheit verbraucht noch einmal etwa die gleiche Menge an Energie. [251] Allerdings liegt die Verflüssigungstemperatur von Ammoniak bei  $-33\text{ °C}$  und die von  $H_2$  bei  $-253\text{ °C}$ , was zu einem geringeren Kühlungsaufwand führt. In den beiden erforderlichen Schritten der exothermen Hydrierung und der endothermen Dehydrierung zwischen LOHC und  $H_2$  verbrauchen die Prozesse zusammen zwischen 35 % und 40 % der ursprünglichen Energie des Wasserstoffs. [251] Ein weiterer Nachteil des Transports via LOHC ist die Notwendigkeit, den dehydrierten LOHC zurück zu einer geeigneten Hydrierstation zu transportieren. Ähnliche Probleme ergeben sich für Transportschiffe, die  $LH_2$  transportieren und eine leere Retoure haben. Weiterhin ist die Lagerung von  $H_2$  an Export- und Zielterminals kostspielig. [251]

Schindler [250] ermittelt die Kosten für verschiedene  $H_2$ -Transportmöglichkeiten von Marokko nach Deutschland, mit einer Transportdistanz von rund 4.000 km. Die Kosten der Verflüssigung werden mit  $2,6\text{ €ct/kWh}_{H_2,LHV}$  angenommen. Die Kosten für den Transport von gasförmigem Wasserstoff werden auf  $1\text{ €ct/MWh}_{GH_2,LHV}/\text{km}$  für den Pipelinetransport und  $9,5\text{ €ct/MWh}_{GH_2,LHV}/\text{km}$  für den Transport per LKW angegeben. Im Gegensatz dazu liegen die Kosten für den Transport von verflüssigtem Wasserstoff bei  $0,5\text{ €ct/MWh}_{LH_2,LHV}/\text{km}$  für den Transport per Schiff und  $2,1\text{ €ct/MWh}_{LH_2,LHV}/\text{km}$  für den Transport per LKW. [250]

Kreidelmeyer et al. [253] vergleichen direkt die Transportkosten für  $H_2$ , SNG und PtL-Energieträger für eine Entfernung von 4.000 km im Jahr 2020. Die Transportkosten setzen sich aus den Energiebedarfskosten für die Konditionierung (Verdichtung oder Verflüssigung), der Transportenergie und den CAPEX sowie den OPEX der Transportinfrastruktur zusammen. Die berechneten Transportkostenwerte beziehen sich auf die MENA-Transportroute nach Deutschland und werden mit  $2,3\text{ €ct/kWh}_{GSNG,LHV}$  für SNG durch eine 100-bar-Pipeline und  $3,6\text{ €ct/kWh}_{GH_2,LHV}$  für  $H_2$ , ebenfalls über eine 100-bar-Pipeline, als optimistisch eingestuft. Der berechneten Werte für Pipelinetransport von PtL-Energieträgern liegt bei  $1,5\text{ €ct/kWh}_{PtL,LHV}$ . Entsprechende pessimistische Werte sind nicht

dargestellt. Diese Werte führen zu spezifischen Transportkosten von 0,575 €/MWh<sub>SNG,LHV</sub>/km, 0,9 €/MWh<sub>H<sub>2</sub>,LHV</sub>/km und 0,475 €/MWh<sub>PtL,LHV</sub>/km für SNG, H<sub>2</sub> und PtL. [253]

Von Schorn et al. [252] werden die Importkosten der Energieträger H<sub>2</sub> und Methanol von vier verschiedenen günstigen Standorten für globale Handelsrouten für die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien verglichen und stützen sich dabei auf die Grundlast-Wasserstoffpreise des Hydrogen Council [254]. Für Deutschland wird ein Importszenario aus Saudi-Arabien über ein LH<sub>2</sub>-Schiff ermittelt. Die Ergebnisse zeigen, dass die zusätzlichen Kosten für die Umwandlung von Wasserstoff in Methanol durch die im Vergleich zum Flüssigwasserstofftransport durch geringere Transportkosten von Methanol kompensiert werden. Für das Referenzjahr 2030 wurden Importkosten für beide Energieträger von 6,5-10,8 €/kWh<sub>LHV</sub> ermittelt, einschließlich Produktion und Transport. [252]

Von Deutsch et al. [244] werden die Transportkosten für LNG für verschiedene Exportregionen (Nord- und Ostsee, Nordafrika sowie Island) bestimmt, wobei sinkende Verflüssigungskosten von 0,69 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2020 und 0,61 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2050 zugrunde gelegt werden. Einschließlich der Transportkosten von Island (2300 km Seeweg nach Hamburg) liegt die ermittelte Spanne der Transportkosten bei 0,91 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2020 und 0,84 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2050. Gleiche Betrachtungen für die Exportregion Nordafrika (3.600 km Seeweg nach Hamburg) führen zu Transportkosten von 0,96 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2020 und 0,88 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2050. Für die Region Naher Osten (11.000 km Seeweg nach Hamburg) liegen die Transportkostenwerte bei 1,19 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2020 und 1,12 €/kWh<sub>LNG,LHV</sub> im Jahr 2050. [244]

Von Pfennig et al. [242] wird eine vergleichende Gestehungskostenanalyse zwischen den Kosten für die PtL-Produktion mit verschiedenen CO<sub>2</sub>-Quellen, die als Nebenprodukte anfallen und CO<sub>2</sub>, welches aus der Luft abgeschieden wird (Direct Air Capture - DAC), sowie LH<sub>2</sub> aus Onshore-Wind- und PV-Hybridssystemen durchgeführt. Die Transportkosten für den Import von PtL aus Marokko (Region Tarfaya) nach Deutschland werden mit 0,13 €/kWh<sub>PtL,LHV</sub> angenommen. In der Studie wurden verschiedene Produktionsstandorte wie Ägypten, Somalia, Brasilien und Marokko verglichen, wobei sich letzterer als der kostengünstigste herausstellt. Die Stromgestehungskosten machen in der Berechnung von Pfennig et al. [242] einen Anteil von 67 % am Grenzübergangspreis von PtL-Kraftstoffen aus. Für LH<sub>2</sub> werden Transportkosten von 0,27 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> bei gleichem Transportweg angenommen. Damit liegen die Transportkosten von LH<sub>2</sub> etwa um den Faktor zwei über denen von PtL-Kraftstoffen. [242]

Von Merten et al. [241] werden entfernungsabhängige Transportkosten von Transport via Schiff und Pipeline bestimmt. Zu den Vorteilen des Pipelinetransports gehören eine hohe Kapazität, hohe Effizienz sowie niedrige OPEX. Nachteilig sind hohe CAPEX und die hohen Transportmengen, die zur Refinanzierung der Investitionen notwendig sind, was bei einem Scale-up der Technologie, beginnend mit einer geringen H<sub>2</sub>-Produktion, wirtschaftlich nachteilig sein kann. In der Hochlaufphase der H<sub>2</sub>-Produktion bietet der Schiffstransport Vorteile, da er leichter skalierbar ist und den Anforderungen der dezentralen H<sub>2</sub>-Produktion gerecht wird. Außerdem können längere Transportstrecken mit geringerem Anstieg der Transportkosten zurückgelegt werden. [241] Für kürzere Transportentfernungen von etwa 1.000 km Pipeline wird der Transport mit einem Kostenintervall von 1,0-3,4 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> und der Schiffstransport mit 3,0-8,3 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> angegeben, wobei der Pipelinetransport einen Kostenvorteil aufweist. Nach der ermittelten Korrelation wäre ein Schiffstransport bei Entfernungen größer als 5.000 km wirtschaftlich vorteilhaft.



In einer IEA-Studie [251] wird eine abweichende Break Even Entfernung berechnet, die bei einer Entfernung von mehr als 1.800 km für den Schiffstransport vorteilhaft ist. Bei geringeren Transportentfernungen wäre somit ein Pipelinetransport am kosteneffizientesten. Die angenommenen spezifischen Transportkostenkurven sind in Abbildung 75 dargestellt.

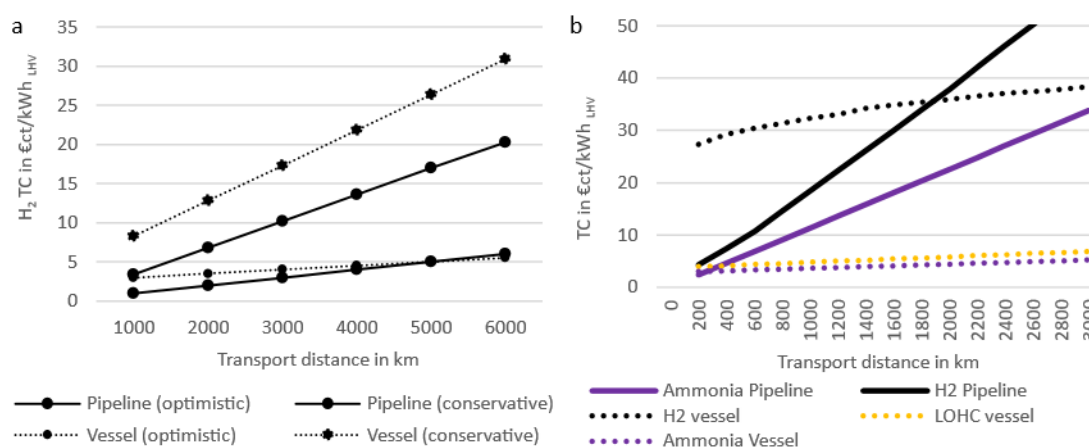


Abbildung 75: Vergleichende spezifische Transportkostenintervalle (TC) von H<sub>2</sub> a) [241] und H<sub>2</sub>, Ammoniak (Ammonia) und LOHC via Pipeline und Schiff b) [251].

Die dargestellten Kostenannahmen hängen von den transportierten H<sub>2</sub>-Mengen, dem Auslastungsgrad der Infrastruktur und standortspezifischen Besonderheiten ab. Weiterhin ist der kommerzielle Reifegrad von LH<sub>2</sub> Transportschiffen gering, was in den hohen Kosten für Transportkosten resultiert. Kawasaki entwickelt als erstes Unternehmen ein groß skaliertes H<sub>2</sub>-Transportschiff auf Basis von Cargo-Containment-Systemen (CCS) mit einer Speicherkapazität von 40.000 m<sup>3</sup>. Der Vorgänger des Transportschiffs ist das SUISEI FRONTIER, welches eine Transportkapazität von 1.250 m<sup>3</sup> hat. Kawasaki kündigte die Entwicklung eines 160.000 m<sup>3</sup> fassenden Schiffes mit vier CCS an [255]. Der aktuelle TRL wird nicht angegeben. Der TRL des H<sub>2</sub>-Transports via Pipeline ist höher einzustufen (TRL 9), da weltweit 5.000 km an Pipelines betrieben werden, davon etwa 400 km in Deutschland, 2.600 km in den USA und 600 km in Belgien. [251] Die Lebensdauer von H<sub>2</sub>-Pipelines schwankt zwischen 40 und 80 Jahren, und ihre Installation erfordert hohe Investitionskosten. Die Kosten für die Umstellung von Gaspipelines in H<sub>2</sub>-Pipelines liegen unter denen für die Neuverlegung und umgehen das Problem des Erwerbs von Wegerechten. Ammoniak-Pipelines sind mit geringeren Investitionskosten verbunden und weisen zudem ein hohes TRL-Niveau auf. Es wird beispielsweise eine 483 km lange Pipeline in den Vereinigten Staaten und eine 2.400 km lange Pipeline zwischen Russland und der Ukraine betrieben. [251]

Aus den Studien, welche die Regionen Nordafrika oder Marokko analysieren, wurden Transportkostenwerte extrahiert und in Abbildung 76 zusammengefasst. Hierbei handelt es sich um eine der am meisten analysierten Gebiete für die Herstellung synthetischer Energieträger für den Import nach Deutschland. Die Region ist unter dem Gesichtspunkt der Transportkosten weiterhin interessant, weil ein Transport via Pipeline und Schiff möglich ist.

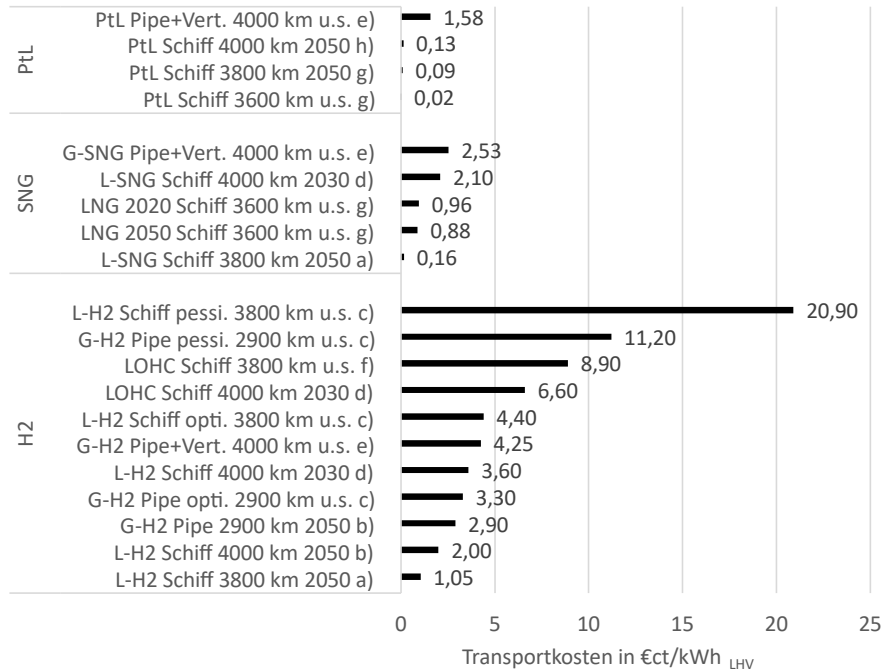


Abbildung 76: Vergleichende spezifische Transportkosten für H<sub>2</sub>-, SNG- und PtL-Kraftstoffe für die Region Nordafrika/Marokko unter Angabe der verwendeten Transporttechnologie, der angenommenen Entfernung und des Bezugsjahres des Kostenwerts. Alle Anschaffungskosten beziehen sich auf den unteren Heizwert. Anmerkungen: a) [246] b) [250] c) [241] d) [248] e) [253] f) [251] g) [244] h) [242].

Abbildung 76 stellt dar, dass die Transportkosten für die drei betrachteten Energieträger für beide Transportarten stark variieren. Das Kostenintervall für den LH<sub>2</sub>-Schiffstransport reicht von 1,05 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> bis 20 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> für gleiche Transportentfernungen. Die beiden Kostenwerte des Transports per LOHC-Carrier sind mit 6,6 €/kWh<sub>LHV</sub> und 8,9 €/kWh<sub>LHV</sub> relativ ähnlich. Die SNG-Transportkosten weisen eine geringere Streuung auf, wobei 0,16 €/kWh<sub>SNG,LHV</sub> der niedrigste und 2,1 €/kWh<sub>SNG,LHV</sub> der höchste Wert ist. Die obere Intervallgrenze von 2,1 €/kWh<sub>SNG,LHV</sub> beinhaltet die Kosten für die Verflüssigung, der niedrigste Kostenwert nicht. Die Transportkosten von PtL-Kraftstoffen zeigen die niedrigsten Gesamtkosten und die geringste Kostenspreizung mit einer Bandbreite von 0,02 €/kWh<sub>LHV</sub> bis 0,13 €/kWh<sub>LHV</sub> für den Schiffstransport. Die ermittelten Transportkostenwerte zeigen einen deutlichen Vorteil insbesondere für PtL-Kraftstoffe sowie SNG, was sowohl für die den Betrag als auch die Abweichung der Werte gilt. Die dargestellten Kostenwerte stellen Transportkostenwerte für eine bestimmte Region dar und können nicht auf andere Exportregionen übertragen werden. Wie sich die Transportkosten auf die Gesamtkosten auswirken, wird im folgenden Abschnitt erörtert.

Wenn H<sub>2</sub> über weitere Distanzen, z. B. über den Atlantik transportiert wird, ist eine Verflüssigung notwendig. Hierbei sind sowohl die Verflüssigung selbst als auch die während des Transports auftretenden Verdampfungsverluste als Kostentreiber zu sehen. Diese Verluste würden in näher gelegenen Regionen bei gasförmigen Pipelinetransport geringer ausfallen und machen diesen Transportweg für an Europa angrenzende Regionen wahrscheinlich. [246] Sowohl die Verflüssigungsverluste als auch der Methanschlupf treten auch bei dem Transport von SNG auf, was zum aktuellen Zeitpunkt den Langstreckentransport von verflüssigtem SNG unwahrscheinlich macht. Hierbei ist weniger die energieintensive Verflüssigung das Problem als die klimaschädliche Wirkung

von entweichendem Methan. Die oben beschriebenen kostentreibenden Effekte sprechen dafür, dass bei der H<sub>2</sub>-Erzeugung an weiter entfernten Standorten, z. B. in Süd Amerika oder Australien, ein Transport in Form von PtL Kraftstoffen mit einer höheren Energiedichte wirtschaftlicher ist. Hierbei ist unter dem Gesichtspunkt der Transportkosten die Art des Kohlenwasserstoffs nicht entscheidend, da alle eine verhältnismäßig hohe Energiedichte aufweisen und bei Normalbedingungen flüssig sind. [246]

## Vergleichende Analyse der Kostenstruktur synthetischer Kraftstoffe

Dieser Abschnitt gliedert sich in die aktuelle und zukünftige Preise verschiedener synthetischer Kraftstoffe. Zunächst werden die unterschiedlichen Produktionskosten von synthetischen Kraftstoffen erörtert und mit den Biokraftstoffpreisen verglichen. Dabei wird nur die Produktion ohne Transport und Steuern betrachtet. Die Untersuchung wird auf den Transport sowie Steuern und Umlagen erweitert. Hierbei wird sowohl die inländische Produktion als auch der Import von synthetischen Kraftstoffen betrachtet.

Tabelle 20 gibt einen Überblick über die spezifischen inländischen Produktionskosten von alternativen Kraftstoffen, einschließlich biomassebasierter Kraftstoffe, synthetischer Kraftstoffe, Wasserstoff sowie synthetischem Methan. Die Werte sind in €/ct/kWh und €/l<sub>DE</sub> angegeben. Letzteres ist der spezifische Preis für die Energie, die einem Liter Diesel entspricht. Der untere Heizwert von Diesel beträgt 9,96 kWh/l [161]. Schemme et al. [182] haben Produktgestehungskosten der im Rahmen des PtL-Konzepts hergestellten synthetischen Kraftstoffe berechnet. Sie gehen unter anderem in Anlehnung an Robinius et al. [112] von einem Wasserstoff-Preis von 4,6 €/kg<sub>H2</sub> aus, was 1,38 €/l<sub>DE</sub> entspricht. Darüber hinaus haben Peters et al. [184] den Preis für synthetisches Methan berechnet, wobei CO<sub>2</sub>-Kosten von 35 €/tCO<sub>2</sub> statt 70 €/tCO<sub>2</sub> wie in Schemme et al. [182] angenommen werden. Die aktuellen Marktpreise für die Biokraftstoffe FAME, HVO, Bioethanol und Biomethan liegen bei 88 €/l<sub>DE</sub>, 73 €/l<sub>DE</sub>, 112 €/l<sub>DE</sub> und 69-72 €/l<sub>DE</sub> [256], [257]. Der von Robinius et al. [112] berechnete Wasserstoffpreis basiert auf einem Strompreis von 6 €/ct/kWh. Dies entspricht 69 €/l<sub>DE</sub>. Der deutsche Verbraucherstrompreis lag im Jahr 2018 bei 30,19 €/ct/kWh [170], was 3,01 €/l<sub>DE</sub> entspricht. Wie aus Tabelle 20 hervorgeht, ist die Herstellung von Wasserstoff, Methanol, DME und MtG unter den synthetischen Kraftstoffen am günstigsten. Das mittlere Preissegment der synthetischen Kraftstoffe umfasst Ethanol und synthetisches Erdgas sowie FT-Diesel und -Benzin. Von den auf Biomasse basierenden Kraftstoffen haben HVO und Biomethan die niedrigsten Preise, wobei der allgemein niedrigere Preis von Biokraftstoffen im Vergleich zu Produktgestehungskosten von synthetischen Kraftstoffen berücksichtigt werden muss. Nach Detz [258] könnten mit der Zeit Lernkurven-Effekte bei der Erzeugung von synthetischen Kraftstoffen auftreten, wodurch diese wettbewerbsfähiger werden.

Das Potenzial von Biokraftstoffen sollte so weit wie möglich genutzt werden, da diese niedrige Produktionskosten aufweisen. Dieser Grundsatz gilt, solange die ILUC-Bedingungen erfüllt werden können. Ebenfalls vorteilhaft ist die Produktion von HVO und Biomethan, da die Produktionspfade zu diesen bereits technisch ausgereift sind und diese die niedrigsten Produktionskosten aufweisen (vgl. Tabelle 20). Unter den strombasierten Kraftstoffen sind zum aktuellen Zeitpunkt die Kraftstoffe Wasserstoff, DME, MtG, Methanol und FT-Diesel aufgrund ihrer niedrigeren Produktionskosten ökonomisch vorteilhaft. Die Herstellung von Ethanol und synthetischem Flugturbinenkraftstoff wird

durch den geringen technischen Reifegrad ihrer Produktionswege begrenzt. Die Herstellung von Kerosin auf der Grundlage von Biomasse ist technisch ausgereifter und stellt daher eine vielversprechende Alternative dar. Alternativen zu synthetischem Düsenkraftstoff werden in den folgenden Abschnitten erörtert.

Tabelle 20 Aktuelle Gestehungskosten alternativer Kraftstoffe nach [170], [182], [184], [256], [257], [259]

Kraftstoff	Kosten in €/l <sub>DE</sub>	Kosten in ct€/kWh	Referenz
Wasserstoff	1,38	13,85	[259]
Methanol	1,89 <sup>a</sup>	18,97 <sup>a</sup>	[182]
Ethanol	2,22 <sup>a</sup>	22,29 <sup>a</sup>	[182]
Butanol	2,53-2,6 <sup>a</sup>	25,40-26,10 <sup>a</sup>	[182]
Oktanol	2,85 <sup>a</sup>	28,61 <sup>a</sup>	[182]
Dimethylether	1,85 <sup>a</sup>	18,57 <sup>a</sup>	[182]
Oxymethylether <sub>1</sub>	2,64 <sup>a</sup>	26,40 <sup>a</sup>	[182]
Oxymethylether <sub>3-5</sub>	3,46-3,96 <sup>a</sup>	34,74-39,76 <sup>a</sup>	[182]
Methanol-to-Gasoline-Benzin	1,88 <sup>a</sup>	18,87 <sup>a</sup>	[182]
Fischer-Tropsch-Diesel/Benzin/Kerosin	2,3 <sup>a</sup>	23,09 <sup>a</sup>	[182]
SNG	2,25 <sup>b</sup>	22,59 <sup>b</sup>	[184]
FAME	0,88	8,85	[256]
HVO	0,73	7,34	[256]
Bioethanol	1,12	11,28	[256]
Biomethan	0,69-0,72	6,9-7,1	[257]
Strom	0,6 <sup>c</sup> -3,01 <sup>d</sup>	6 <sup>c</sup> -30,19 <sup>d</sup>	[170], [259]

Anmerkungen: <sup>a</sup> 70 €/t<sub>CO2</sub>; <sup>b</sup> 35€/t<sub>CO2</sub>; <sup>c</sup> Gestehungskosten für erneuerbaren Strom 6 €/ct/kWh [259]; <sup>d</sup> Endkundenpreis in Deutschland in 2018 30.19 €/ct/kWh [170]

Nach einem Vergleich der aktuellen Preise für alternative Kraftstoffe werden im folgenden Abschnitt die in der Literatur genannten zukünftigen Preisspannen untersucht und diskutiert. Neben den Transportkosten ist der Endverbraucherpreis entscheidend für die Marktdurchdringung, weshalb in diesem Abschnitt die Ergebnisse einer Literaturrecherche zu den Kosten, die in der gesamten Wertschöpfungskette entstehen, betrachtet werden. Steuern und Umlagen (S/U) hängen stark von politischen Rahmenbedingungen ab und werden daher separat dargestellt. Um verschiedene Studien vergleichen zu können, werden drei charakteristische Bilanzierungspunkte untersucht. Diese sind die Gestehungskosten (GK), der Grenzübergangspreis (GK + Transportkosten (TK)) und die dritte Ebene der Endverbraucherpreise (einschließlich Steuern und Umlagen). Um einen Überblick über die zukünftig zu erwartenden Kosten zu geben, werden die Bereiche mit den niedrigsten und höchsten spezifischen Kostenwerten für 2030 und 2050 extrahiert. Diese fassen Annahmen bezüglich der Wahl der RES, Volllaststunden der RES, Elektrolysesystem und Speicher, der CAPEX, OPEX, der Abschreibungsrate, der Prozesseffizienz, des CO<sub>2</sub>-Preises und der Kosten für Wasseraufbereitung, der gewichteten durchschnittlichen Kapitalkosten (WACC) sowie der Transport- und Verteilungskosten zusammen.

In den Studien von Kreidlemeyer et al., Pfennig et al., Robinius et al. und Schorn et al. [112], [246], [252], [253] werden benachbarte EU-Staaten wie Norwegen, Großbritannien und Irland mit hohem EE-Potenzial bewertet und daraus optimierten länderspezifischen Grenzübergangspreise nach

Deutschland abgeleitet. In den Studien von Eichhammer et al. und Schindler et al. [249], [250] konzentrieren sich bei dem Import von Energieträgern auf Nordafrika und die MENA-Region. In jüngeren Studien variieren die Exportregionen stärker [112], [252], [253], [260]. In der Studie von Jensterle et al. [260] wurden die Länder mit der höchsten mittel- und langfristigen Eignung für den Export großer H<sub>2</sub>-Mengen identifiziert unter Berücksichtigung der bereits genannten Bedingungen sowie weicher Faktoren wie staatlichen Interessen, Verfügbarkeit von Fachkräften, verschiedene Sicherheitsaspekte und die Akzeptanz der lokalen Bevölkerung. Die Länder mit der höchsten Eignung mit Blick auf 2030 sind Island, Kanada, Marokko, Norwegen, Tunesien und die Türkei. Mit Blick auf 2050 wurden Ägypten, Algerien, Argentinien, Australien, Kanada, Kasachstan, Russland und Saudi-Arabien also Potenzialreiche Exportregionen ermittelt. [260] In [261] werden günstige H<sub>2</sub>-Produktionsregionen in Europa identifiziert, welche in der Nord- und Ostsee, im Süden Spaniens, in Südfrankreich und in Süditalien sowie in den angrenzenden Staaten liegen.

### Zukünftige Kosten von Wasserstoff aus erneuerbaren Energiequellen

Abbildung 77 stellt die Ergebnisse der durchgeführten Literaturrecherche dar, wobei die H<sub>2</sub>-Kostenspannen für die drei definierten Preisniveaus und Referenzjahre angegeben sind. Hinsichtlich der H<sub>2</sub>- und LH<sub>2</sub>-Gestehungskosten zeigen sich in allen untersuchten Jahren Unterschiede zwischen heimischer Erzeugung und günstigen Importstandorten.

Für das Jahr 2030 ergibt sich ein Intervall an Gestehungskosten von 5,9 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> bis 22,7 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub>. Wobei der optimistische Gestehungskostenwert aus einem Elektrolysebetrieb in Kombination mit PV und einem Speicher in Nordafrika, ohne Netzanschluss mit 8.000 VLS bei Stromgestehungskosten von 2,3 €/kWh<sup>6</sup>, Investitionskosten für Elektrolyse von 900 €/kW<sub>el</sub> und 6 % WACC resultiert. [249] Der berechnete Gestehungskostenwert ist als extrem optimistisch einzuordnen. Die jährliche Betriebsdauer des Elektrolyseurs liegt nah am technischen Maximum. Weiterhin ist der zugrunde gelegte Strompreis gering, entsprechend ist die untere Intervallgrenze als optimistisch einzustufen und zeigt auf, was unter Eintreten günstiger Bedingungen möglich ist. Die obere Intervallgrenze von 22,7 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> wird von [253] ermittelt. Hierbei wird als RES (Renewable Energy Source) ein PV+Wind-Hybridsystem ohne Netzanschluss in der MENA Region angenommen, bei 5.000 VLS Elektrolysebetrieb und 12 % WACC. Referenzwerte werden von [248] für PV+Wind-Hybridsysteme in Marokko mit 9 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> sowie von [253] mit einem Referenzwert von 18,9 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> berechnet.

Für die heimische Produktion von Wasserstoff wird ein Kostenintervall zwischen 17,1 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> und 26,9 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> extrahiert. Der günstigste Fall wird in [253] bestimmt und wird für den Fall Onshore-Wind-Insel an der deutschen Küste bestimmt, wobei für den günstigen Fall 3.000 VLS der Elektrolyse, bei 4 % WACC sowie die bereits oben beschriebenen mittleren Investitionskosten von 1.136 €/kW Elektrolyse zugrunde gelegt sind. Es resultieren Stromgestehungskosten von 4,6 €/kWh und Wasserstoffgestehungskosten von 17,1 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub>. Die höchsten spezifischen Gestehungskosten für das Jahr 2030 werden in [242] mit 26,9 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> für die Erzeugen von

---

<sup>6</sup> Stromgestehungskosten wurden nach [244] angenommen.

verflüssigtem Wasserstoff in Süddeutschland bestimmt. Hierzu werden Stromgestehungskosten von 7,23 €/kWh für Schwachwindanlagen zugrunde gelegt. Als Referenz-Wasserstoffgestehungskosten sind 22,9 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für den Fall Wind Onshore, 23,6 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> Wind Offshore und 21,24 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für den Fall EE-Netzbezug aus [253] zu nennen.

Für das Jahr 2030 wird ein Grenzübergangskostenintervall für dem Importfall zwischen 12,6 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> und 13,4 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> ermittelt. Beide bilden die Erzeugung von flüssigem Wasserstoff über mit PV+Wind-Hybridsystemen versorgten Elektrolysebetrieb ab und den Transport von flüssigem Wasserstoff per Schiff. [242], [248] Die beiden Intervallgrenzen stellen für diesen Fall die gesamte Stichprobe dar, da viele Studien einen skalierten Import von Wasserstoff erst nach 2030 betrachten oder ausschließlich Gestehungskosten oder Endverbraucherpreise bestimmen.

Für das Jahr 2030 ergibt sich ein Endverbraucherpreisintervall für importierten Wasserstoff von 17,1–26,9 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub>, was optimistische und pessimistische Kostenwerte für die Produktion in der MENA-Region unter Verwendung von Wind- sowie PV-Hybridsystemen und anschließendem 4.000 km Pipelinetransport aus [253] entspricht. Die Intervallgrenzen ergeben sich aus optimistischen und pessimistischen Annahmen zu WACC mit 6 % zu 12 %, CO<sub>2</sub>-Kosten aus DAC mit 153 €/t<sub>CO<sub>2</sub></sub> zu 335 €/t<sub>CO<sub>2</sub></sub>, Investitionskosten des Elektrolysesystems<sup>7</sup> sowie Kosten für die Meerwasserentsalzung von 0,78 €/t<sub>H<sub>2</sub>O</sub> zu 1,82 €/t<sub>H<sub>2</sub>O</sub>. [253] Die Volllaststundenzahl der Elektrolyse werden konstant mit 5.000 Volllaststunden angenommen. Als Referenzkostenwert wird ein Endverbraucherpreis von 22,4 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> angegeben.

Der optimistische Endverbraucherpreis für die heimische Wasserstoffproduktion beträgt 19,5 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für den Fall von Onshore-Wind (Insellage) in Deutschland. Hierbei werden 3.000 Volllaststunden der Elektrolyse, 4 % WACC und 500 km Pipelinetransport angenommen. [253] Die obere Intervallgrenze von 28,9 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> wird durch den Fall Offshore-Wind dargestellt, mit pessimistischen Kostenannahmen von 3.500 Volllaststunden der Elektrolyse, 6 % WACC und einem 500 km Pipelinetransport. Als Referenz-Endverbraucherpreise sind 22,8 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für den Fall Wind Onshore, 26,0 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für den Fall Wind Offshore und 23,6 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für den Fall EE-Netzbezug von [253] bestimmt worden. Die extrahierten Kostenintervalle für 2030 und 2050 sind in Abbildung 77 dargestellt. In Abbildung A 8 sind die ermittelten Kostenwerte aller betrachteten Studien unter Nennung der zentralen Annahmen aufgeschlüsselt.

---

<sup>7</sup> Für 2030/2050 werden Investitionskosten von 717/512 €/kW<sub>el</sub> für AEL-System, 1.216/793 €/kW<sub>el</sub> für PEMEL-System sowie 1.477/905 €/kW<sub>el</sub> für HTEL (SOEC), hiervon wird für den optimistischen Falls jeweils eine Variation mit 72 % der Referenzkosten sowie für den pessimistischen Fall eine Variation mit 132 % der Referenzkosten durchgeführt. Als Elektrolysetechnologie wird eine mittlere Elektrolyse aus AEL, PEMEL und SOEC angenommen. [253]



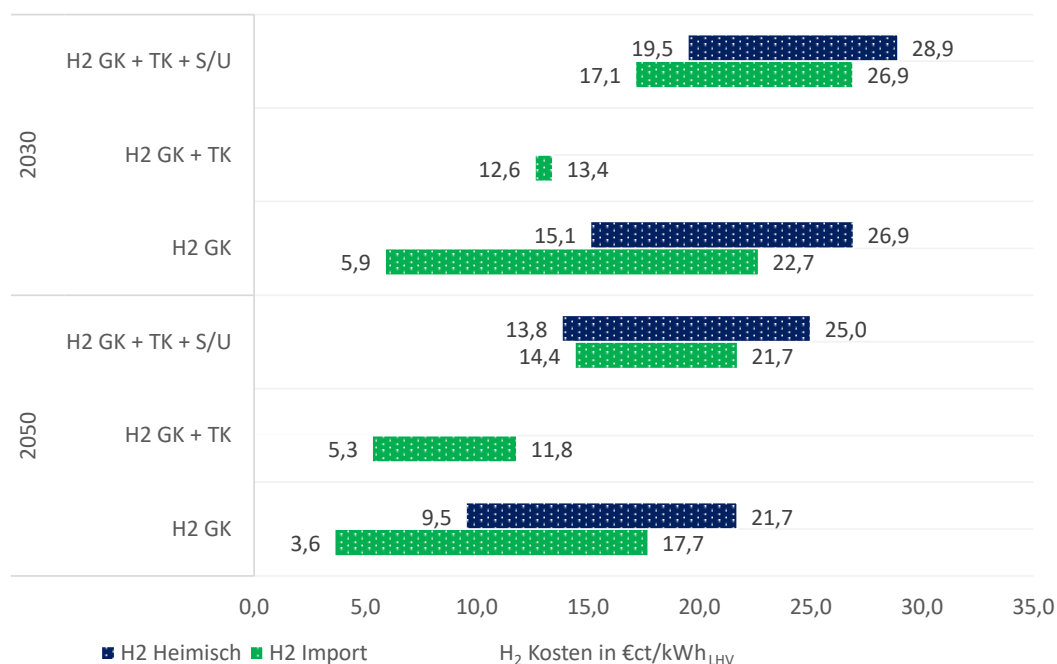


Abbildung 77: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der H<sub>2</sub> und LH<sub>2</sub> Gesteungskosten (GK) in Deutschland und im Ausland, der Transportkosten (TK) und Steuern/Umlagen (S/U) auf Basis von [112], [114], [244], [248]–[250], [253], [262], [262] darstellen. H<sub>2</sub> GK: Wasserstoffgestehungskosten, H<sub>2</sub> GK + TK: Grenzüberganspreis, H<sub>2</sub> GK + TL + S/U: Endverbraucherpreise für Wasserstoff einschließlich Steuern und Umlagen.<sup>8</sup> Einzelne Kostenwerte sind in Abbildung A 8 dargestellt.

Sowohl die Kostenspanne der inländischen als auch die Kosten für Wasserstoff aus Exportregionen sind zum aktuellen Zeitpunkt als hoch zu bewerten. Die Referenzgestehungskosten für fossiles H<sub>2</sub> auf Erdgasbasis beträgt unter Berücksichtigung steigender CO<sub>2</sub>-Steuersätze 6,49 €ct/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für 2030 und 8,85 €ct/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub> für 2050 [253]<sup>9</sup>. Bei sehr optimistischen Annahmen können die Gesteungskosten von erneuerbarem H<sub>2</sub> für den Import als wettbewerbsfähig im Vergleich zu fossilem H<sub>2</sub> eingestuft werden. Für Referenzannahmen bzw. pessimistische Annahmen ist eine Wettbewerbsfähigkeit unter den zum aktuellen Zeitpunkt getroffenen Kostendegressionen und Effizienzsteigerungen nicht ersichtlich. Die Verfügbarkeit von Daten zu H<sub>2</sub>-Kosten zur Ermittlung der Kostenintervalle in der aktuellen Literatur sind als ausreichend zu bewerten, um einen Vergleich von inländischer Produktion und den Importkosten durchzuführen. Allerdings besteht weiterer Forschungsbedarf, um die hohen Bandbreiten der Gesteungs- und Transportkosten weiter zu reduzieren. Insgesamt liegen hohe Unsicherheiten in den Kostenstrukturen der Schlüsseltechnologie Elektrolyse sowie dem Transport von flüssigem Wasserstoff als auch in der Standortwahl zukünftiger Produktionsstandorte vor. Die ermittelten Kostenstrukturen deuten darauf hin, dass die heimische H<sub>2</sub>-Produktion als wettbewerbsfähiger Pfad einzustufen ist. Neben den Endverbraucherpreisen bestimmen [114], [241] positive gesamtwirtschaftliche Effekte einer heimischen Wasserstoffproduktion. Die meisten Studien konzentrieren sich auf technisch-ökonomische Analysen

<sup>8</sup> Alle Kostenwerte sind heizwertbezogen angegeben. Wobei die folgenden Werte zur Umrechnung genutzt wurden: H<sub>i</sub>GH<sub>2</sub>: 3,00 kWh<sub>LHV</sub>/Nm<sup>3</sup>; H<sub>s</sub>GH<sub>2</sub>: 3,54 kWh<sub>HHV</sub>/Nm<sup>3</sup>; H<sub>i</sub>LH<sub>2</sub>: 2,359 kWh<sub>LHV</sub>/l LH<sub>2</sub>; H<sub>s</sub>LH<sub>2</sub>: 2,790 kWh<sub>HHV</sub>/l LH<sub>2</sub>.

<sup>9</sup> Bei spezifischen Kosten von CO<sub>2</sub> von 35 €/tCO<sub>2</sub> im Jahr 2030 94 €/tCO<sub>2</sub> im Jahr 2050. [253]

und nur in geringem Maße auf politische Umstände in den Exportregionen. Jüngere Studien wie die [247], [260], [260] nehmen politische Rahmenbedingungen und soziale Fragen in Potenzialanalysen mit auf. Es ist allerdings schwierig, diese Erkenntnisse in technisch-ökonomisch optimierten Modelle einfließen zu lassen, weshalb frühzeitig mit den lokalen Entscheidungsträgern in Exportregionen in Kontakt zu treten ist, um lokale Dekarbonsierungsstrategien und Exportvorhaben in Einklang zu bringen. [260]

## Zukünftige Kosten von Synthetic Natural Gas (SNG) aus erneuerbaren Energiequellen

Neben den Kosten für Wasserstoff aus erneuerbaren Energiequellen, werden die zukünftigen Kostenintervalle für SNG extrahiert und eingeordnet. Die Ergebnisse wurden äquivalent zu den zukünftigen Kosten von Wasserstoff aufbereitet und sind in Abbildung 78 dargestellt.

Hinsichtlich der Entwicklung der Gestehungskosten für Erzeugung in Exportregionen ergibt sich ein Kostenintervall von 6,0–37,2 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub>. Die untere Intervallgrenze wird von Kramer et al. [263] ermittelt, welche Hybridsysteme aus PV und Wind in der MENA Region betrachten. Die Intervallbreite entsteht durch abweichende Annahmen zu Kosten von CO<sub>2</sub>. Für den unteren Grenzwert wurde hier kostenloses CO<sub>2</sub> aus vorhanden Quellen zugrunde gelegt. Für CO<sub>2</sub> welches aus Umgebungsluft abgeschieden wird, werden Kosten von 293 €/tCO<sub>2</sub> berechnet. Für Stromkosten werden Kostenannahmen in der MENA-Region für PV+Wind-Hybridsysteme mit 2,4 €/kWh aus [244] angenommen. Für den Betrieb einer alkalischen Elektrolyse wird ein Wirkungsgrad zwischen 73 % und 62 % betrachtet. Weiterhin werden WACC von 4 % angenommen und Investitionskosten für die Elektrolyse von 750 €/kW sowie 100 €/kW für Methanisierungsanlagen angegeben. [263] Die obere Intervallgrenze der Gestehungskosten von 37,2 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> wird in [253] für pessimistische Annahmen zur SNG-Herstellung bestimmt, basierend auf PV+Wind-Hybridsystemen in Marokko und anschließendem Pipelinetransport nach Deutschland. Für den pessimistischen Fall werden Stromkosten von 5,8 €/kWh, 7 % WACC und 618 €/kW für eine Methanisierungsanlage angenommen. Die Methanisierung wird im pessimistischen Fall mit 6.000 VLS betrieben (vgl. optimistischer Fall 8.000 VLS). Weiterhin werden 1.492 €/tCO<sub>2</sub> für DAC für den pessimistischen Fall angenommen, wobei der Referenzwert 1.275 €/tCO<sub>2</sub> beträgt. [253] Als Referenzwerte für Gestehungskosten an vorteilhaften Standorten, wie beispielsweise Patagonien, kann ein Gestehungskostenwert von 6,3 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> nach [248] angegeben werden. Für Nord- und Ostsee wurde ein Referenzwert für den Gestehungskostenwert für SNG von 29,7 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> in [253] ermittelt.

Für das Jahr 2030 kann kein Gestehungskostenintervall für die heimische Erzeugung von SNG extrahiert werden. Es wird jedoch ein Wert zur SNG Erzeugung in der Nord-/Ostsee von [244] mit 19,0 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> bestimmt. Die zugrunde gelegten Investitionskosten für eine Anlage zur Methanisierung betragen 654 €/kW (Referenz Fall). Weiterhin wird ein Strompreis von 12,5 €/kWh angenommen. Ein Anteil von 10 % der Gestehungskosten entfällt auf Kosten für die Abscheidung von CO<sub>2</sub>. [244]

Für den Grenzübergangspreis wird ein Kostenintervall von 7,7–18,9 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> extrahiert. Die untere Intervallgrenze entstammt der Referenz [264] und entspricht dem Grenzübergangspreis, der sich für den Fall ergibt: PV+Wind-Hybridsystem am Standort Patagonien, G-SNG-Erzeugung und

Verflüssigung vor Ort, Transport über 17.500 km nach Deutschland und Verdampfung im Zielland. Das obere Ende des Kostenintervalls von 18,9 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> wurde für den Fall von PV+ Wind-Hybridssystemen in Kasachstan mit anschließendem Pipelinetransport nach Deutschland von Hobohm et al. [210] ermittelt, wobei die pessimistischen Annahmen von WACC bei 7 %, Stromgestehungskosten von 6,5 €/kWh sowie 250 €/kW für eine Methanisierungsanlage und 705 €/kW für die Elektrolyse angenommen werden. Für das Jahr 2030 werden weitere Investitionen für DAC von 366 €/tCO<sub>2</sub> angenommen. [210] Als Referenz für Grenzübergangskosten ist der von Hank et al. [248] ermittelte Wert von 14,5 €/kWh<sub>LSNG,LHV</sub> zu nennen, welcher ein PV+ Wind-Hybridssystem mit Verflüssigung und Transport per Schiff abbildet.

Für den Endkundenpreis entsteht ein Kostenintervall für importiertes SNG von 22,3 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> – 39,7 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub>, wobei beide Intervallgrenzen von Kreidelmeyer et al. [253] für den Fall von PV und Wind Hybridssystemen in der MENA-Region ermittelt wurden. Kosten für CO<sub>2</sub> aus DAC werden zwischen 153 €/tCO<sub>2</sub> und 335 €/tCO<sub>2</sub> variiert. Im günstigen Fall wird von 8.000 VLS und im ungünstigen von 6.000 VLS der Methansynthese ausgegangen. Kapitalkosten werden zwischen 6 % und 12 % WACC als optimistisch und pessimistisch angenommen. Für beide Fälle wird ein 4.000 km Pipelinetransport angenommen. Die extrahierten Kostenintervall für 2030 und 2050 sind in Abbildung 78 dargestellt. In Abbildung A 9 sind die ermittelten Kostenwerte aller betrachteten Studien unter Nennung der zentralen Annahmen aufgeschlüsselt.

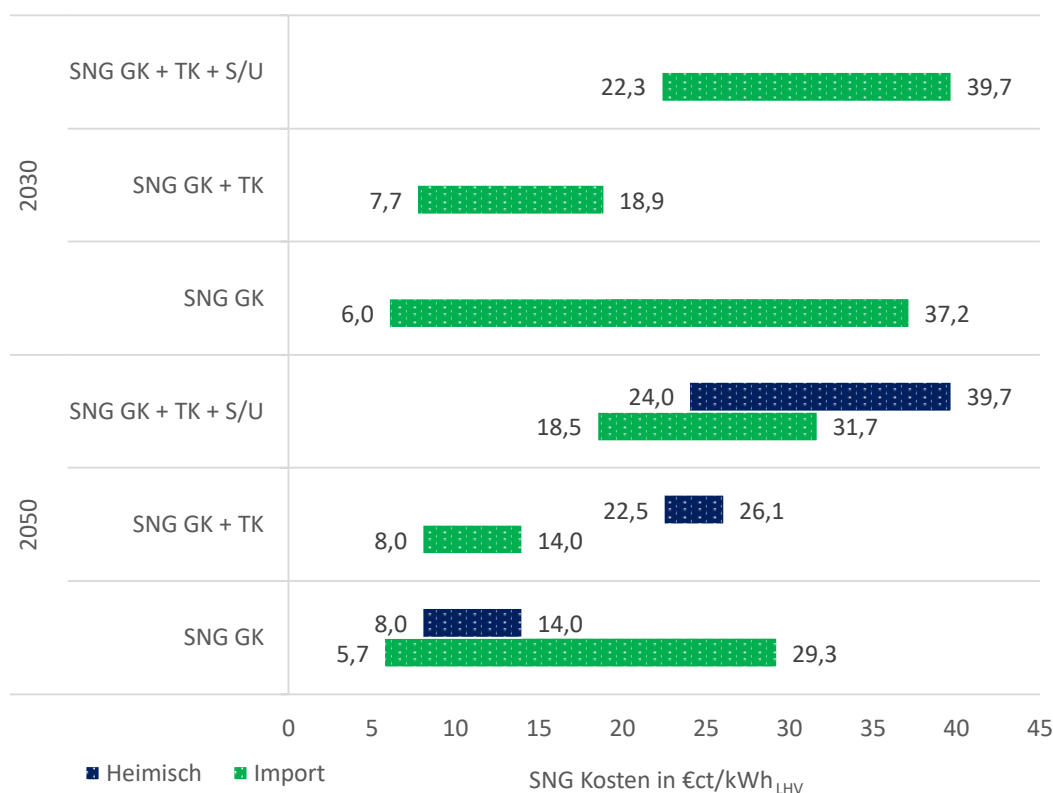


Abbildung 78: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der G-SNG und L-SNG Gestehungskosten (GK) in Deutschland und im Ausland, der Transportkosten (TK) und Steuern/Umlagen (S/U) auf Basis von [112], [114], [210], [244], [248]–[250], [253], [262], [262], [264] darstellen. GK: Wasserstoffgestehungskosten, GK + TK: Grenzübergangspreis, GK + TL + S/U: Endverbraucherpreise für Wasserstoff einschließlich Steuern und Umlagen.<sup>10</sup> Einzelne Kostenwerte sind in Abbildung A 9 dargestellt.

Als Bereitstellungskosten für fossiles Methan werden von [253] 4,51 €/kWh<sub>CH<sub>4</sub>,LHV</sub> für das Jahr 2030 und 6,16 €/kWh<sub>CH<sub>4</sub>,LHV</sub> für das Jahr 2050 genannt. Im Fall von SNG ist eine Wettbewerbsfähigkeit im Vergleich zur fossilen Alternative noch unwahrscheinlicher als bei Wasserstoff. Dies liegt zum einen an günstigeren Bereitstellungskosten von fossilem Erdgas, aber auch an den höheren Gestehungskosten von SNG. Um Preisparität zwischen SNG und fossilem Erdgas zu erreichen wäre für das Jahr 2030 ein CO<sub>2</sub>-Preis von 1.397 €/tCO<sub>2</sub> nötig, für das Jahr 2050 1.069 €/tCO<sub>2</sub>. [253] Hierbei handelt es sich um theoretische Werte zur Erreichung von Preisparität.

## Zukünftige Kosten von PtL-Kraftstoffen aus erneuerbaren Energiequellen

Im folgenden Abschnitt der Literaturstudie werden die Produktionskosten von PtL-Kraftstoffen analysiert. Neun Studien untersuchen unspezifizierte PtL-Kraftstoffe, welche aus Fischer-Tropsch-Syncrude hergestellt werden, im Folgenden mit FT-SC abgekürzt. Hierbei handelt es sich um ein Gemisch aus kurz- und langkettigen Kohlenwasserstoffen, welche durch weitere Prozessschritte

<sup>10</sup> Alle Kostenwerte sind heizwertbezogen angegeben. Wobei die folgenden Werte zur Umrechnung genutzt wurden:  $H_s/H_i = 1,1$  für G-SNG und  $H_s/H_i = 1,09$  für L-SNG; bei einer Dichte von 0,8 kg/m<sup>3</sup> für G-SNG und 0,8 kg/l L-SNG.

(Hydrocracking, Isomerisierung) zu Kraftstoffen, wie synthetischem Diesel, Benzin oder Kerosin umgewandelt werden. Um Kosten direkt miteinander vergleichen zu können, werden vorerst Studienergebnisse, welche auf der Fischer-Tropsch-Synthese basieren, betrachtet. Anschließend werden auch die Kostenstrukturen von Methanol und Ammoniak diskutiert. Aufgrund des ca. 9 % niedrigeren Wirkgrades der Fischer-Tropsch-Synthese im Vergleich zur Methanisierung [253] sowie höheren Kohlenstoffanteilen im Endprodukt, treten höhere Gestehungskosten als für SNG auf. Allerdings weisen PtL-Kraftstoffe niedrigere Transportkosten im Vergleich zu SNG auf. Beide Umstände führen dazu, dass die Herstellung von PtL-Kraftstoffen verstärkt an günstigen Exportstandorten verortet wird. Daher konnten jeweils nur die Gestehungskostenintervalle für die heimische Herstellung von PtL-Kraftstoffen extrahiert werden. Auf eine weitere Analyse zur Herstellung von PtL-Kraftstoffen in Deutschland wurde nicht weiter eingegangen.

Für die Gestehungskosten von PtL-Kraftstoffen ergibt sich für die Erzeugung in Exportregionen ein Kostenintervall von 7,7–42,2 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub> für das Jahr 2050. Die untere Intervallgrenze wird von Hobohm et al. [210] ermittelt, welche PV+Wind Hybridsysteme in der MENA Region abbildet. Im optimistischen Fall wird mit 2 % WACC gerechnet, was in Stromgestehungskosten von 2,1 €/kWh resultiert. Die obere Intervallgrenze von 42,2 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub> wird von Kreidelmeyer et al. [253] bestimmt, wobei WACC von 12 % angenommen werden. Die hohen Kapitalkosten resultieren in Stromgestehungskosten von 6,5 €/kWh. In den Stromgestehungskosten liegt bereits ein Unterschied von Faktor 3,1 vor. Weiterhin treten hohe Abweichungen in den angenommenen Investitionskosten für DAC auf. Diese betragen in [210] (unteres Kostenintervall) 366 €/t<sub>CO2a</sub>, wobei diese in [253] (obere Kostenintervall) mit 1.402 €/t<sub>CO2a</sub> angenommen. Bei 12 % höheren WACC fallen diese höher ins Gewicht. Insgesamt unterscheiden obere und untere Intervallgrenze sich um den Faktor 5,5. Die Grenzen der Kostenunterschiede der Intervallgrenzen sind als hoch zu bewerten, wobei beide Studien aus jüngerer Vergangenheit (2018 und 2020) stammen. Für das Jahr 2030 konnte ein PtL-Gestehungskostenintervall für die Herstellung in Deutschland von 22,1–26,1 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub> ermittelt werden. Beide Werte wurden in [242] berechnet und stehen für die PtL-Herstellung nahe eines Offshore Windparks, jeweils mit frei verfügbarem CO<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub>, welches über DAC abgeschieden wird. Für die beiden folgenden Kostenbilanzpunkte Grenzübergangspreis und Bereitstellungspreis beim Endverbraucher konnten jeweils keine Intervalle für heimische Herstellung von PtL-Kraftstoffen extrahiert werden. Die extrahierten Kostenintervalle sind in Abbildung 79 zusammengefasst.

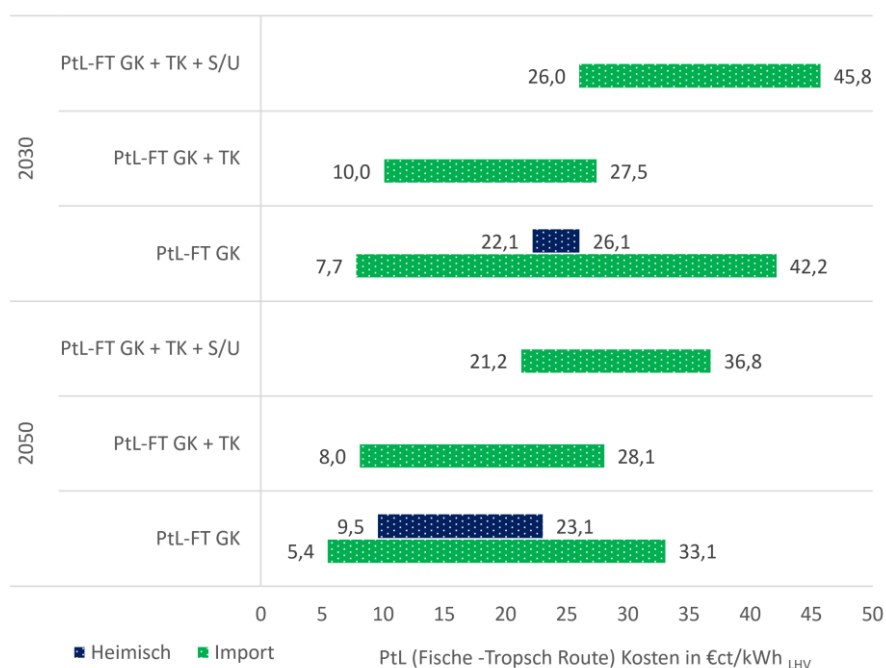


Abbildung 79: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der PtL-Kraftstoffe (Fischer-Tropsch Route) über die Gestehungskosten (GK) in Deutschland und im Ausland, der Transportkosten (TK) und Steuern/Umlagen (S/U) auf Basis von [113], [182], [210], [242], [244], [246], [250], [253], [265] angeben. GK: Gestehungskosten, GK + TK: Grenzüberganspreis, GK + TL +S/U: Bereitstellungskosten einschließlich Steuern und Umlagen.<sup>11</sup> Einzelne Kostenwerte sind in Abbildung A 10 dargestellt.

Um die extrahierten Kosten von H<sub>2</sub>, SNG und PtL-Kraftstoffen zu vergleichen, werden die Breite der Kostenintervalle sowie die Reduktion der Intervallgrenzen vergleichend in Abbildung 80 dargestellt. Anhand der analysierten Studien weist H<sub>2</sub> bei Betrachtung der Gestehungskosten das niedrigste Kostenintervall mit 5,9-22,7 €ct/kWh<sub>H<sub>2</sub>,LHV</sub> für 2030 und 3,6-17,7 €ct/kWh<sub>H<sub>2</sub>,LHV</sub> für 2050 auf. Die entsprechenden Gestehungskostenintervalle für SNG betragen 6,0-37,2 €ct/kWh<sub>SNG,LHV</sub> für das Jahr 2030 und 5,7-29,3 €ct/kWh<sub>SNG,LHV</sub> für das Jahr 2050. Die Gestehungskostenintervalle von PtL-Kraftstoffen liegen leicht darüber mit 7,7-42,2 €ct/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub> für das Jahr 2030 und 5,4-33,1 €ct/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub>. Für optimistische Kostenwerte der Gestehungskosten sind die berechneten unteren Intervallgrenzen der drei Energieträger als ähnlich zu bewerten. Bei den pessimistischen Kostenwerten treten hingegen deutliche Abweichungen auf. Besonders im Jahr 2030 treten für SNG und PtL-Kraftstoffe aufgrund der längeren Prozessketten und anfallenden Kosten für CO<sub>2</sub> deutlich höhere maximale Kostenwerte auf. Diese sinken zwar in 2050, sind aber auch für das Bilanzjahr 2050 deutlich über den maximalen Kostenwerten im Vergleich zu Wasserstoff.

<sup>11</sup> Alle Kostenwerte sind heizwertbezogen angegeben. Wobei die folgenden Werte zur Umrechnung genutzt wurden:  
 $H_i FT - Syncrude = 9,06 \text{ kWh}_{LHV}/l$ ;  $H_s FT - Syncrude = 9,56 \text{ kWh}_{HHV}/l$ ;  $H_s/H_i = 1,055$  [210], [253]  
 $H_i \text{ Dieselkraftstoff} = 9,96 \text{ kWh}_{LHV}/l$ ;  $H_s \text{ Dieselkraftstoff} = 10,66 \text{ kWh}_{HHV}/l$ ;  $H_s/H_i = 1,07$  [Bund20e]  
 $H_i \text{ Ottokraftstoff} = 9,02 \text{ kWh}_{LHV}/l$ ;  $H_s \text{ Ottokraftstoff} = 9,92 \text{ kWh}_{HHV}/l$ ;  $H_s/H_i = 1,10$  [Bund20e]



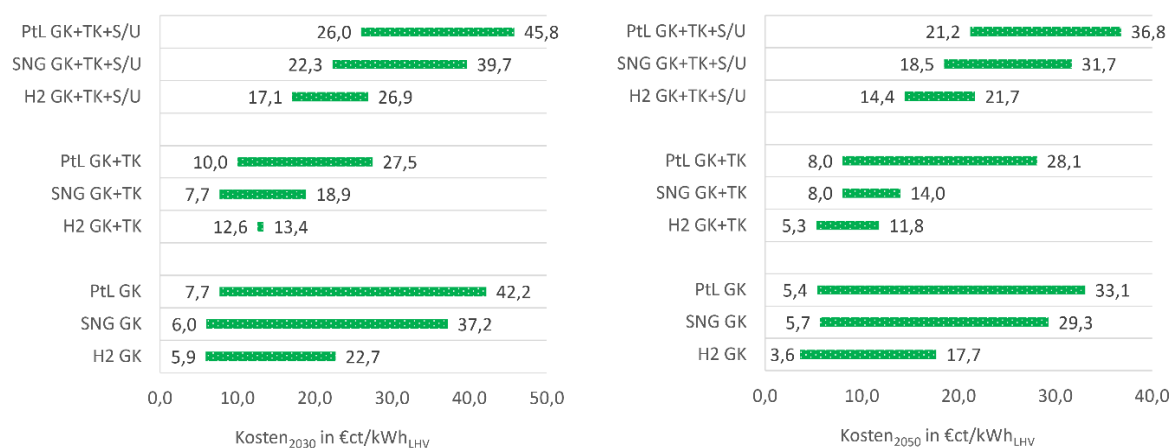


Abbildung 80: Kostenintervalle von H<sub>2</sub>, SNG und PtL-Kraftstoffen für importierte Energieträger für das Jahr 2030 (links) und 2050 (rechts). GK: Gesteuerungskosten, GK + TK: Grenzübergangskosten, GK + TL + S/U: Bereitstellungskosten einschließlich Steuern und Umlagen. Alle Kostenwerte sind heizwertbezogen angegeben. [113], [182], [210], [242], [244], [246], [250], [253], [265]

Die Spreizung der Gesteuerungskostenintervalle zieht sich durch Grenzübergangskosten und Endkundenpreise durch. Die Werte für die Intervallbreiten sind in Tabelle 20 dargestellt. Die Spreizung der Gesteuerungskosten ist für alle drei betrachteten Energieträger in beiden Jahren am höchsten, was damit zu begründen ist, dass viele Studien mehrere Standorte auf günstige Gesteuerungskosten hin untersuchen und sich dann für Folgebetrachtungen auf einige günstige Standorte einschränken. Für das Jahr 2030 tritt für H<sub>2</sub> eine Abweichung der Gesteuerungskosten von 16,8 €ct/kWh<sub>H<sub>2</sub>,LHV</sub> auf. Für SNG liegt die Spreizung bei 31,2 €ct/kWh<sub>SNG,LHV</sub> und für PtL-Kraftstoffe bei 34,5 €ct/kWh<sub>PtL-SC,LHV</sub>. Die Intervalle verkleinern sich für das Jahr 2050 auf 14,1 €ct/kWh<sub>H<sub>2</sub>,LHV</sub>, 23,6 €ct/kWh<sub>SNG,LHV</sub> und 27,7 €ct/kWh<sub>PtL-SC,LHV</sub>. Im PtX Atlas werden ähnliche Gesteuerungskostenintervalle für 2050 bestimmt, welche für verflüssigten Wasserstoff mit 6,4-15,3 €ct/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub>, für SNG mit 8,7-19,5 €ct/kWh<sub>L-SNG,LHV</sub> und für PtL Kraftstoffe mit 8,6-19,0 €ct/kWh<sub>PtL-SC,LHV</sub> ermittelt. [246] Die in diesem Bericht ermittelten Intervallspreizungen von PtL-Kraftstoffen liegen in allen betrachteten Kostenpunkten über denen von SNG.

Tabelle 21: Spreizung der Kostenintervalle der Gesteuerungskosten und Grenzübergangskosten, Endverbraucherpreise in €ct/kWh<sub>LHV</sub> für die Jahre 2030 und 2050.

		GK	GK+TK	GK+TK+S/U
		2030	H <sub>2</sub>	16,8
	SNG	31,2	11,2	17,4
	PtL	34,5	17,5	19,8
		GK	GK+TK	GK+TK+S/U
		2050	H <sub>2</sub>	14,1
	SNG	23,6	6,0	13,2
	PtL	27,7	20,1	15,6

Die Spreizung der Kostenintervalle ergibt sich aus unterschiedlichen Annahmen zu mehreren Kostenpunkten. Die Investitionskosten der Elektrolyse variieren und nehmen einen großen Anteil der

Gestehungskosten des Endproduktes ein. Politisch unsichere Exportregionen führen aufgrund höherer Investitionsrisiken auch zu höheren Kapitalkosten und steigenden Zinssätzen von bis zu 12 % WACC. Dies benachteiligt die SNG- und besonders PtL-Kraftstoffproduktion aufgrund der höheren Gesamtinvestitionskosten im Vergleich zu H<sub>2</sub>. Die Investitionskosten für die DAC-Technologie, sofern sie eingesetzt wird, erhöhen die Gesamtinvestition weiter. Aus energetischer Sicht ist der Mehrbedarf an erneuerbarer Energie von rund 700 kWh<sub>el</sub>/tCO<sub>2</sub> für DAC moderat [210]. Allerdings sind die Investitionskosten für die DAC-Technologie mit 1.033 €/tCO<sub>2a</sub> im Jahr 2050 hoch [210], was zu hohen Kapitalkosten für die Realisierung von kohlenstoffneutralen E-Fuels führt. Andererseits stellen die Transportkosten sowie die Unsicherheit der Transportkosten für H<sub>2</sub> über Pipelines oder Schiffe aufgrund der noch erforderlichen technischen Entwicklungen eine Schwachstelle in der H<sub>2</sub>-Wertschöpfungskette dar. [241]

Für die zukünftigen Endkundenpreise ist es wahrscheinlich, dass sich die Preise zwischen den dargestellten Intervallgrenzen einpendeln. Hierbei entsteht ein Mischpreis aus unterschiedlichen Exportregionen. Da sich zum aktuellen Zeitpunkt die Exportregionen noch nicht klar herauskristallisiert haben, kann noch kein einzelner Gestehungs- oder Grenzübergangskostenwert als besonders aussagekräftig für den Endkundenpreis bewertet werden. Erzeugungspotenziale können überschätzt werden und sich ändernde politische Rahmenbedingungen haben einen möglichen direkten Einfluss auf Energiekosten nehmen. So liegen beispielsweise die im PtX Atlas ermittelten minimalen Gestehungskosten von PV + Wind-Hybridstandorten für flüssigen H<sub>2</sub> bei 6,5 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> für Wind-Standorte in Chile vor sowie der teuerste Standort in Guinea mit 11,8 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub>. [246] Die niedrigsten Kosten können an Standorten erreicht werden, welche hohe Volllaststunden für Windkraftanlagen und PV-Anlagen bieten und an Gewässern liegen. Die hierfür verfügbaren Flächen sind allerdings begrenzt und so werden mit steigendem Ausbau auch Potenzialflächen mit niedrigeren Volllaststunden erschlossen werden, für die höhere Gestehungskosten vorliegen. [246] Zum Vergleich wird in [246] minimale Gestehungskosten für reine PV-Standorte von 8,8 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> in Chile angegeben. Dieser liegt somit 2,3 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> über dem günstigsten Hybridstandort. [246]

Werden die Grenzübergangspreise betrachtet, erscheint es zum aktuellen Zeitpunkt als nicht wirtschaftlich flüssigen Wasserstoff aus weit entfernten Exportregionen wie Südamerika oder Australien zu importieren. Hier ist der Transport in Form eines PtL-Kraftstoffes wirtschaftlicher. Inwiefern diese günstigen Überseestandorte trotzdem den Marktpreis von Wasserstoff beeinflussen, ist als unsicher zu betrachten, da für höhere Folgeprodukte der Fischer-Tropsch-Synthese eine Rückgewinnung des Wasserstoffs nicht sinnvoll ist. [246]

Neben PtL-Kraftstoffen, welche über das Fischer-Tropsch Verfahren hergestellt werden, werden auch Methanol und Ammoniak als günstige Energieträger für längere Transportrouten gesehen, besonders wenn sie direkt als Energieträger eingesetzt werden können. Hierbei kommt der Einsatz von Ammoniak als Treibstoff im internationalen Seeverkehr, in Brennstoffzellen sowie in Gasturbinen in Betracht, wobei hier noch Entwicklungsbedarf besteht. [246] Weiterhin kann der Stickstoff in Ammoniak-Crackern (Wirkungsgrad ca. 80 %) wieder abgespalten werden und H<sub>2</sub> genutzt werden. [246] Vorteile bei der Ammoniaksynthese liegen im höheren Wirkungsgrad von 87 % gegenüber dem Wirkungsgrad einer Methanisierung von ca. 69 % sowie darin, dass kein CO<sub>2</sub> benötigt wird. [246] Der Wirkungsgrad der Methanolsynthese liegt bei 70-75 %. Somit liegt ein Effizienzvorteil bei ausschließlicher Betrachtung der Gestehungskosten vor. [246] Dem aus Methanol hergestellten PtL-Kerosin wird ein besonders hohes Potenzial zur Dekarbonisierung des Luftverkehrs zugeschrieben. [267]

Für Methanol werden für die Produktion in der MENA Region und den Transport nach Deutschland für das Jahr 2030 Grenzübergangspreise zwischen 20-28 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> von Pfennig et al. [246] bestimmt. Entsprechende Grenzübergangskosten für verflüssigten Ammoniak werden mit 14,0-16,5 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> berechnet. [246] Referenzkosten für flüssigen Wasserstoff werden mit 15,2-19,8 €/kWh<sub>LH<sub>2</sub>,LHV</sub> und die für FT-Kraftstoffe mit 20,5-29,0 €/kWh<sub>FT,LHV</sub> angegeben [246]. Somit liegt das Kostenintervall von Ammoniak unter dem der anderen Energieträger. Von [248] werden ähnlichen Ammoniak Grenzübergangspreise für den Transport per Schiff aus Marokko mit 12,4 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> bestimmt, wobei PV+Wind Hybridsysteme als Stromquelle eingesetzt werden. Der entsprechende Grenzübergangspreis für Methanol, Bezugsjahr 2030, beträgt 13,1 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub>. [248] In [253] wird ein Gesteuerungskostenintervall für Methanol im Jahr 2030 für PV+Wind Hybridsysteme in der MENA Region von 20,2-38,2 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> berechnet, wobei der Referenzfall mit 29,6 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> angegeben wird.<sup>12</sup> Das angegeben Gesteuerungskostenintervall sinkt bis 2050 auf 16,3-30,0 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub>, wobei der Referenzwert für 2050 mit 23,9 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> angegeben wird. [253] Die bestimmten Endverbraucherkosten für PtL-Methanol, welches einen Upgrading Prozess zu PtL-Kerosin enthält, betragen für 2030 26,0-47,4 €/kWh<sub>Kerosin,LHV</sub> und für 2050 21,1-37,6 €/kWh<sub>Kerosin,LHV</sub>. [253] Eine Übersicht über die Kosten von Methanol an den drei zuvor betrachteten Punkten der Wertschöpfungskette ist in Abbildung 81 zusammenfassend dargestellt.

---

<sup>12</sup> Zur Umrechnung von brennwert bezogenen Kosten in heizwertbezogene Kosten wurde ein Faktor von  $H_s/H_i = 1,14$  genutzt. [268]

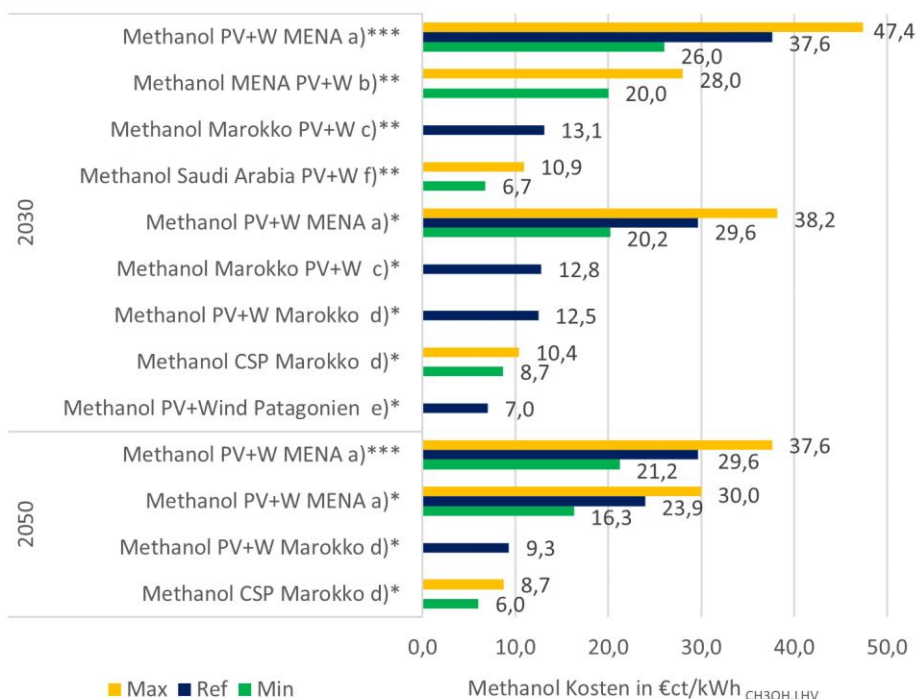


Abbildung 81: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der Methanol Gesteungskosten (GK)\* in günstigen Exportregionen, der Transportkosten nach Deutschland (GK+TK)\*\* und Steuern/Umlagen (GK+TK+S/U)\*\*\* darstellen nach a) [253] b) [246] c) [248] d) [249] e) [264] f) [252].

Die Gesteungskostenintervalle für Methanol betragen 7,0-38,2 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für 2030 und 6,0-30,0 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für 2050. Die entsprechenden Intervalle für die Grenzübergangspreise betragen 6,7-28 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für 2030. Für 2050 konnte kein Intervall der Grenzübergangspreise extrahiert werden. Weiterhin werden in [253] Endverbraucherpreise von 26,0-47,4 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für 2030 und 21,2-37,6 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für 2050 ermittelt. Die bestimmten Referenzwerte betragen 37,6 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für 2030 und 29,6 €/kWh<sub>CH<sub>3</sub>OH,LHV</sub> für das Bezugsjahr 2050.

Ein weiterer Wert für die Gesteungskosten von Ammoniak wird von [264] bestimmt, welche einen Wert von 6,2 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> für die Herstellung in Patagonien bei Einsatz von PV+WindHybridsystemen für das Bezugsjahr 2030 ermitteln. In [249] wird das Kostenintervall für sehr optimistische Rahmenbedingungen (Elektrolysebetrieb von 8.000 Betriebsstunden) auf 8,0-9,8 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> für 2030 und 5,5-8,2 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> für 2050 ermittelt. Bei 4.500 Betriebsstunden Elektrolysebetrieb, was dem Fall für den Betrieb mit PV+Wind Hybridsystemen entspricht, resultieren Gesteungskostenintervalle von 11,8-12,9 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> für 2030 und 8,8-9,5 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> für 2050. Die extrahierten Kostenwerte für Ammoniak sind in Abbildung 82 zusammengefasst. Grenzübergangspreise werden von [248] mit 12,4 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> quantifiziert für einen Import aus Marokko und in [246] wird ein Kostenintervall von 14,0-16,5 €/kWh<sub>NH<sub>3</sub>,LHV</sub> ermittelt.

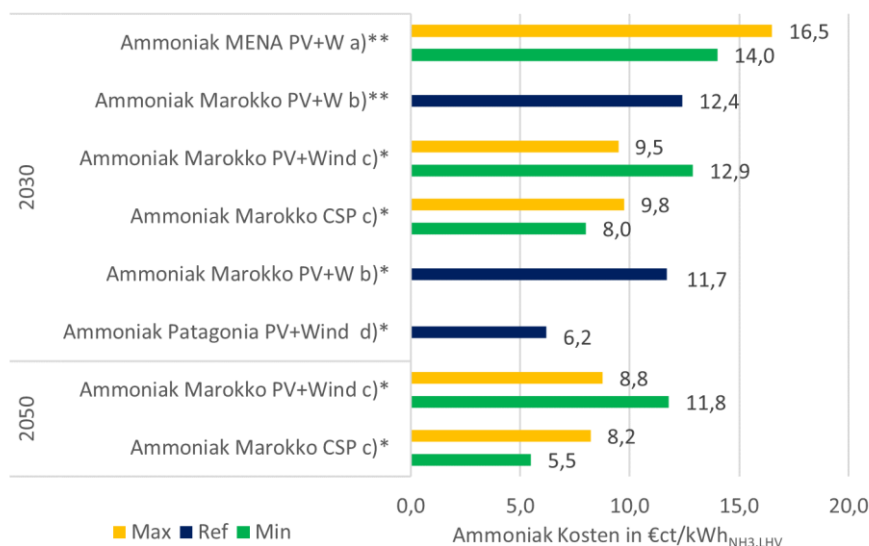


Abbildung 82: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der Ammoniak Gestehungskosten (GK)\* in günstigen Exportregionen und der Transportkosten nach Deutschland (GK+TK)\*\* darstellen nach a) [246] b) [248] c) [249] d) [264].

Das Gestehungskostenintervall für Ammoniak beträgt entsprechend 6,2-12,9 €/kWh<sub>NH3,LHV</sub> für 2030 und 5,5-11,8 €/kWh<sub>NH3,LHV</sub> für 2050. Das Intervall der Grenzübergangspreise beträgt für 2030 12,4-16,5 €/kWh<sub>NH3,LHV</sub>.

Die ermittelten Kostenintervalle werden in Abschnitt 5.5.1 diskutiert.

### 5.3 Bewertung des Einsatzes von alternativen Energieträgern

Nachdem die Herstellung und die Kosten alternativer Kraftstoffpfade erläutert und bewertet wurden, wird in den folgenden Abschnitten die Nutzung der Kraftstoffe auf der Fahrzeugseite betrachtet. Zunächst erfolgt ein Vergleich der über Normen erlaubten und experimentell möglichen Beimischungsraten der Kraftstoffe. Anschließend werden die erreichbaren Reichweiten der Kraftstoff-Antriebsstrang-Kombination unter Berücksichtigung von Heizwerten und TtW-Wirkungsgraden diskutiert.

#### 5.3.1 Drop-In Möglichkeit von alternativen Energieträgern

Konventioneller Diesel- und Benzinkraftstoff ist in Europa über die Norm DIN EN 590 [269] und die Norm DIN EN 228 [270] reguliert. Nachhaltige Flugkraftstoffe sind hingegen, wie bereits erläutert, über die Norm ASTM D7566-20b [219] reguliert. Die Beimischungsrate der unterschiedlichen Kraftstoffe in die bestehende Fahrzeugflotte wurde in dieser Studie über offizielle Normen und Richtlinien sowie über experimentell geprüfte Beimischungsraten bewertet. Beimischungsraten, welche spezielle weitere Normen erfüllen, aber einer Zulassung durch den Fahrzeughersteller benötigen, werden in den folgenden Erläuterungen auch zu den experimentellen Beimischungsraten gezählt. Die Ergebnisse der literaturbasierten Analyse sind in Abbildung 83 aufgeführt. Intervalle durch unterschiedliche

Literaturangaben sind in Abbildung 83 schraffiert dargestellt. Flexfuel und Dual-Fuel Konzepte werden in den Diskussionen in diesem Abschnitt nicht berücksichtigt, da diese ein neues Fahrzeug oder ein Retrofit eines bestehenden Fahrzeuges benötigen.

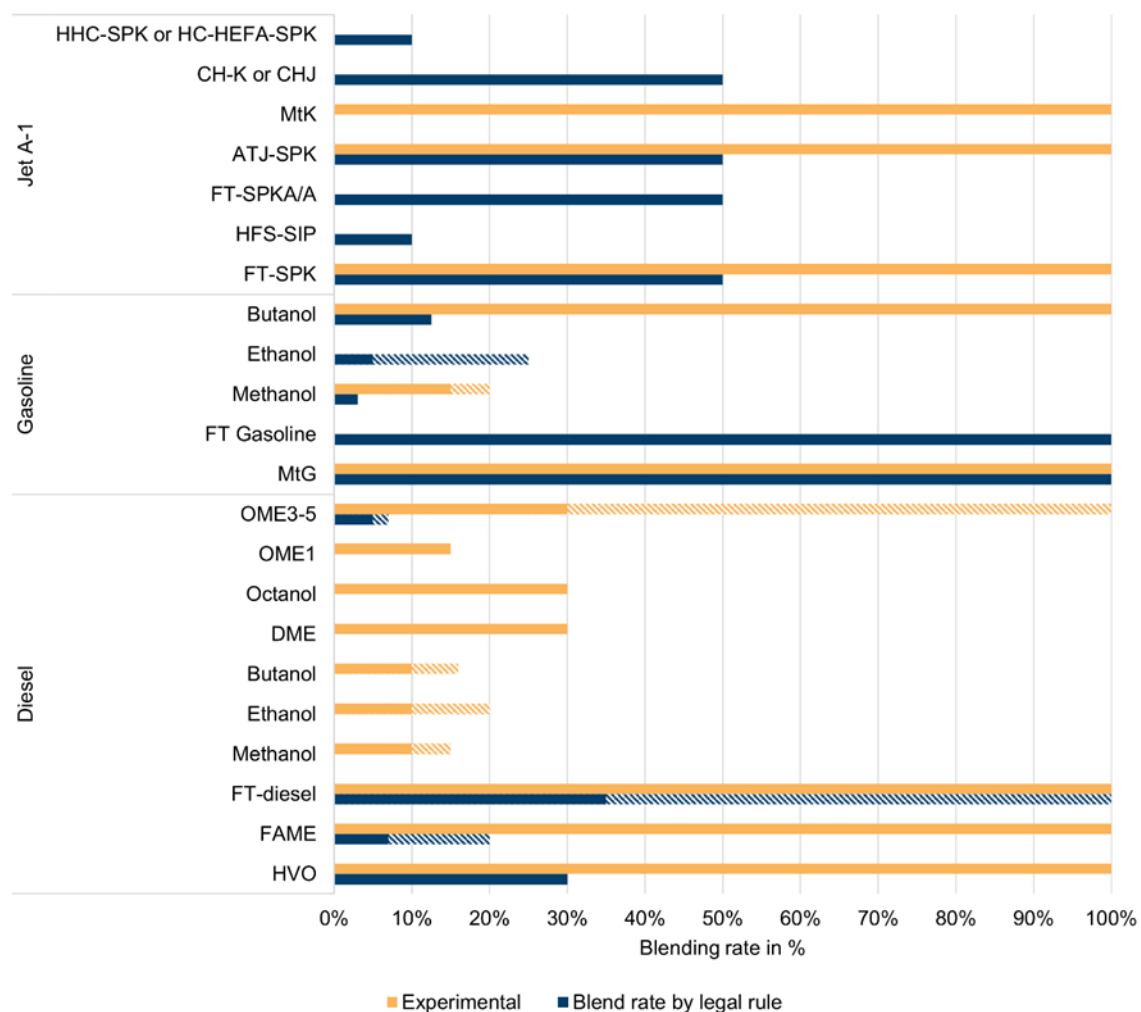


Abbildung 83: Drop-In Möglichkeit der unterschiedlichen alternativen Energieträger in Kerosin, Diesel und Benzin.

Die nachhaltigen Flugkraftstoffe und Ihre Abkürzungen sind Tabelle 22 aufgeführt. Die maximale Beimischungsrate zu konventionellem Kerosin für FT SPK, HEFA SPK, SPK/A und ATJ-SPK beträgt 50 %. Jene für HFS-SIP beträgt hingegen 10 %. [219] Über den FT- oder MtK Prozess hergestelltes Kerosin ist durch seinen geringen Anteil an Aromaten limitiert. Trotzdem haben Schripp et al.[271] reines ATK-SPK in einer Turbine verwendet und keine größeren Probleme beim Betrieb festgestellt. *Coal-to-Liquid*-Kerosin, welches identisch zu FT-SPK ist, wird bereits seit 2008 in britischen Militär-Flugzeugen eingesetzt [272]. Bauen et al.[273] berichten, dass FT-Kerosin theoretisch in jedem Beimischungsverhältnis konventionellem Kerosin problemlos beigemischt werden kann. Weiterhin schlussfolgern Schmidt et al. [223] in ihrer Veröffentlichung, dass MtK-Kerosin konventionelles Kerosin zu 100 % ersetzen kann, es aber noch nicht die ASTM-Prozedur durchlaufen hat.



Tabelle 22: Nachhaltige Flugkraftstoffe und Ihre Abkürzungen.

Abkürzung	Nachhaltige Flugkraftstoffe
FT-SPK	Fischer-Tropsch hydro-processed synthesized paraffinic kerosene
HEFA-SPK	Synthesized paraffinic kerosene from hydroprocessed esters and fatty acids
HFS-SIP	Synthesized iso-paraffins from hydro-processed fermented sugars
FT-SPKA/A	Synthesized kerosene with aromatics derived by the alkylation of light aromatics from non-petroleum sources
ATJ-SPK	Alcohol-to-Jet synthetic paraffinic kerosene
CH-SK, or CHJ	Catalytic hydrothermolysis synthesized kerosene
HHC-SPK or HC-HEFA-SPK	Hydroprocessed hydrocarbons, esters and fatty acid synthetic paraffinic kerosene

Die höchsten Beimischungsraten zu konventionellem Benzin hat FT- und MtG-Benzin (vgl. Abbildung 83). Nach Schemme et al. [182] erfüllt MtG-Benzin vollständig die für fossiles Benzin geltende Norm EN 228. Des Weiteren kann MtG-Benzin nach Bauen et al. [274] fossilem Benzin prinzipiell in jeder Beimischungsrate beigemischt werden. Basierend auf der Aussage von Kramer et al. [265], dass FT-Benzin fossilem Benzin in hohen Raten beigemischt werden kann, wurde eine Beimischungsrate von 100 % angenommen. Für die Kategorie der Alkohole gelten nach DIN EN 228 [270] maximale Beimischungsraten von 3 % bzw. 5-10 % für Methanol bzw. Ethanol. Höhere Beimischungsraten in Höhe von 15 % Ethanol und 12,5 % Butanol sind in den Vereinigten Staaten von Amerika (USA) nach ASTM D4806-13a [275] and ASTM D7862-13 [276] möglich. Weiterhin berichtet das Institut für nachhaltige Wirtschaft und Logistik [277], dass Benzin-Methanol Mischung mit bis zu 15 % Methanol in konventionellen und mit bis zu 20 % in modernen Motoren möglich sind. Wie et al. [278] haben die Verwendung von reinem Butanol in einem Ottomotor experimentell im Teststand untersucht.

Bei Dieselmotoren sind die höchsten Beimischungsraten für FT-Diesel möglich. Nach Kramer et al. [263], erfüllt eine Beimischungsrate von bis zu 35 % die Richtlinie DIN EN 590. Die amerikanische Richtlinie ASTM D975-20c [279] ermöglicht hingegen den Einsatz von reinem FT-Diesel. In Europa ist FT-Diesel durch die DIN EN 15940 [280] zertifiziert. Weiterhin berichten Bauen et al. [273], dass Beimischungsraten von 100 % theoretisch möglich sind. Biodiesel (FAME) kann nach der europäischen Norm DIN EN 590 mit einer Beimischungsrate von 7 % substituiert werden. In den USA kann FAME hingegen zu 6-20 % konventionellem Diesel nach ASTM D7467-20a [281] beigemischt werden. In Europa kann FAME konventionellem Diesel nach den Richtlinien DIN EN 16734 [282], DIN EN 16709 [283] und DIN EN 14214 [284] mit Beimischungsraten von 20, 30 und 100 % beigemischt werden, wobei diese Beimischungsraten für Fahrzeuge erst vom Fahrzeughersteller zugelassen werden müssen. HVO-Diesel Mischungen mit bis zu 30 % HVO erfüllen nach Bohl et al. [285] die DIN EN 590. Währenddessen berichten Kuronen et al. [286] von der Nutzung von 100 % HVO in Stadtbussen. Methanol-Diesel Mischungen mit 10 % bzw. 15 % Methanol wurden von Damyanov [287] Sayin, et al. [288] eingesetzt. Des Weiteren berichtet Damyanov [287] in seiner Veröffentlichung von der Nutzung von Diesel-Ethanol Mischungen mit 10-20 % Ethanol. Bezüglich Diesel-Butanol werden in der Literatur Versuche mit 10-20 % Butanol genannt [287], [289]. Des Weiteren berichtet Bauen et al. [274], dass in den USA Schiffsmotoren mit bis zu 16 % Butanolanteil betrieben wurden. Für Diesel-Oktanol Mischungen berichtet Kumar et al. [290] von bis zu 30 % Oktanolanteil. OME<sub>1</sub> wurde von Continental [291] zu bis zu 15 % konventionellem Diesel beigemischt und in einem

modifizierten Motor getestet. Nach Beidl et al. [292] erfüllt eine Diesel-OME<sub>3-5</sub> Mischung mit bis zu 5-7 % OME<sub>3-5</sub> noch die DIN EN 590. Beidl et al. [292] berichten weiterhin vom Einsatz von Diesel-OME<sub>3-5</sub> Mischungen mit 30-100 % OME<sub>3-5</sub>.

Insgesamt sind also bis zu 100 % Beimischungsrate von nachhaltigen Flugkraftstoffen zu konventionellem Kerosin möglich, wobei diese durch geltende Normen auf 50 % limitiert ist. Basierend auf der in diesem Abschnitt untersuchten Literatur sind die Beimischungsrate von synthetischem Benzin aus dem MtG- oder FT-Prozess mit bis zu 100 % am vielversprechendsten. Für Dieselmotoren können die höchsten Beimischungsrate mit FT-Diesel, HVO und FAME erreicht werden.

### 5.3.2 Wirkungsgrade von Antriebssystemen

In diesem Abschnitt werden die TtW-Wirkungsgrade und, wenn möglich, die TtW-Energiebedarfe unterschiedlicher Antriebskonzepte und Anwendungsgebiete erläutert und diskutiert. Tabelle 23 zeigt eine allgemeine Übersicht über TtW-Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme. Mit 81-95 % weisen batterie-elektrische Antriebssysteme die höchsten TtW-Wirkungsgrade auf. Danach folgen mit 49-62 % brennstoffzellen-elektrische Antriebssysteme. Turbinen haben maximale Wirkungsgrade von um die 50 %, während Schiffsmotoren Wirkungsgrade im Bereich 44-56 % erreichen können. Niedrigere Wirkungsgrade werden mit 24 % in kleinen 2-Takt Ottomotoren erreicht. Neben diesen maximalen Wirkungsgraden muss der Einfluss der Temperatur auf den Energiebedarf berücksichtigt werden. Nach Füßel [293] steigt der Energiebedarf von batterie-elektrischen Antriebssystemen im Winter um bis zu 50 %. Während jener von konventionell betriebenen Fahrzeugen nur um 10 % steigt [293]. Des Weiteren sind in Tabelle 23 ausschließlich maximale Wirkungsgrade aufgeführt. Der reale Wirkungsgrad ist abhängig vom Einsatzgebiet und dem Betriebspunkt. Die unterschiedlichen Antriebssysteme haben stark variierende Teillastverhalten. Brennstoffzellen-Systeme haben ihren maximalen Wirkungsgrad bei 10-20 % Last. Dieser sinkt dann leicht bis zu 100 % Last. [294] Der Wirkungsgrad von Dieselmotoren hingegen ist im unteren Lastbereich gering und steigt mit zunehmender Last stark an. Der maximale Wirkungsgrad wird schließlich bei 100 % Last erreicht. [294] Die Last-Wirkungsgrad-Kurve von batterie-elektrischen Antriebssystem ähnelt jener von brennstoffzellen-elektrischen, wobei bei Elektromotoren der Wirkungsgrad mit zunehmender Last nicht abfällt, sondern konstant bleibt [295].

Tabelle 23: Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme.

Antriebssystem	Energieträger	Einsatzbereich	Max. Wirkungsgrad
Ottomotor	Benzin	Motorräder	31 % [296]
		PKW, Nutzfahrzeuge	36 % [263], [296]
	Benzin 2-Takt	Kleinmotoren	24 % [296]
	LPG	Nutzfahrzeuge	36,5 % [263]
	CNG	Nutzfahrzeuge	37 % [263]
Dieselmotor	Diesel	PKW	43 % [296]
	Diesel	Nutzfahrzeuge, LKW	42-45 % [263], [296]
	LNG	Nutzfahrzeuge	42 % [263]
	FT Diesel, HVO, OME <sub>3-5</sub> , DME	Nutzfahrzeuge	42 % [263]
Größere Dieselschnellläufer	Diesel	Schifffahrt	44 % [296]
Mittelschnellläufer	Diesel	Schifffahrt	45 % [296]
Kreuzkopfmotoren	HFO 2-Takt	Schifffahrt	54 % [296]
Turbinen	Kerosin	Luftfahrt	50 % [297]
Batterie-elektrisch	Elektrische Energie	-	81-95 % [263], [298]
Brennstoffzellenelektrisch	H <sub>2</sub>	-	49-62 % <sup>a</sup>

Anmerkungen. <sup>a</sup> Polymerelektrolytbrennstoffzelle mit 60-65 % Wirkungsgrad [294], [299], [300]; elektrisches System mit 81-95 % Wirkungsgrad [263], [298].

Im Folgenden werden die TtW-Wirkungsgrade anhand der Energiebedarfe im Straßenverkehr, in der Binnenschifffahrt, im Schienenverkehr und im Luftverkehr diskutiert.

## Straßenverkehr

Abbildung 84 zeigt den Energieverbrauch unterschiedlicher Antriebe für PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), schwere Nutzfahrzeuge (HDV), Krafträder (MC), Busse (buses) und Reisebusse (coaches) basierend auf Helgeson und Peter [110] und HBEFA 4.1 [105]. Wie Abbildung 84 zeigt, ermöglicht der batterie-elektrische Antrieb die größten Reduzierungen des Energieverbrauchs. Diese betragen 50-65 % für Busse, PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge. Bei Motorrädern beträgt die Reduzierung bei Einsatz eines batterie-elektrischen Antriebs sogar 84 %. Der Einsatz von brennstoffzellen-elektrischen Antrieben ermöglicht Reduzierungen von circa 40 % bei den Klassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge. Bei Bussen ist das Potenzial mit 22 % hingegen geringer. Der Unterschied kann durch die unterschiedlichen verwendeten Literaturquellen entstehen. Für Busse wurde HBEFA 4.1 [105] verwendet, während für die anderen Klassen die Veröffentlichung von Helgeson und Peter [110] verwendet wurde. Der Einsatz von gasbetriebenen Ottomotoren führt zu einem erhöhten Energiebedarf im Bereich 13-42 %. Der Einsatz von Dual-Fuel LNG Motoren im schweren Nutzverkehr führt hingegen zu einem 3 % höheren Energiebedarf. Weitere Reduzierungen sind durch die Nutzung von Hybrid-Konzepten möglich. Helgeson und Peter [110] haben die reduzierten Energieverbräuche bei Nutzung unterschiedlicher Hybrid-Konzepte berechnet. Diese betragen 20-43 % für diesel-hybrid, 31-50 % für benzin-hybrid, 28-72 % für CNG-hybrid und 15 % für brennstoffzellen-hybrid Fahrzeuge. [110]

Der Energieverbrauch ist stark abhängig von der Fahrzeugmasse. Dies betrifft insbesondere batterieelektrische Antriebskonzepte. Weiss, et al. [301] berichten, dass eine um 10 kWh erhöhte Batteriekapazität die Reichweite um 40-50 km erhöht, aber gleichzeitig den Energiebedarf um 0,7-1 kWh/100 km erhöht.

Neben den in Abbildung 84 dargestellten aktuell möglichen Reduzierungen, haben Helgeson und Peter [110] auch die zukünftigen Entwicklungen unterschiedlicher Antriebssysteme für PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge abgeschätzt. Helgeson und Peter [110] prognostizieren einen stark sinkenden Energiebedarf der Antriebssysteme Gasmotor, Ottomotor und Dieselmotor für die Fahrzeugklasse PKW. Bei leichten Nutzfahrzeugen sinken die Bedarfe der Antriebssysteme Diesel, Diesel-hybrid und brennstoffzellen-elektrischer Antrieb, Bei schweren Nutzfahrzeugen sinkt hingegen der Bedarf des Dieselmotors und des Dual-Fuel CNG/LNG Motors. [110]

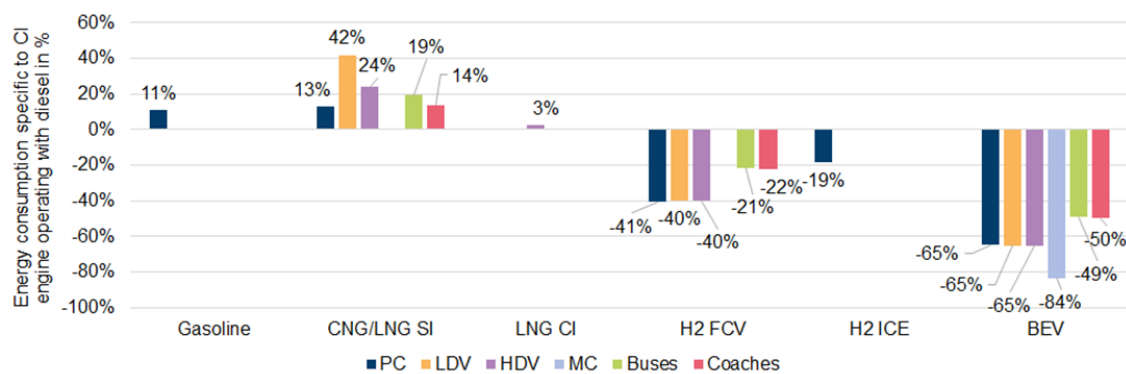


Abbildung 84: Energieverbrauch unterschiedlicher Antriebe für PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), schwere Nutzfahrzeuge (HDV), Krafträder (MC), Busse (buses) und Reisebusse (coaches) basierend auf Helgeson und Peter [110] und HBEFA 4.1 [105]. Die Verbrauchswerte sind immer relativ zum Dieserverbrauch der jeweiligen Fahrzeugklasse. Die Kraftradwerte sind nicht diesel-, sondern benzinspezifisch.

## Binnenschifffahrt

In der Binnenschifffahrt werden größtenteils Dieselschnellläufer verwendet (vgl. Tabelle 23). Diese Motoren haben maximale Wirkungsgrade von circa 44 % [296]. Elektrische Antriebe haben hingegen einen maximalen Wirkungsgrad von circa 85 % [263]. Der Wirkungsgrad von elektrischen Motoren wurden verwendet, um den reduzierten Energiebedarf in der Binnenschifffahrt zu berechnen. Hierbei wurden die unterschiedlichen Schiffsklassen und das Teillastverhalten nicht berücksichtigt. Elektrische Motoren mit Leistungen über 75 PS erreichen allerdings schon bei niedriger Last den maximalen Wirkungsgrad [295]. Ein konstanter Wirkungsgrad von 85 % ist in Folge eine geeignete Annahme. Das gleiche gilt für die Antriebssysteme LNG, diesel-hybrid und Dieselmotor mit zusätzlichem SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter (DPF). Nach Otten et al. [302] haben Dieselschiffe mit SCR-Katalysator und DPF einen 1 % höheren Energiebedarf, während jener von diesel-hybrid Schiffen 5 % geringer ist. Referenziert sind diese Werte auf Diesel Schiffe welche nach der zweiten Abgasrichtlinie der Zentralkommission für die Rheinschifffahrt (ZKR 2) klassifiziert sind. Die Wirkungsgrade für den Einsatz von Brennstoffzellen in Binnenschiffen für die folgenden Diskussionen wurden von Zerta et al. [294] übernommen.

Abbildung 85 zeigt die durch unterschiedliche Antriebstechnologien reduzierten Energiebedarfe der unterschiedlichen Schiffsklassen. Die größten Reduktionen können durch den Einsatz von elektrischen Antriebssystemen erreicht werden. Diese betragen für batterie-elektrische und brennstoffzellen-elektrische Antriebssysteme 53-68 % bzw. 15-47 %. Die Unterschiede bei den unterschiedlichen Schiffsklassen entstehen durch den Betriebspunkt der Schiffe. Wie bereits erläutert, unterscheidet sich das Teillastverhalten von elektrischen Antriebssystemen von jenem der Verbrenner. Elektrische Antriebssysteme haben insbesondere bei niedriger Motorlast Vorteile gegenüber Verbrenner-Motoren. In der Binnenschifffahrt profitieren die Schiffsklassen des Personenverkehrs (vgl. Abbildung 85).

LNG schiffe haben nach Otten et al. [302] den gleichen Energiebedarf wie Schiffe mit konventionellem Dieselmotor. Diese Annahme ist eher optimistisch, da nach Bünger et al. [303] moderne Gasmotoren maximale Wirkungsgrade von 90-95 %, bezogen auf vergleichbare Dieselmotoren, erreichen können.

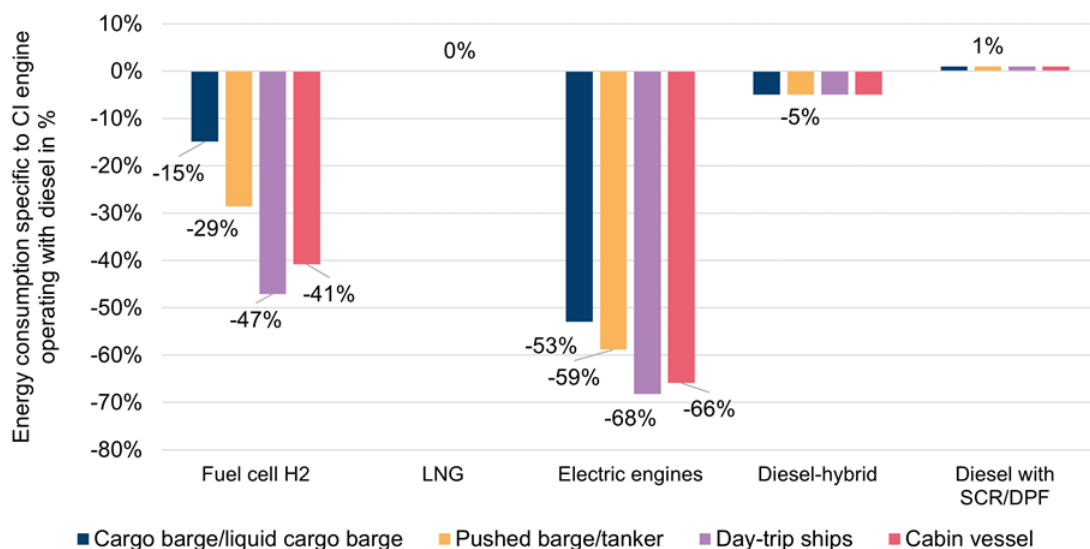


Abbildung 85: Energieverbrauch von Güter-/Tankermotorschiffen (Cargo barge/liquid cargo barge), Güter-/Tankerleichtern (Pushed barge/tanker), Tagesausflugsschiffen (Day-trip ships) und Kabinenschiffen (Cabin vessel) basierend auf [263], [294], [296], [302].

## Schienerverkehr

Im Schienenverkehr existieren neben dem konventionellen Antrieb mit Dieselmotor oder Oberleitung drei alternative Antriebssysteme: (1) Diesel-elektrischer Hybridantrieb; (2) batterie-elektrischer Hybridantrieb; und (3) brennstoffzellen-elektrischer Antrieb. Die erste Alternative, der diesel-elektrische Hybridantrieb wird unter anderem im Alstom H3 eingesetzt. Der Alstom H3 ist eine Rangierlokomotive mit Dieselmotor und einer zusätzlichen Batterie. Die Batterie lädt im Schwachlastbetrieb und stellt im Hochlastbetrieb Energie bereit, was den Energieverbrauch um bis zu 50 % senkt [304]. Eine weitere alternative Antriebstechnologie im Schienenverkehr sind elektrische Züge mit zusätzlichen Batterien. Mit diesen Zusatzbatterien können diese Züge im batterie-elektrischen Betrieb auf Streckenabschnitten ohne Oberleitung fahren. Auf Abschnitten mit Oberleitung werden die Batterien geladen. Bombardier entwickelte den Prototyp BOMBARDIER

TALENT 3, welcher in Kleinserie produziert wird und eine elektrische Reichweite von 40 km aufweist [305]. Aktuell werden 21 Züge diesen Typs für drei Zuglinien in Deutschland eingesetzt [306]. Mit der nächsten Generation soll die Reichweite auf bis zu 100 km steigen [305][156].

Eine weitere Alternative ist die Diesel-Luft-Druck-Technologie. Bei dieser wird Bremsenergie in Form von komprimiertem Stickstoff gespeichert. Diese Technologie bietet einen geringeren Energieverbrauch und weniger Zusatzgewicht im Vergleich zu den anderen genannten Hybridtechnologien. Allerdings beträgt die maximale Lebensdauer der Drucktanks 25 Jahre [307]. Diese Technologie wird im Folgenden nicht weiter untersucht.

Brennstoffzellen-Züge sind eine vielversprechende Alternative für den Schienenverkehr. Der Brennstoffzellen-Zug Alstom Coradia iLint ist bereits in Niedersachsen in Betrieb [308]. Dieser Zug hat eine Reichweite von 1000 km und ungefähr das gleiche Gewicht wie ein konventioneller Dieselzug [308]. Die Reichweite von vergleichbaren Dieselzügen, wie beispielsweise dem Alstom Lint 54 und 41, beträgt circa 1200 km [309]. Nach Plank-Wiedenbeck et al. [309] verbraucht der Alstom Corodia iLint 0,18–0,25 kgH<sub>2</sub>/km und ein konventioneller Dieselzug gleicher Größe and 1–1,8 l<sub>Diesel</sub>/km. Dies entspricht 7.173 Wh/km bzw. 13.945 Wh/km. Der Alstom Corodia iLint ist vergleichbar mit Zügen der Klasse S-Bahn. Nach der Deutschen Bahn AG [81] verbrauchen elektrische bzw. dieselbetriebene S-Bahnen 22 Wh/Platz-km bzw. 60 Wh/Platz-km. Über die in diesem Abschnitt erläuterten Literaturquellen kann der Energiebedarf der unterschiedlichen Antriebstechnologien abgeschätzt werden. Die Reduktion im Bezug auf den konventionellen Dieselantrieb ist in Tabelle 24 zusammengefasst.

*Tabelle 24: Reduktion des Energiebedarfs im Schienenverkehr durch alternative Antriebstechnologien basierend auf [55,160,161]*

Antrieb	Reduktion Energiebedarf
Diesel-elektrischer Hybrid	50 % [304]
Batterie-elektrisch Hybrid	63 % basierend auf [81]
Brennstoffzellen-elektrisch	49 % basierend auf [309]

## Luftverkehr

Bedingt durch die geringe technische Reife der alternativen Antriebe für den Luftverkehr (vgl. Roland Berger [310] und McKinsey & Company [195]), sind die Referenzen für den Energieverbrauch begrenzt. Seeckt and Scholz [311] haben die Verbrennung von konventionellem Kerosin mit der Verbrennung von Wasserstoff in den Klassen Jet und Turboprop verglichen. Der Einsatz einer Wasserstoff-Turbine in einem Turboprop-Flugzeug reduzierte den Energieverbrauch um 5 %, während er den Energieverbrauch im Jet um etwa 3 % erhöhte. Nach Roland Berger [310] weisen brennstoffzellen-elektrische Antriebe Wirkungsgrade im Bereich 45-50 % auf. Dieser kombinierte Wirkungsgrad setzt sich aus einem 55%igen Wirkungsgrad der Brennstoffzellen mit einem 90%igen Wirkungsgrad der des elektrischen Antriebs zusammen. Die Verbrennung von Wasserstoff in der Turbine weist hingegen einen Wirkungsgrad von 40 % auf. [310] Wie bereits erläutert, kombinieren andere Literaturquellen 65 % Wirkungsgrad der Brennstoffzelle mit einem 85 %igen Wirkungsgrad des elektrischen Antriebsstrang. Dies führt zu einem Gesamtwirkungsgrad von 55 % (vgl. Tabelle 23). Turbinen haben



einen Wirkungsgrad von etwa 50 % [297]. Die erläuterten Wirkungsgrade sind in Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme für den Flugverkehr basierend auf Bräunling [312] und Roland Berger [310].

Antrieb	Wirkungsgrad
Brennstoffzellen-elektrisch	45–55 % [310]
Batterie-elektrisch	82–90 % [310]
Wasserstoff Verbrennung	40% [310]
Kerosin Verbrennung	50 % [312]

## 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen

Neben der techno-ökonomischen Analyse sind für alternative Kraftstoffe auch Umweltbewertungen erforderlich, um ihr Potenzial zu erkennen und nachhaltige Pfade zu identifizieren. In den vorausgegangenen Analysen in diesem Bericht wurden Wasserstoff, SNG (C-SNG & L-SNG), Methanol, MtG-Benzin, DME, FT-Diesel und -Kerosin, HVO sowie für die Elektromobilität eingesetzter Strom als besonders vielversprechende Energieträger identifiziert. Die Ketten zur Bereitstellung dieser Kraftstoffe werden in diesem Abschnitt beschrieben und Literaturerkenntnisse sowie eigene LCA-Berechnungen aufgeführt. Eine Übersicht über die relevanten Kraftstoffketten liefert Abbildung 86.

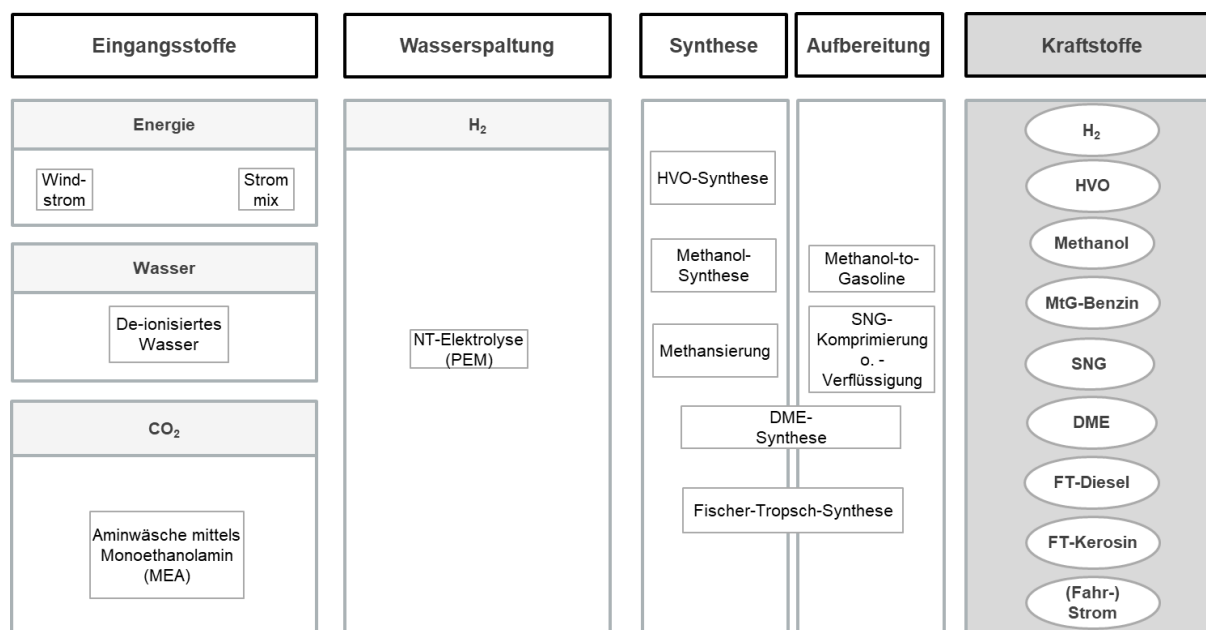


Abbildung 86: Vielpersprechende Energieträger – Technologie- und Kraftstoffauswahl für ökologische Analysen mittels LCA im Arbeitspaket 3

Strom ist der wesentliche Eingangsstoff aller betrachteten vielversprechenden Kraftstoffe. Strombasiert hergestellter Wasserstoff geht bei den meisten Kraftstoffen als Zwischenprodukt in die Synthese ein.

Für die Kraftstoffproduktion werden unterschiedliche Stromversorgungssituationen untersucht. Zum einen wird die Stromversorgung mit Windstrom (onshore) betrachtet, da sich dieser in den Szenarien

in AP 1 dieses Projekts als wesentliche künftige Stromquelle in Deutschland herausstellt. Zudem wird ein zukünftiger Betrieb mit Netzstrom (deutscher Strommix 2050) betrachtet, welcher einen kontinuierlicheren Betrieb und höhere Volllaststunden ermöglicht.

Neben der Stromversorgung ist auch die Kohlendioxid-Abscheidung und -Bereitstellung von großer Bedeutung. Die Integration von abgeschiedenem Kohlendioxid in die Prozessketten vielversprechender Kraftstoffe bietet die Möglichkeit eine direkte THG-Emission in die Atmosphäre zu vermeiden. Derweil von den in diesem Bericht betrachteten vielversprechenden Kraftstoffen nur die Elektrolyse-Technologien zur Wasserstoffherstellung, der Fahrstrom der Elektromobilität und HVO kein Kohlendioxid benötigen, ist dessen Bereitstellung für die Methanisierung und Synthesen von Methanol, DME, MtG und die Fischer-Tropsch-Synthese erforderlich.

Auch Wasser ist ein Eingangsstoff mehrerer vielversprechender Kraftstoffketten. Wasser wird mittels Wasserelektrolyse in Wasserstoff und Sauerstoff aufgespalten. Die Verwendung von Leitungswasser kann aufgrund seiner Verunreinigungen Probleme bei der Wasserelektrolyse erzeugen. Dies macht eine Wasseraufbereitung erforderlich, bevor es für die Elektrolyse verwendet werden kann [313].

Detailliertere Informationen zu den ergänzend in Abbildung 86 dargestellten Technologien und Teilschritten liefern die nachfolgenden Abschnitte.

#### **Literaturangaben und Annahmen zu den vielversprechenden Energieträgern**

Im Gegensatz zur Analyse der fossilen Kraftstoffe kann für die ökologischen Analysen mehrerer vielversprechender Energieträger mittels LCA auf projektintern vom IEK-14 bereitgestellte Daten zurückgegriffen werden. Vielversprechende Kraftstoffe, für welche diese Angaben vorliegen, sind Methanol, MtG-Benzin, DME und FT-Kraftstoff. Diese Daten aus Veröffentlichungen von Schemme et al. [182], [314] basieren auf detaillierten Prozessanalysen mit Aspen Plus® und bieten somit ein besonders hohes Maß an Praxisorientierung der Energie- und Stoffströme. In anderen Studien wird zumeist auf vereinfachte Annahmen zurückgegriffen, die sich bezüglich der Energie- und Stoffströme an Stöchiometrien oder generischen Angaben orientieren.

Für die ökologische Analyse von Wasserstoff mittels LCA kann auf Annahmen aus Band II des vorliegenden Projektes [8] zurückgegriffen werden.

Bei den weiteren vielversprechenden Energieträgern werden keine eigenen LCA-Berechnungen durchgeführt, sondern die Ergebnisse umfassender Literaturrecherchen beschrieben. Dies betrifft die alternativen Kraftstoffe HVO, SNG (C-SNG & L-SNG) sowie die FT-Produkte (FT-Diesel und FT-Kerosin). Für FT liegen zum Abgleich eigene LCA-Berechnungen zum FT-Kraftstoffgemisch basierend auf Prozessanalysen vor.

Die wesentlichen Annahmen aus dem Projekt sind in den nachfolgenden Abschnitten aufgeführt. Ergänzend zu den projektinternen Daten fließen in die eigenen LCA-Modelle auch Informationen aus der Literatur und der LCA-Datenbank ecoinvent (Version 3.7.1) ein.

#### **Aminwäsche mittels MEA zur Kohlendioxid-Abscheidung**

Die Kohlendioxid-Abscheidung mittels Monoethanolamin (MEA) zählt zu den Verfahren der chemischen Absorption. Bei diesem Verfahren wird Kohlendioxid mit einer Waschflüssigkeit zur Reaktion gebracht und darin gelöst. Amine werden typischerweise für dieses Absorptionsverfahren eingesetzt. Die Verwendung von MEA hat gegenüber anderen Aminen den Vorteil einer schnelleren Absorptionsgeschwindigkeit und wird meistens als Technologie für die Gaswäsche angenommen [315]

Das Kohlendioxid kann mittels der MEA-Aminwäsche aus unterschiedlichen Abgasen abgetrennt werden. Es werden beispielsweise Abgase aus Zementwerken, Gas- und Dampfkraftwerken oder Müllverbrennungsanlagen [316] oder aber allgemeiner betrachtet aus Industrieabgasen genutzt [317].

Hinsichtlich des Energie- und Stoffströme für die Aminwäsche mittels MEA bleiben die für die eigenen LCA-Berechnungen verwendeten Veröffentlichungen von Schemme et al. [182], [314] sehr vage und führen lediglich eine Stromverbrauchsangabe auf. Es gibt jedoch einige detailliertere Angaben zu den für die Betriebsphase der MEA relevanten Energie- und Stoffströmen in der LCA-Literatur [318]–[321]. Darüber hinaus weisen auch einige weitere Veröffentlichungen für Ökobilanzen nutzbare Daten zur Bauphase der auf der Aminwäsche basierten Anlagen zur Kohlendioxid-Abtrennung aus Wettstein et al. und Liebich et al. [317]–[319].

Viele dieser neueren Veröffentlichungen gehen auf Arbeiten von Koorneef, et al. [322] zurück, zeigen dabei jedoch ein unterschiedliches Maß an Transparenz auf.

Eine Studie von Wettstein et al. [317] weist hinsichtlich primär auf Koorneef, et al. [322] beruhenden Daten die größte Transparenz auf. Zudem sind hinsichtlich der dort verwendeten Angaben nutzbare Datensätze aus der ecoinvent-Datenbank ausgewiesen. Bei diesen Angaben wird zwischen dem Inventar für den Betrieb und den Materialien und Prozessen zum Bau der Anlagen unterschieden. Die elementaren im LCI der Aminwäsche mittels MEA verwendeten und für deren Betriebsphase relevante Energie- und Stoffströme sind Tabelle 26 zu entnehmen.

*Tabelle 26: Aminwäsche mittels MEA – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase (bezogen auf 1 t abgeschiedenes Kohlendioxid)*

Inputs	Einheit	Wert	Quelle
MEA	kg/t CO <sub>2</sub>	2,34	[317]
NaOH	kg/t CO <sub>2</sub>	0,13	[317]
Aktivkohle	kg/t CO <sub>2</sub>	0,075	[317]
Wärmebedarf	kWh/t CO <sub>2</sub>	222,2	[317]
Strombedarf	kWh/t CO <sub>2</sub>	23,6	[317]

Die verwendeten Daten zum Bau der Anlage werden in Tabelle A 5 im Anhang aufgeführt.

### **Wasserstoffherstellung mittels PEM**

Wasser wird bei Wasserelektrolyse-Technologien mittels Stromzufuhr in Wasserstoff und Sauerstoff aufgespalten. Im Rahmen der ökologischen Analysen wird als Technologie zur elektrolytischen Wasserstoffherstellung die Protonen-Austausch-Membran-Elektrolyse (Proton Exchange Membrane, PEM) erachtet. Die PEM ist neben der alkalischen Elektrolyse das fortschrittlichste Verfahren zur Wasserelektrolyse und zeichnet sich insbesondere durch seine Fähigkeit zum flexiblen Anlagenbetrieb aus. Der erzeugte Wasserstoff dient auch als direkter Input für die Erzeugung von Fischer-Tropsch-, Methanol-to-Gasoline-Pfade und SNG-Pfade sowie als vorgelagerter Input des für die DME-Herstellung benötigten Methanols.

Es gibt eine Reihe von technologischen Parametern, die für die Elektrolyse vorab festzulegen sind, da diese auch in den ökobilanziellen Analysen Berücksichtigung finden. Dabei verwendete

Literaturquellen für die PEM-Elektrolyse sind Veröffentlichungen von Otten, Böhm et al., Pichlmaier et al. und Liebich et al. [316], [318], [319], [323], [324]. Die für die PEM-Elektrolyse angenommenen Parameter, die auch an die Arbeiten von AP 2 des Projekts angelehnt sind, sind in Tabelle 27 zusammengefasst.

Tabelle 27: PEM - angenommene technologische Charakteristika im Jahr 2050 für die LCA

	Einheit	Wert	Quelle
Nennleistung	MW <sub>el</sub>	50	[324]
Stack-Lebensdauer	h	80.000	[318], [319]
Anlagenlebensdauer	a	20	[316]
Wasserstoffproduktion	kg/h	1.006	Angepasst, basierend auf [318], [319]
Volllaststunden bei Kopplung mit Windpark (onshore) – niedrig	h/a	2.000	Eigene Annahme
Volllaststunden bei Kopplung mit Windpark (onshore) - hoch	h/a	4.000	[323]
Volllaststunden bei Betrieb mit Strommix	h/a	7.000	[324]
Betriebsdruck	bar	80	[316]

Wesentliche in der Sachbilanz zur PEM verwendete Energie- und Stoffströme, um die Betriebsphase mittels LCA abzubilden, sind Tabelle 28 zu entnehmen.

Tabelle 28: PEM – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase

Inputs	Einheit	Wert	Quelle
Strombedarf	kWh/kg H <sub>2</sub>	46,9	[316]
Wasserbedarf	kg H <sub>2</sub> O/kg H <sub>2</sub>	8,9	[318], [319]
Outputs			
Wasserstoff	kg H <sub>2</sub>	1	
Sauerstoff	kg O <sub>2</sub> /kg H <sub>2</sub>	8	[318], [319]

Wird für eine Deckung des Strombedarfs der Strommix im Jahr 2050 betrachtet, wird für diesen die projekt-intern übermittelte Zusammensetzung des Europa-autark-Szenarios herangezogen. Detailliertere Informationen zu den getroffenen Annahmen zum Strommix und dessen Berücksichtigung in der LCA finden sich in Band II zum vorliegenden Projekt [8]. Hinsichtlich Transparenz und Detailgrad von Sachbilanz-Daten für den Bau von PEM-Elektrolyseuren wurde die Veröffentlichung von Bareiß et al. [325] besonders hoch eingeschätzt und als Basis verwendet. Die genutzten Daten für die Bilanzierung der Bauphase sind in Tabelle A 6 im Anhang aufgeführt.

Hinsichtlich der Bauphase ist zudem eine vereinfachende Annahme festzuhalten, dass sowohl die Nebenaggregate (Balance of Plant) als auch die Elektrolyse-Stacks potenziell umgebende Container oder Gebäude in den nachfolgenden Analysen nicht berücksichtigt werden.

Abbildung 87 illustriert die LCA-Ergebnisse für die Wasserstoffherstellung mittels PEM basierend auf Windstrom (mit 2.000 und 4.000 Volllaststunden) und dem prognostizierten Strommix des Jahres 2050 auf.

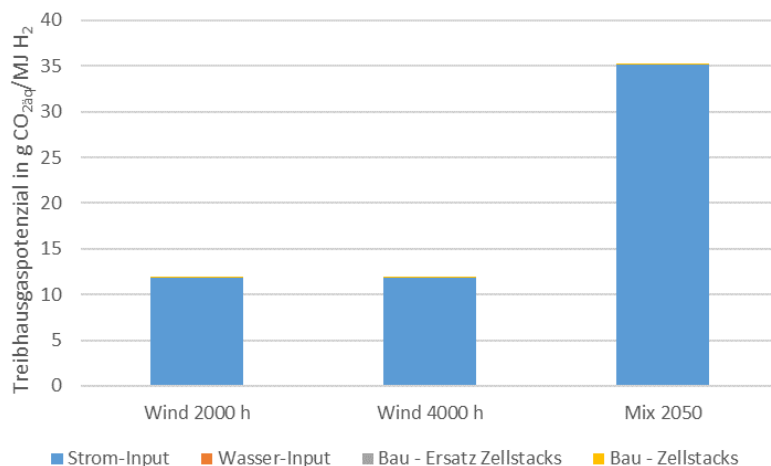


Abbildung 87: Treibhauspotenzial der Kraftstoffbereitstellung von Wasserstoff mittels PEM

Der eingesetzte Strom trägt im Jahr 2050 zu über 99 % zum Treibhauspotenzial der Kraftstoffbereitstellung von Wasserstoff bei. Bei der Stromerzeugung aus Windenergie fällt das gesamte Treibhauspotenzial im Vergleich zur Verwendung von Netzstrom (Strommix) im Jahr 2050 um ca. 66 % geringer aus. Der Beitrag des Baus der PEM-Zellstacks für die Anlage, die nur 2.000 h mit Windstrom betrieben wird fällt zwar doppelt so hoch wie jener der Anlage aus, die 4.000 h betrieben wird. Dennoch ist der Beitrag des Baus mit weniger als einem Prozent im Verhältnis zu den gesamten Umweltwirkungen nahezu vernachlässigbar. Dadurch sind auch die Abweichungen der Treibhauspotenzial-Ergebnisse für die beiden analysierten Fälle, bei welchen Windenergie verwendet wird, vernachlässigbar. Vergleicht man diese Werte der Wasserstoffproduktion mittels PEM mit Angaben zu möglichen Referenztechnologien zeigt die PEM deutliches Treibhausgasreduktionspotenzial. Literaturangaben für Wasserstoffproduktion basierend auf der Dampfreformierung von Erdgas bewirken nach Koj et al. [313] 91 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. Die Studie von Liebich et al. [318], [319] nennt mit 88 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ einen vergleichbaren Wert. Somit zeigt sich, dass sogar bei der Verwendung des Strommix 2050 das Treibhauspotenzial um mindestens 60 % reduziert werden kann. Wird Windstrom für die PEM-Elektrolyse eingesetzt liegt das Reduktionspotenzial gegenüber der Erdgas-Dampfreformierung sogar bei rund 85 %.

Tabelle 29 zeigt die berechneten Ergebnisse für weitere Umweltwirkungen im Vergleich zu einem Referenzwert auf. Der verwendete Referenzwert stammt aus der Studie von Liebich et al. [318], [319] und bezieht sich auf die Herstellung von Wasserstoff durch die Dampfreformierung von Erdgas.

Tabelle 29: PEM –weitere Umweltwirkungen der Kraftstoffbereitstellung von Wasserstoff mittels PEM (Angaben pro MJ)

		Wind 2.000 h	Wind 4.000 h	Strommix	Referenzwert
Eutrophierung	g P-äq.	0,0121	0,0120	0,0093	0,0090
Versauerung	g SO <sub>2</sub> -äq.	0,0523	0,0518	0,0718	0,0490
Feinstaub	g PM <sub>2,5</sub> -äq.	0,0263	0,0262	0,0318	0,0420

Entsprechend Tabelle 29 sind für die beiden analysierten Fälle, bei welchen Windenergie verwendet wird, auch die Abweichungen der weiteren Umweltwirkungen vernachlässigbar. Aus diesem Grund werden in den nachfolgenden eigenen und auf Prozessanalysen basierenden LCA-Berechnungen alternativer Kraftstoffe, die Wasserstoff nutzen, nur zwei statt drei Fälle unterschieden. Differenziert wird bei diesen Analysen zwischen Betrieb mit Strommix und mit Wind (2.000 h). Für die Umweltwirkungen Eutrophierung und Versauerung zeigt sich, dass diese teils bis zu fast 50 % über den Referenzwerten der Dampfreformierung von Erdgas liegen.

Ursachen für die höheren Eutrophierungswerte sind hierbei insbesondere durch die Nutzung von Materialien wie Stahl und Kupfer für die Anlagen der vorgelagerten Stromerzeugung und -bereitstellung und den damit einhergehenden Umweltwirkungen gegeben. Bei den Windenergieanlagen haben diese Materialien einen höheren spezifischen Anteil gegenüber den zur Netzstrombelieferung (Strommix 2050) verwendeten Stromsystemkomponenten. Dies bedingt im Fall der Eutrophierung sogar höhere durch die Windstromvarianten als durch den Strommix hervorgerufene Ergebnisse.

Auch für die Versauerung ist der Einfluss der Materialien Kupfer und Stahl, die für die vorgelagerte Stromerzeugung hergestellt und verwendet werden, von hoher Relevanz. Derweil dies die wesentlichen Verursacher der Versauerung bei der Elektrolyse aus Windstrom sind, wird bei der Elektrolyse aus dem Strommix 2050 wird ein besonders hoher Anteil durch den PV-Strom und dessen Vorketten verursacht. Die PV-Modulherstellung und die dabei verwendeten Materialien tragen am stärksten zu der durch Elektrolyse aus Strommix 2050 bedingte Eutrophierung bei. Die Werte für die Eutrophierung fallen damit im Vergleich zur Produktion mit Windstrom insgesamt höher aus und liegen fast 60 % über dem Referenzwert. Die mit Windstrom betriebene Elektrolyse führt nur zu leicht höheren Werten gegenüber dem Referenzwert (maximal 7 %).

Die Feinstaubbildung wird auch durch vorgelagerte Stahl- und Kupfer-Produktion und –Bereitstellung beeinflusst. In den Strommix gehen jedoch in höheren Maße Feinstaubemissionen ein, die mit der PV-Modul-Herstellung in Verbindung stehen. Hinsichtlich des Feinstaubreferenzwertes sei hier darauf hingewiesen, dass sich dieser auf eine höhere Feinstaubgröße (PM<sub>10</sub> und nicht PM<sub>2,5</sub>) bezieht. Der Feinstaub-Referenzwert wurde hier herangezogen, da er einer Studie von Liebich et al. [318], [319] entstammt, welche die konsistente Betrachtung der Referenzwerte mehrerer Umweltwirkungen ermöglicht.

Von den im Rahmen dieses Berichts als vielversprechend identifizierten alternativen Kraftstoffen wurde die Wasserstoffherzeugung am häufigsten in der wissenschaftlichen Literatur einer ökologischen Analyse unterzogen. So konnten in einer kürzlich durchgeführten Übersichtsstudie von Rinawati et



al. [326] über die ökologischen Auswirkungen der Verwendung von Wasserstoff als Kraftstoff im Straßenverkehr 72 relevante Studien mit WtT- oder LCA-Ergebnissen ermittelt werden. Die Wasserelektrolyse ist die dabei das mit Abstand am häufigsten analysierte Wasserstoffproduktionsverfahren. In der Literaturübersicht konnte eine Reihe von GWP-Werten speziell für WtT-Studien und die Bezugsgröße MJ ermittelt werden. Das Treibhauspotenzial von WtT reichte von 1,6 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ bis 218 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ, mit einem Mittelwert von 39,6 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. Die unterschiedlichen auf den Klimawandel bezogenen Wirkungen der Herstellung von Wasserstoff als Kraftstoff können insbesondere durch die verschiedenen Technologien und Pfade verursacht werden, die zu diesem Zweck eingesetzt werden. So verglichen Wulf et al. [327] zehn verschiedene Wasserstoffproduktionstechnologien und stellten fest, dass PEM-Elektrolyseure und Elektrolyseure zur alkalischen Wasserelektrolyse bei Betrieb mit erneuerbarem Strom in fünf der sechs analysierten Wirkungskategorien geringere Umweltwirkungen als die Alternativen aufweisen. Aufgrund dieser vielversprechenden ökologischen Ergebnisse und der Möglichkeit der Integration von erneuerbarem Strom werden insbesondere die Technologien und Verfahren der Wasserelektrolyse als eine Form der Wasserstofferzeugung im Rahmen zukünftiger alternativer Kraftstoffe in Betracht gezogen. Die Bedeutung der Stromversorgungssituationen für die Umweltwirkungen von Elektrolysetechnologien wurde bereits in zahlreichen Einzelveröffentlichungen und in den vorangegangenen Abschnitten anhand der Ergebnisse der zitierten Übersichtsarbeiten aufgezeigt. Dies bedeutet auch, dass der unterschiedliche Stromverbrauch der verschiedenen Elektrolyse-Technologien zu unterschiedlichen Umweltwirkungen führt. Im Hinblick auf den Betrieb ist auch Wasser als ein wichtiger Input zu beachten. Die Bereitstellung von aufbereitetem Wasser trägt jedoch nur unwesentlich zu den Treibhausgasemissionen bei. Hinzu kommt, dass insbesondere für die Elektrolysezellen unterschiedliche Materialzusammensetzungen verwendet und entwickelt werden, die zu unterschiedlichen Umweltwirkungen führen können. Ein weiterer Faktor, der die durch die Komponentenherstellung verursachten Treibhausgasemissionen beeinflusst, ist auch die Lebensdauer der verwendeten Komponenten. Der Beitrag der Komponentenherstellung und des Anlagenbaus zum Klimawandel (Treibhauspotenzial) ist jedoch in der Regel nahezu vernachlässigbar. Andere Umweltwirkungen, wie das Ozonabbaupotenzial, können jedoch durch die Verwendung bestimmter Materialien bei der Komponentenherstellung sehr stark beeinflusst werden. Dies ist z. B. bei der Verwendung von Polytetrafluorethylen (PTFE) bei der Herstellung von Dichtungen der Fall. Bei einem von Koj et al. [328] untersuchten alkalischen 6-MW-Elektrolyseur ist beispielsweise die Herstellungsphase aufgrund von PTFE-Verwendung für über 90 % der Umweltwirkungen des Ozonabbaupotenzials (ODP) verantwortlich.

Liebich et al. [318], [319] diskutierten weitere Umweltwirkungskategorien für die elektrolytische Wasserstofferzeugung im Jahr 2050. In Bezug auf die Versauerung werden potenzielle Werte zwischen 0,043 und 0,060 gSO<sub>2äq.</sub>/MJ ermittelt, die nahe am Wert der fossilen Referenz 0,049 gSO<sub>2äq.</sub>/MJ liegen. Den größten Beitrag leistet, wie auch im Rahmen der Analysen im vorliegenden Bericht festgestellt und bereits beschrieben wurde, die vorgelagerte Stromerzeugung aufgrund der für die Kraftwerksproduktion notwendigen Stahl-, Kupfer- und Aluminiumproduktion. Auch bei der Eutrophierung ist die vorgelagerte Stromerzeugung und insbesondere die ihr zugrundeliegende Verwendung von Stahl, Kupfer und Aluminium für den größten Teil der Wirkungen verantwortlich. Die Eutrophierungsergebnisse der elektrolytischen Wasserstoffproduktion liegen deutlich über denen des fossilen Referenzwertes mit Werten von etwa 0,023 gPO<sub>4äq.</sub>/MJ gegenüber 0,009 gPO<sub>4äq.</sub>/MJ. Für

Feinstaub ergab die elektrolytische Wasserstoffproduktion niedrigere Werte von etwa einem Drittel im Vergleich zur fossilen Referenz.

Wasserstoff zeichnet sich dadurch aus, dass er bei Bedarf vor der Verwendung als Kraftstoff geologisch gespeichert werden kann. Diese Speicherung kann z. B. in Salzkavernen erfolgen. Koj et al. [329] stellten fest, dass diese Art der Speicherung im Vergleich zu anderen Schritten in den Prozessketten nur geringe Beiträge zu den Umweltwirkungen liefert.

Deutschland wird in zahlreichen Ökobilanzstudien (z. B. [325], [328], [330]) gegenwärtig als ein wesentlicher Standort für Elektrolyseanlagen betrachtet. In diesen Veröffentlichungen wird auch eine deutliche Verringerung der Umweltwirkungen für den Elektrolysebetrieb mit erneuerbaren Energien im Vergleich zum Betrieb mit dem Strommix gezeigt. Darüber hinaus wurde gezeigt, dass Deutschland im Vergleich zu anderen Ländern einen Standortnachteil beim Elektrolysebetrieb haben kann, wenn bestimmte Stromeinsätze verwendet werden. Beim Betrieb der Elektrolyse mit dem Strommix schneiden Österreich und Spanien im Vergleich deutlich besser ab [328]. Beim Vergleich des GWP beim Betrieb mit PV-Strom liegt das GWP für Portugal aufgrund der besseren solaren Einstrahlungsbedingungen über 40 % unter den Auswirkungen des Elektrolysebetriebs mit PV-Strom in Deutschland [330].

#### Literaturangaben und Analysen zu strom- und kohlendioxidbasierten Kraftstoffen

Für folgende strom- und kohlendioxidbasierte Kraftstoffe werden im Rahmen dieses Berichts auf Basis von Prozesssimulationen von Schemme et al. [182], [314] LCA-Ergebnisse vorgestellt:

- Fischer-Tropsch-Kraftstoffgemisch sowie FT-Diesel und -Kerosin
- Methanol
- *Methanol-to-Gasoline*-Benzin
- DME
- SNG (C-SNG & L-SNG)

Tabelle 30 gibt einen Überblick über grundlegende Annahmen zu den Technologien, welche im Kontext des Projektes entstanden und von Schemme et al. [182], [314] beschrieben werden.

*Tabelle 30: Methanol-Synthese, MtG, DME und FT-Diesel - angenommene technologische Charakteristika im Jahr 2050 für die LCA (basierend auf Publikationen von Schemme et al. [182], [314])*

		Methanol-Synthese	MtG	DME (aus Methanol)	Fischer-Tropsch
Nennleistung	MW	300	300	300	300
Anlagenlebensdauer	a	20	20	20	20
Produktionskapazität (stündlich)	kg/h	54.200	24.800	37.500	24.500
Volllaststunden	h/a	8.000	8.000	8.000	8.000

## Methanol-Synthese

Mittels der sogenannten Katalyse kann aus Wasserstoff und Kohlendioxid Methanol hergestellt werden. Wasser fällt dabei als Nebenprodukt an. Durch die exotherme Charakteristik der wasserstoffbasierten Methanol-Synthese entsteht Wärme, in Form von MD- und ND-Dampf. Darüber hinaus sind für den Betrieb dieser Form der Methanol-Synthese Katalysatoren erforderlich. Die verwendeten Literaturangaben und getroffene Annahmen zur Methanol-Synthese sind in Tabelle 31 zusammengefasst.

Tabelle 31: Methanol-Synthese – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase zur Herstellung von Methanol

Inputs			
Wasserstoffbedarf	kg/kg <sub>Produkt</sub>	0,189	[182], [314]
Kohlendioxidbedarf	kg/kg <sub>Produkt</sub>	1,373	[182], [314]
Strombedarf	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	0,556	[182], [314]
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -Katalysator	kg/kg <sub>Produkt</sub>	1,83E-04	[331]
CuO-Katalysator	kg/kg <sub>Produkt</sub>	1,17E-03	[331]
MgO-Katalysator	kg/kg <sub>Produkt</sub>	3,70E-05	[331]
ZnO-Katalysator	kg/kg <sub>Produkt</sub>	4,39E-04	[331]
Outputs			
FT-Produkt	kg <sub>Produkt</sub>	1	[182], [314]
Wasser	kg H <sub>2</sub> O/kg <sub>Produkt</sub>	0,562	[182], [314]
Dampf/Wärme (MD - 175 °C, 8,9 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	-1,655	[182], [314]
Dampf/Wärme (ND - 125 °C, 2,3 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	-0,093	[182], [314]

Hinsichtlich der Sachbilanz-Daten für den Bau kann bei der Methanol-Synthese auf einen bestehenden ecoinvent-Datensatz („methanol factory“) zurückgegriffen werden. Da die zugrundeliegenden Produktionskapazitäten des ecoinvent-Datensatzes ca. doppelt so hoch sind wie jene der Methanol-Synthese nach Schemme et al. [182], [314] wurde die Anlage nach ecoinvent, linear angepasst, teilweise berücksichtigt.

Abbildung 88 veranschaulicht das Treibhauspotenzial für die Methanol-Synthese basierend auf Wasserstoff, der mit Windstrom oder dem prognostizierten Strommix des Jahres 2050 erzeugt wird.

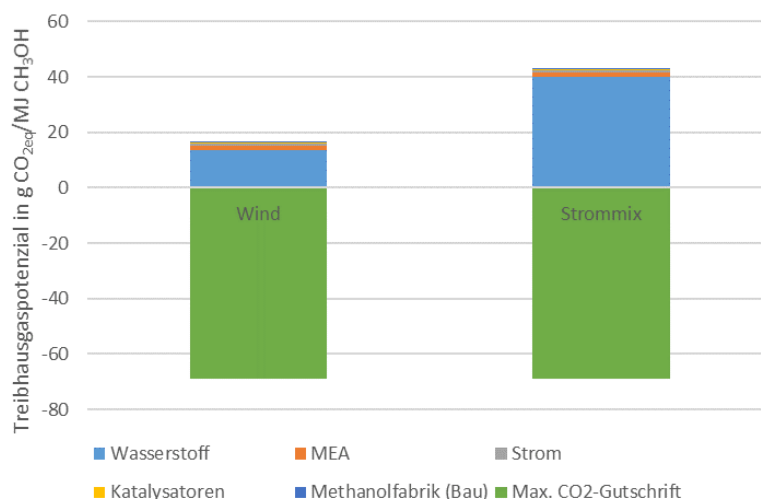


Abbildung 88: Treibhauspotenzial der Kraftstoffbereitstellung von Methanol

Erwartungsgemäß fällt das Treibhauspotenzial der Kraftstoffbereitstellung von Methanol deutlich niedriger bei Wasserstoff aus Windstrom aus (s. Abbildung 88). Gegenüber der Wasserstoffproduktion mit Netzstrom (Strommix 2050) fällt diese Umweltwirkung über 60 % niedriger aus. Die vorgelagerte Wasserstoffproduktion bestimmt das Treibhauspotenzial der Methanolherstellung sehr deutlich. Wenn der genutzte Wasserstoff mittels Windenergie erzeugt wurde, macht der Anteil am Treibhauspotenzial des Methanols über 83 % aus. Beruht die Wasserstoffherzeugung auf dem Strommix beträgt der Anteil sogar mehr als 93 %. Der nächsthöhere Anteil geht auf die Kohlendioxid-Bereitstellung (MEA) zurück. Die Anteile der Kohlendioxid-Bereitstellung an dieser Umweltwirkung liegen bei ca. 4 – 10 %. Die Stromzufuhr und die benötigten Katalysatoren tragen noch im niedrigen einstelligen Prozentbereich zu diesen Umweltwirkungen bei. Der Anteil des Baus der Methanolfabrik ist mit weniger als einem Prozent vernachlässigbar gering.

Falls eine Kohlendioxidgutschrift möglich ist, reduzieren sich die Treibhauspotenzial-Ergebnisse der Erzeugung des Methanols deutlich. In Abhängigkeit des Ansatzes und der Allokation kann die Einbindung des Kohlendioxids in die Methanol-Synthese vollständig (maximal), teilweise oder gar nicht gutgeschrieben wird. Abbildung 88 verdeutlicht die maximal mögliche Kohlendioxidgutschrift. Die maximale Kohlendioxid-Gutschrift ist höher als das Treibhauspotenzial der Methanol-Kraftstoffbereitstellung. Die Netto-Null-Grenze der THG-Emissionen kann daher bei einer maximalen Kohlendioxid-Gutschrift erreicht und sogar unterschritten werden (negative THG-Emissionen). Bei der MEA-Wäsche zur Kohlendioxidabscheidung wird die Kohlendioxid-Gutschrift üblicherweise nicht in maximalem Umfang, sondern eher den vorgelagerten Prozessen oder anteilig angerechnet.

Die berechneten Ergebnisse für weitere Umweltwirkungen im Vergleich zu einem Referenzwert sind in Tabelle 32 aufgeführt. Als Referenz wird Methanol aus Erdgas inklusive Vorkette betrachtet und Referenzwerte aus der Studie von Liebich et al. [318], [319] herangezogen.

Tabelle 32: Methanol-Synthese –weitere Umweltwirkungen der Kraftstoffbereitstellung von Methanol (Angaben pro MJ)

		Wind	Strommix	Referenz
Eutrophierung	g P <sub>äq.</sub>	0,0171	0,0136	0,0065
Versauerung	g SO <sub>2äq.</sub>	0,0714	0,0935	0,0520
Feinstaub	g PM <sub>2.5-äq.</sub>	0,0352	0,0412	0,0470

Tabelle 32 zeigt, dass die Werte für die Eutrophierung bis über 160 % über dem Referenzwert für Methanol aus Erdgas liegen. Auch für die Methanol-Synthese sind die Ursachen hierfür primär in der vorgelagerten Stromerzeugung und –bereitstellung zu finden. Die Nutzung der Materialien Stahl und Kupfer ist im Wesentlichen für die Ergebnisse bei der Eutrophierung verantwortlich. Diese Materialien sind beim Windstrom noch stärker von Belang als beim Strommix 2050 und führen zu höheren Eutrophierungswerten. Hinsichtlich der Versauerung zeigen sich auch Kupfer- und Stahlproduktion in der Vorkette des genutzten Stroms von Relevanz. Die Ergebnisse für den Strommix 2050 fallen höher aus als jene für den Windstrom, dies liegt unter anderem in der PV-Modul-Herstellung und ergänzend zu den zuvor genannten Materialien u. a. durch Aluminiumlegierungen begründet. Auch die Feinstaubbildung wird durch vorgelagerte Stahl- und Kupfer-Produktion und –Bereitstellung beeinflusst, die für die Elemente der Stromerzeugungsinfrastruktur von Relevanz sind. Wie bei der Versauerung fallen die Ergebnisse für Methanol, welches mittels Strommix-Einsatz und Elektrolyse produzierten Wasserstoff nutzt, höher aus als bei der Variante mit Windstromeinsatz. Der Unterschied beruht u. a. wiederum auf der PV-Modul-Herstellung, die ca. ein Drittel der durch den Strommix 2050 hervorgerufenen Feinstaubemissionen bedingt. Bezüglich des Feinstaubreferenzwertes sei hier wiederum darauf hingewiesen, dass dieser auf eine höhere Feinstaubgröße (PM<sub>10</sub> und nicht PM<sub>2.5</sub>) bezogen ist.

Von den betrachteten vielversprechenden PtL-Kraftstoffen konzentrieren sich die meisten Studien zur Umweltbewertung auf die strombasierte Methanolproduktion (Power-to-Methanol). Die PtX-LCA-Übersichtsstudie von Koj et al. [313] identifizierte neun Studien mit LCA-Betrachtungen zu Methanol [332]–[340]. In dem LCA-Review von Kigle et al. [341] wurden sechs LCA-Studien zu Methanol identifiziert [332], [333], [342]–[345]. In beiden Literaturübersichten wurden insgesamt 13 Studien mit Inhalten zur Stromerzeugung aus Methanol identifiziert.

In Bezug auf die strombasierte Methanolproduktion ist eine Studie von Liebich et al. [318], [319] aufgrund ihres geografischen Fokus auf Deutschland, der Anzahl der betrachteten Varianten und ihrer Aktualität besonders beachtenswert. In dieser aktuellen Studie wurden insgesamt 20 Methanolproduktionspfade verglichen. Die Studie betrachtete die Produktion in Deutschland und den Import aus Saudi-Arabien, Marokko, Island und Schweden mit einer Vielzahl von Strom- und Kohlendioxidquellen sowie verschiedenen Transportoptionen. Für alle untersuchten Pfade ergab die Studie, dass die Bereitstellung von Strom für die der Methanolsynthese vorgeschaltete Elektrolyse den größten Anteil am gesamten Treibhauspotenzial hat [318], [319]. Darüber hinaus zeigt dies auch eine entscheidende Bedeutung der Stromquelle für die Wasserstoffversorgung und eine untergeordnete Rolle für den Methanoltransport [318], [319]. Für eine rückwirkende Betrachtung des Jahres 2015 wurde für einige Pfade ein Treibhauspotenzial von 20-25 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ ermittelt. Verglichen mit der gewählten Referenz zu Methanol aus Erdgas inklusive Vorketten mit einem Treibhauspotenzial von

95 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ entspricht dies einer Reduktion von etwa 75 %. Eine prospektive Betrachtung der Pfade für das Jahr 2050 ergibt ein Treibhauspotenzial zwischen 8,7 und 25 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ, wobei die meisten Pfade Ergebnisse im Bereich von 10 und 15 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ aufweisen. Damit wäre eine Verringerung um etwa 85-90 % im Vergleich zu konventionellem Kraftstoff möglich. Diese mittels LCA ermittelten Werte liegen auch im Bereich der WtT-GWP-Werte für Methanol, die in der Literaturübersicht von Naumann et al. [346] von 1-50 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ reichen. Der Anlagenbau trägt in geringerem Maße zu den Umweltwirkungen bei als der Einsatz der wichtigsten Inputs (Wasserstoff und Kohlendioxid) [318], [319]. Aus einem anderen Blickwinkel betrachtet, nimmt die relative Bedeutung des Anlagenbaus jedoch zu, da die Umweltwirkungen aus dem Betrieb der Anlage abnehmen. Der Bau von Anlagen zur Kohlenstoffabscheidung hat meist höhere Umweltwirkungen als der Bau der Methanolsynthese-Anlage [318], [319].

Liebich et al. [318], [319] haben neben dem GWP weitere Umweltwirkungskategorien für die strombasierte Methanolsynthese untersucht. Hinsichtlich des Versauerungspotenzials wurden Werte zwischen 0,082 und 4,9 gSO<sub>2äq.</sub>/MJ ermittelt. Der fossile Referenzwert lag bei 0,052 gSO<sub>2äq.</sub>/MJ. Damit liegt das Versauerungspotenzial von strombasiertem Methanol-Kraftstoff um mindestens 60 % über dem fossilen Referenzwert. Den größten Beitrag zur Versauerung leistete die Stromerzeugung für die Wasserstoffproduktion via Elektrolyse. Der hohe Beitrag der vorgelagerten Stromerzeugung ist vor allem auf die Stahl-, Kupfer- und Aluminiumproduktion für den Kraftwerksbau zurückzuführen. Die Werte für das Eutrophierungspotenzial schwanken je nach Pfad zwischen 0,015 und 0,097 gPO<sub>4äq.</sub>/MJ Methanol. Auch für diese Wirkungskategorien ist die Herstellung von Methanol-Kraftstoff also mit deutlich höheren Werten verbunden als die fossile Referenz. Das Eutrophierungspotenzial ist mindestens 90 % und maximal zwölfmal höher als bei der fossilen Referenz. Der Hauptbeitrag zu den Auswirkungen der meisten Pfade ist die Stromerzeugung für die Elektrolyse und bei einigen Pfaden die für die Kohlenstoffabscheidung erforderliche Energie. Auch hier ist die Stahl-, Kupfer- und Aluminiumproduktion für den Kraftwerksbau besonders für das Eutrophierungspotenzial dieses Kraftstoffs verantwortlich. Für die verschiedenen Pfade der Methanolsynthese wurden die Feinstaubkonzentrationen im Bereich von 0,057-0,20 g/MJ berechnet. Diese Werte sind 20-320 % höher als die der fossilen Referenz. Die Hauptbeiträge wurden für den Strombedarf für die Elektrolyse, den Anlagenbau und den Methanoltransport ermittelt. Je nach Anrechnung oder Zuteilung einer Gutschrift für die Kohlenstoffabscheidung und deren Nutzung könnte die gesamte strombasierte Methanolsynthese in der Tat ein THG-Emissionsniveau nahe Null erreichen [318], [319].

### **Fischer-Tropsch**

Mittels der FT-Synthese werden auf Basis von Kohlenmonoxid und Wasserstoff Kohlenwasserstoffe produziert. Die erforderlichen Eingangsstoffe Kohlenmonoxid und Wasserstoff können dem Fischer-Tropsch-Reaktor über eine Hochtemperatur-Co-Elektrolyse (Co-SOEC) oder über eine sogenannte reverse Wassergas-Shift-Reaktion (reverse Water Gas Shift (rWGS)) als Syngas bereitgestellt werden. Im Rahmen des vorliegenden Berichts wird wegen besserer Literaturverfügbarkeit und Reife des Verfahrens die FT-Synthese mit rWGS betrachtet. Ähnlich wie bei der Methanol-Synthese werden auch bei der FT-Synthese Katalysatoren berücksichtigt. Mit der FT-Synthese werden Produktgemische hergestellt, die Fraktionen wichtiger Kraftstoffe (insbesondere Diesel und Kerosin) beinhalten.

Die verwendeten Literaturangaben und getroffenen Annahmen zu Fischer-Tropsch sind in Tabelle 33 aufgeführt.



Tabelle 33: Fischer-Tropsch – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase zur Herstellung des FT-Produkt-/Kraftstoffgemischs

Inputs	Einheit	Wert	Quelle
Wasserstoffbedarf	kg H <sub>2</sub> /kg <sub>Produkt</sub>	0,480	[182], [314]
Kohlendioxidbedarf	kg CO <sub>2</sub> /kg <sub>Produkt</sub>	3,056	[182], [314]
Strombedarf	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	1,091	[182], [314]
FT-Kobaltkatalysator	kg/kg <sub>Produkt</sub>	4,35E-6	[347]
rWGS-Katalysator	kg/kg <sub>Produkt</sub>	4,35E-6	[347]
Outputs			
FT-Produkt	kg <sub>Produkt</sub>	1	[182], [314]
Wasser	kg H <sub>2</sub> O/kg <sub>Produkt</sub>	2,950	[182], [314]
Dampf/Wärme (MD – 175 °C, 8,9 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	14,248	[182], [314]
Dampf/Wärme (ND – 125 °C, 2,3 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	5,829	[182], [314]
Kühlwasser	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	0,420	[182], [314]

Ein in entsprechenden Fällen häufig verwendeter ecoinvent-Datensatz („*chemical factory, organics*“) wird in Ermangelung präziserer Materialinventare als Sachbilanz-Daten für den Bau der FT-Anlage herangezogen. Auch hier erfolgt eine Umrechnung anhand der zugrundeliegenden Produktionskapazitäten. Die Produktionskapazität der FT-Anlage ist nach den Publikationen von Schemme et al. [182], [314] in etwa um Faktor vier höher. Weshalb die Anlage nach ecoinvent, linear angepasst, hier über einen entsprechenden Faktor berücksichtigt wird.

#### Fischer-Tropsch Diesel und Kerosin - LCA Ergebnisse

Abbildung 89 veranschaulicht das Treibhauspotenzial für die FT-Synthese basierend auf einer Wasserstoffbereitstellung aus zwei unterschiedlichen Stromquellen.

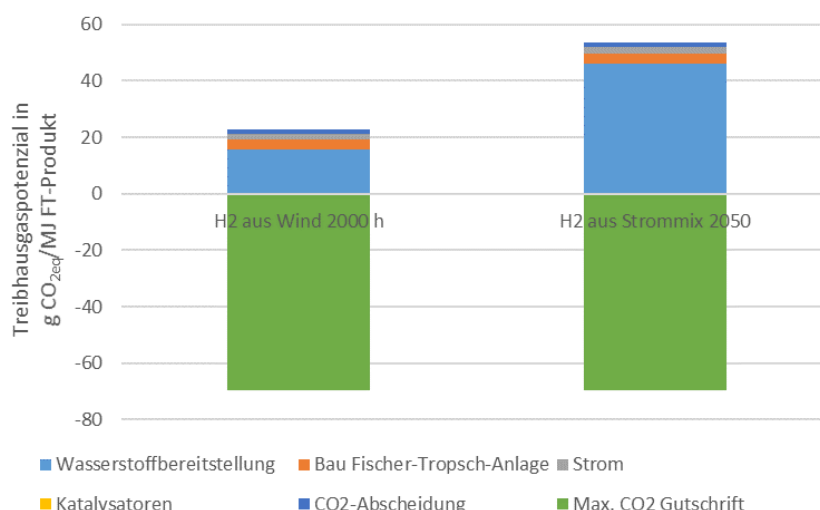


Abbildung 89: Fischer-Tropsch – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Wasserstoffbereitstellungsvarianten pro MJ FT-Produkt (Kraftstoffgemisch)

Für alle in Abbildung 89 dargestellten Fällen geht der größte Beitrag zum gesamten Treibhauspotenzial der Fischer-Tropsch-Herstellung vom bereitgestellten Wasserstoff aus. Die Beiträge liegen dabei in einem Bereich zwischen knapp 69 % und 86 %. Der nächstgrößte Anteil geht auf den Bau der Fischer-Tropsch-Anlage zurück, fallabhängig liegen die Beiträge am Treibhauspotenzial der Fischer-Tropsch-Kraftstoffherstellung zwischen knapp 7 % und knapp 16 %. Die Deckung des Strombedarfs führt zu Beiträgen zwischen 4 % und 9 % am Treibhauspotenzial. Erkennbare Beiträge sind letztlich noch durch die Kohlendioxid-Abscheidung mittels MEA-Aminwäsche gegeben. Die Beiträge der Katalysatoren am Treibhauspotenzial liegen weit unter einem Prozent und sind damit vernachlässigbar gering. Vergleicht man die Ergebnisse mit Literaturwerten zu fossilen Referenzen zeigen sich deutliche Vorteile der strombasierten FT-Synthese. In der Studie von Liebich et al. [318], [319] wird als Referenzwert  $89 \text{ gCO}_{2\text{äq.}}/\text{MJ}$  (Mittelwert Benzin/Diesel) angegeben. Bei der FT-Synthese mit dem Strommix 2050 werden ca. 62 % und bei der Nutzung von Windstrom weniger als 25 % des Referenzwertes hervorgerufen. Die Treibhauspotenzial-Ergebnisse der Erzeugung des FT-Kraftstoffgemischs können, falls eine Kohlendioxidgutschrift möglich ist, deutlich reduziert werden. In Abhängigkeit der Zuordnung und des Ansatzes kann die Abscheidung und Einbindung des Kohlenstoffs in die FT-Kraftstoffgemisch-Herstellung vollständig (maximal), teilweise oder gar nicht gutgeschrieben werden. In Abbildung 89 wird die maximal mögliche Kohlendioxidgutschrift dargestellt. Im Falle einer maximalen Kohlendioxid-Gutschrift kann die Netto-Null-Grenze der THG-Emissionen nicht nur erreicht werden, sondern darüber hinaus negative THG-Emissionen erzielt werden. Eine maximale Kohlendioxid-Gutschrift ist höher als die THG-Emissionen aus der Produktion des FT-Kraftstoffgemischs. Bei der hier betrachteten MEA-Wäsche zur Kohlendioxidabscheidung wird die Kohlendioxid-Gutschrift jedoch üblicherweise nicht in maximalem Umfang, sondern eher den vorgelagerten Prozessen oder anteilig angerechnet. Ein Vergleich einiger über das Treibhauspotenzial hinausgehender Umweltwirkungen ist in Tabelle 34 aufgeführt. Als Referenzwerte werden hier Mittelwerte von Diesel/Benzin nach Liebich et al. [318], [319] herangezogen.

Tabelle 34: Fischer-Tropsch – Vergleich der Ergebnisse weiterer Umweltwirkungen pro MJ FT-Produkt (Kraftstoffgemisch)

		Wind	Strommix 2050	Referenz
Eutrophierung	g P <sub>äq.</sub>	0,0207	0,0168	0,021
Versauerung	g SO <sub>2äq.</sub>	0,0941	0,1196	0,074
Feinstaub	g PM <sub>2.5-äq.</sub>	0,0471	0,0543	0,065

Tabelle 34 zeigt, dass die Werte für die Eutrophierung im Fall der FT-Kraftstoffgemisch-Herstellung über elektrolytisch aus Windstrom gewonnenen Wasserstoff auf dem Niveau des Referenzwerts (Mittelwert von Diesel/Benzin) liegen. Gegenüber der FT-Synthese mit Wasserstoff basierend auf dem Strommix, dessen Eutrophierungswerte 20 % niedriger liegen, ist auch bei diesem Vergleich der höhere spezifische Einsatz der Materialien Stahl und Kupfer für den Strom aus Windenergie primär für die höheren Eutrophierungswerte verantwortlich. Hinsichtlich der Versauerung zeigt sich auch für Fischer-Tropsch, dass die Kupfer- und Stahlproduktion in der Vorkette des genutzten Stroms bedeutsam ist. Auch für die FT-Synthese fallen die Versauerungswerte für den Strommix 2050 höher aus als jene für den Windstrom. Dies ist auch in diesem Fall u. a. durch die PV-Modul-Herstellung und Aluminiumlegierungen begründet. Die Feinstaubbildung der beiden betrachteten FT-Synthese-Fälle wird insbesondere durch die der Strombereitstellung vorgelagerte Stahl- und Kupfer-Produktion bestimmt. Die PV-Modul-Herstellung, welche im Strommix 2050 hat auch für die FT-Synthese den höchsten einzelnen Anteil. Dies führt auch für die Feinstaubemissionen zu höheren Umweltwirkungen bei Nutzung von Wasserstoff, der mit dem Strommix 2050 hergestellt wird gegenüber der Variante mit Windstrom. Hinsichtlich des Feinstaubreferenzwertes sei hier ebenfalls darauf hingewiesen, dass sich dieser auf eine höhere Feinstaubgröße (PM<sub>10</sub> und nicht PM<sub>2.5</sub>) bezieht.

In der Literatur findet sich eine zunehmende Anzahl von LCA-Publikationen über die strombasierte FT-Synthese. In dem PtX-Kraftstoff-LCA-Review von Kigle et al. [341] konnten relevante Studien von Hombach et al. [348] und Alhyari et al. [349] identifiziert werden. Für FT-Benzin stellten Naumann et al. [346] einen breiten Bereich von 2,8 bis 145,8 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ als Treibhauspotenzial fest. Die Studie von Liebich et al. [318], [319] untersucht eine breite Palette von FT-Kraftstoffversorgungspfaden mittels LCA. In der LCA-Studie erfolgt ein Vergleich von 17 verschiedenen, vollständig strombasierten Pfaden für die FT-Synthese in Deutschland oder Importe nach Deutschland. Einige dieser Pfade sind jedoch biobasiert und stellen keine Form von PtL dar. Daher werden im vorliegenden Bericht nur die Ergebnisse von 15 Pfaden berücksichtigt, die als PtL-Optionen angesehen werden können. Für FT-Kraftstoffe werden in der Studie die Produktion in Deutschland und der Import aus Saudi-Arabien, Marokko und Island sowie verschiedene Transportoptionen zusätzlich zu einer Vielzahl von Strom- und Kohlendioxidquellen verglichen. Anstatt Ergebnisse für FT-Diesel oder -Benzin aufzuzeigen, wird in der LCA-Studie ein Produktionsmix der FT-Kraftstoffe betrachtet. Die höchsten Ergebnisse (über 350 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ) wurden für einen Pfad angegeben, bei dem der Strominput aus dem deutschen Strommix für das Jahr 2015 stammt. Für die bewerteten Bedingungen des Jahres 2015 wurden für mehrere zusätzliche Brennstoffpfade ein Treibhauspotenzial von 20-25 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ und eine Reduktion von etwa 75 % gegenüber der konventionellen Referenz berechnet. Es wurde auch gezeigt, dass die FT-Produktion mit Offshore-Wind in Deutschland vergleichbar oder sogar vorteilhafter sein kann als die Onshore-Windproduktion in Marokko. Für die strombasierte FT-Synthese wurde bis zum Jahr 2050

eine weitere Verringerung der Auswirkungen ermittelt. Für die meisten Pfade wurden Treibhauspotenziale zwischen 10 und 15 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ für FT-Kraftstoff berechnet. Im Vergleich zur konventionellen Referenz bedeutet dies eine Verringerung um etwa 85 %. In der Studie werden auch die Ergebnisse für weitere Umweltwirkungskategorien vorgestellt. Für die Versauerung und die LCA-Ergebnisse für das Jahr 2050 wurde eine Spanne von 0,076 bis 5,1 gSO<sub>2äq.</sub>/MJ berechnet, während die Auswirkungen der fossilen Referenz (der Durchschnittswert von Diesel/Benzin) geringer sind (0,074 gSO<sub>2äq.</sub>/MJ). In Bezug auf die Eutrophierung liegt der niedrigste Wert der FT-Pfade (0,012 gPO<sub>4äq.</sub>/MJ) unter dem Wert der fossilen Referenz (0,021 gPO<sub>4äq.</sub>/MJ). Es gibt jedoch einen FT-Pfad, welcher den deutschen Strommix als Stromquelle nutzt, der eine vielfach höhere Eutrophierung als die Referenz verursachen würde (0,096 gPO<sub>4äq.</sub>/MJ). Dies liegt darin begründet, dass die Auswirkungen der Eutrophierung insbesondere durch die vorgelagerte Stromerzeugung der Wasserstoffproduktion hervorgerufen werden. Die Feinstaubbelastung durch die Bereitstellung von FT-Kraftstoffen im Jahr 2050 wurde so analysiert, dass sie mehr als 20 % niedriger oder sogar dreimal höher als der Referenzwert ist. Auch hier zeigte sich, dass die Stromerzeugung und der Anlagenbau die Hauptverantwortlichen für die Umweltwirkungen sind.

## DME

Es wird ein zweistufiges Verfahren zur Produktion von DME betrachtet. DME wird unter Einsatz von Methanol sowie thermischer und elektrischer Energie hergestellt. Ergänzend zum Hauptprodukt DME entsteht Wasser als Nebenprodukt. Die für die LCA-Modellierung verwendeten Literaturangaben und getroffenen Annahmen zu DME finden sich in Tabelle 35.

Tabelle 35: DME – Energie- und Stoffströme für die Herstellung von DME (Betriebsphase)

Inputs	Einheit	Wert	Quelle
Methanolbedarf	kg CH <sub>3</sub> OH/kg <sub>Produkt</sub>	1,391	[182], [314]
Strombedarf	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	0,005	[182], [314]
Dampfbedarf (MD – 175 °C, 8,9 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	1,964	[182], [314]
Outputs			
DME	kg <sub>Produkt</sub>	1	[182], [314]
Wasser	kg H <sub>2</sub> O/kg <sub>Produkt</sub>	0,391	[182], [314]
Dampf/Wärme (ND – 125 °C, 2,3 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	0,571	[182], [314]

Für den Bau der DME-Anlage wird der für vergleichbare Anlagen häufig verwendete ecoinvent-Datensatz („*chemical factory, organics*“), aufgrund mangelnder genauerer Materialinventar-Angaben in der Literatur, herangezogen. Die Gegebenheiten der DME-Anlage gegenüber dem Datensatz werden über eine Umrechnung anhand der zugrundeliegenden Produktionskapazitäten berücksichtigt. Gegenüber der für den Datensatz zugrundeliegenden Produktionskapazität ist jene der DME-Anlage nach Schemme et al. [182], [314] um Faktor sechs höher. Daher wird der genannte ecoinvent-Datensatz hier, linear angepasst, über den passenden Faktor berücksichtigt.

Gegenüber den weiteren anhand von Prozessdaten von Schemme et al. [182], [314] untersuchten alternativen Kraftstoffen, ist nur für DME ein Dampfbedarf gegeben, welcher die ökologischen Ergebnisse mitbestimmt. Aus diesem Grund werden nachfolgend nicht nur zwei Ergebnisse für die beiden unterschiedlichen Stromquellen, sondern auch je Fall zwei unterschiedliche Wärmequellen beschrieben. Die Ergebnisse der LCA-Berechnungen zu DME für den Indikator Treibhauspotenzial illustriert Abbildung 90.

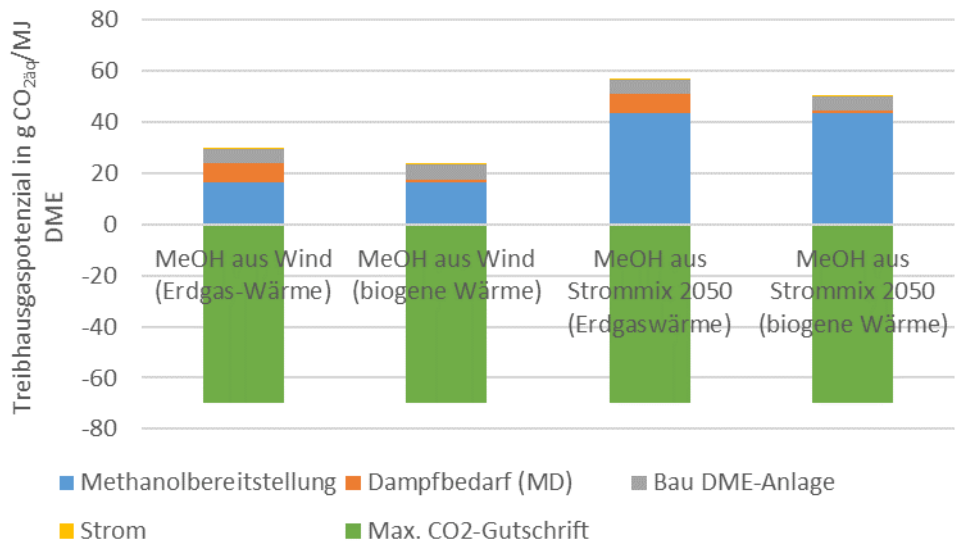


Abbildung 90: DME – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Methanolbereitstellungsvarianten pro MJ DME

Hinsichtlich des Treibhauspotenzials von DME zeigen sich vergleichbare Trends für alle in Abbildung 90 betrachteten Fälle. Die wesentliche Einflussgröße auf das Treibhauspotenzial von DME ist durch den Methanolbedarf und dessen Bereitstellung gegeben. Bei Nutzung von Windenergie als Stromquelle und Erdgas als Wärmequelle liegt der Beitrag, der durch Methanol erzeugt wird, bei 55 %. Bei der Nutzung des Netzstrommix im Jahr 2050 gehen knapp 77 % auf Methanol zurück. Hierfür wurden die zuvor in diesem Bericht beschriebenen Annahmen und Ergebnisse zur Methanolsynthese herangezogen. Somit gehen unter anderem die vorgelagerte Wasserelektrolyse und Kohlendioxid-Abscheidung in den Methanol-Beitrag ein. Der zweithöchste Beitrag zum Treibhauspotenzial ist durch erforderlichen Wärmebedarf (Dampf) gegeben. Der Anteil des Dampfes am gesamten durch DME-Erzeugung hervorgerufenen Treibhauspotenzial liegt bei Nutzung von auf Erdgas basierter Wärmeerzeugung zwischen 13 % und 25 %. Wird statt Erdgas Biomethan als Grundlage der Wärmeerzeugung genutzt, können die Umweltwirkungen deutlich reduziert werden. Der Beitrag des Dampfes bzw. der Wärme zum gesamten Treibhauspotenzial beläuft sich dann nur noch auf 2-5 %. Der Bau der DME-Anlagen trägt bei den Varianten mit auf Erdgas basierter Dampfbereitstellung mit 10-19 % zum gesamten Treibhausgas-Potenzial der DME-Produktion bei. Der Anteil des Stroms, der für den Anlagenbetrieb erforderlich ist, am Treibhausgaspotenzial liegt deutlich unter einem Prozent und ist damit vernachlässigbar gering. Falls bilanziell die maximal mögliche Kohlendioxid-Gutschrift erfolgen kann, überschreitet diese in den betrachteten Fällen der DME-Herstellung die hervorgerufenen Umweltwirkungen. Aber auch hier sei darauf hingewiesen, dass im Falle der Kohlendioxid-Abscheidung mit MEA als Waschmittel üblicherweise eher eine anteilige oder keine Kohlendioxid-Gutschrift erfolgt.

Tabelle 36: DME – Vergleich der Ergebnisse weiterer Umweltwirkungen pro MJ DME

		Wind & Erdgas- Wärme	Wind & biogene Wärme	Strommix 2050 & Erdgas- Wärme	Strommix 2050 & biogene Wärme
Eutrophierung	g P <sub>äq.</sub>	0,0234	0,0231	0,0201	0,0198
Versauerung	g SO <sub>2äq.</sub>	0,1164	0,1025	0,1387	0,1251
Feinstaub	g PM <sub>2,5-äq.</sub>	0,0556	0,0512	0,0618	0,0574

Auch für DME zeigen sich anhand der Angaben in Tabelle 36 für die Eutrophierung höhere Werte, bei den Fällen, in denen Windenergie für die vorgelagerte Methanol-Synthese eingesetzt wird. Dies liegt insbesondere an dem höheren spezifischen Einsatz von Stahl und Kupfer für die Windenergieanlagen im Vergleich zum Einsatz dieser Materialien, der mit dem künftigen Strommix einhergeht. Für die Versauerung und Feinstaubbildung zeigt sich hingegen die ebenfalls für die anderen alternativen Kraftstoffe beobachtete Rangfolge. Bei diesen beiden Wirkungskategorien ist die DME-Produktion auf Windenergie-Basis gegenüber der auf Strommix basierenden vorteilhafter. Wie auch bei anderen Kraftstoffen ist dies in nicht unwesentlichem Maße auf die PV-Modul-Herstellung zurückzuführen. Im Vergleich zur auf Erdgas basierenden Wärme- bzw. Dampfbereitstellung stellt sich die biogene Quelle (Biomethan) für alle betrachteten Fälle und Wirkungskategorien vorteilhafter dar. Am deutlichsten ausgeprägt zeigt sich diese Vorteilhaftigkeit für die Versauerung, bei der Versauerungsergebnisse bei Nutzung des biogenen Energieträgers über 10 % niedriger ausfallen als bei der Nutzung von Erdgas für die Wärme- bzw. Dampfbereitstellung. In der Studie von Liebich et al. [318], [319] wird DME nicht berücksichtigt und somit auch keine Referenzwerte benannt, die hier berücksichtigt werden könnten.

#### DME – ergänzende Ergebnisse ökologischer Analysen in der Literatur

Zu den strombasierten Pfaden für die Herstellung von DME wurden bisher relativ wenige LCA-Studien veröffentlicht. In der Übersichtsarbeit von Kigle et al. [341] wurden drei LCA-Veröffentlichungen zu DME identifiziert [342]–[344].

Fernández-Dacosta et al. [343] berechneten 14 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ als GWP der Brennstoffbereitstellung ohne dessen Verbrennung. Bongartz et al. [342] führten eine Ökobilanz für DME unter Berücksichtigung der für 2035 erwarteten Bedingungen durch. Als Stromquelle für die DME-Produktion wurde der zukünftige Strommix berechnet. Dabei wurden 18,2 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ als GWP der Brennstoffversorgung für die DME-Produktion ermittelt. Der größte Beitrag (57 %) zu den Umweltwirkungen wurde für die Kohlendioxidversorgung ermittelt. Auf die Wasserstoffversorgung entfallen 21 % und auf die DME-Synthese 15 % des gesamten Treibhauspotenzialwerts. Der Transport und die Verteilung, einschließlich der Verdichtung an den Tankstellen, haben auch bei diesem Kraftstoff den geringsten Anteil (7 %). Auch die LCA-Studie von Matzen et al. [344] bestätigt den größten Anteil der Kohlendioxid-Versorgung an den Umweltwirkungen der DME-Produktion.

Im Gegensatz dazu wurde in einer neueren Veröffentlichung von Troy et al. [350] ein wesentlich geringerer Beitrag der Kohlendioxidzufuhr zu den gesamten Umweltwirkungen nachgewiesen. Darüber hinaus wird eine Gutschrift für das abgeschiedene Kohlendioxid berücksichtigt. Diese Veröffentlichung, in der die Umstände der DME-Produktion in Deutschland betrachtet wurden,



unterstreicht erneut die Bedeutung des Stromeinsatzes. Die Analyse ergab THG-Reduzierungen von mindestens 75 % bei der Verwendung von Windenergie anstelle von deutschem Netzstrom, was rückwirkend mit Werten für das Jahr 2016 berechnet wurde. Troy et al. bewerteten weitere Umweltwirkungskategorien. Für die Feinstaubbildung wiesen sie darauf hin, dass der deutsche Netzstrom im Vergleich zur Windenergie eine höhere Feinstaubbelastung verursacht. Darüber hinaus verursacht die Bauphase der DME-Synthese Feinstaub aufgrund der vorgelagerten Wirkungen des Stahls, der als Baumaterial in DME-Anlagen verwendet wird. Die Stahlverwendung zeigte auch bemerkenswerte Auswirkungen auf die terrestrische Versauerung.

Im jüngsten WtT-Bericht des JEC [120] wurden für einen DME-Pfad mit der Nutzung von erneuerbarem Strom und Kohlendioxid nahezu null Treibhausgasemissionen berechnet.

Wie im Falle des strombasierten Methanols könnten die gesamten THG-Emissionen der strombasierten DME-Synthese sogar niedriger als Null ausfallen, je nach Anrechnung oder Zuteilung einer Gutschrift für die Abscheidung von Kohlenstoff und dessen Nutzung.

### Methanol-to-Gasoline

Beim Methanol-to-Gasoline-Verfahren wird Benzin synthetisch produziert. Für das Verfahren haben die gleichen Eingangsstoffe wie für die Methanol-Synthese Relevanz und der Reaktionsverlauf ist in Summe exotherm. Ergänzend zum Hauptprodukt, MtG, entstehen Wasser und Wärme als Nebenprodukte. Für LCA-Modellierung von MtG verwendete Literaturangaben und getroffenen finden sich in Tabelle 37.

Tabelle 37: MtG – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase

Inputs MtG	Einheit	Wert	Quelle
Wasserstoffbedarf	kg H <sub>2</sub> /kg <sub>Produkt</sub>	0,403	[182], [314]
Kohlendioxidbedarf	kg CO <sub>2</sub> /kg <sub>Produkt</sub>	2,874	[182], [314]
Strombedarf	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	1,333	[182], [314]
Outputs MtG			
MtG-Produkt	kg <sub>Produkt</sub>	1	[182], [314]
Wasser	kg H <sub>2</sub> O/kg <sub>Produkt</sub>	2,411	[182], [314]
Wärme/Dampf (HD – 250 °C, 39,7 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	2,430	[182], [314]
Wärme/Dampf (MD – 175 °C, 8,9 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	3,868	[182], [314]
Wärme/Dampf (ND – 125 °C, 2,3 bar)	MJ/kg <sub>Produkt</sub>	0,312	[182], [314]

Zur Abbildung des Baus der MtG-Anlage fehlen in der bisherigen LCA-Literatur zu MtG nutzbare Daten. Daher wird auch hier der für zur LCA-Modellierung des Anlagenbaus vergleichbarer Anlagen vielfach für herangezogene Datensatz „chemical factory, organics“ verwendet. Die MtG-Produktionskapazität

nach Schemme et al. [182], [314] ist in etwa um den Faktor vier höher. Der genannte Datensatz wird daher, linear angepasst, über einen Multiplikationsfaktor berücksichtigt.

Das Ergebnis der auf den zuvor genannten Annahmen durchgeführten LCA-Berechnungen zeigt Abbildung 91 auf.

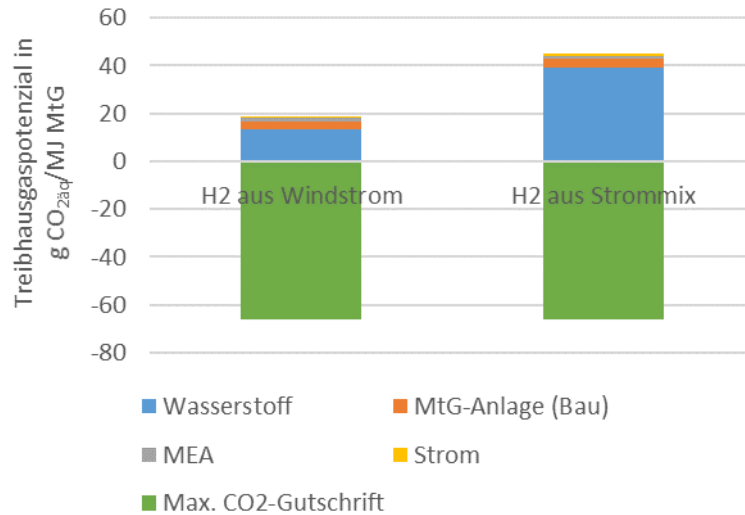


Abbildung 91: MtG – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Methanolbereitstellungsvarianten pro MJ MtG

Abbildung 91 illustriert, dass die vorgelagerte Wasserstoffherstellung die Treibhauspotenzial-Ergebnisse dominiert. Der Anteil der Wasserstoffherstellung macht bei Elektrolyse mit Windstrom über 71 % und bei der elektrolytischen Wasserstoffproduktion mit dem Strommix 2050 über 86 % der Treibhauspotenzial-Ergebnisse aus. Den nächsthöheren Anteil an dieser Umweltwirkungskategorie ist durch den Bau der MtG-Anlagen gegeben. Dieser zeigt sich hier fallabhängig für 8-19 % dieser Umweltwirkungen verantwortlich. Der Anteil, der durch die Kohlendioxid-Abscheidung (MEA) hervorgerufen wird, beläuft sich auf 3-8 %. Der Anteil des für die MtG-Herstellung erforderlichen Stroms an den Treibhauspotenzial-Ergebnissen liegt bei unter 2 %. Abbildung 91 verdeutlicht auch für die Herstellung dieses alternativen Kraftstoffs, dass im Fall der Bilanzierung der maximal möglichen Kohlendioxid-Gutschrift, diese in den analysierten Fällen der MtG-Herstellung das hervorgerufene Treibhauspotenzial überschreitet. Aber auch für den MtG-Kraftstoff sei hier darauf hingewiesen, dass bei der Kohlendioxid-Abscheidung mit MEA als Waschmittel üblicherweise eher eine anteilige oder keine Kohlendioxid-Gutschrift erfolgt und bilanziert wird. Tabelle 38 führt die Ergebnisse für die beiden verglichenen Varianten und weitere Umweltwirkungen auf.

Tabelle 38: MtG – Vergleich der Ergebnisse weiterer Umweltwirkungen pro MJ MtG

		Wind	Strommix 2050
Eutrophierung	g P <sub>äq.</sub>	0,78	0,64
Versauerung	g SO <sub>2äq.</sub>	3,49	4,46
Feinstaub	g PM <sub>2.5-äq.</sub>	1,76	2,03

Wie aus Tabelle 38 zu erkennen ist, finden sich auch für die MtG die für die anderen alternativen Kraftstoffe beobachteten Tendenzen wieder. Für MtG kommt es bei der Eutrophierung und dem Fall, bei dem Windenergie für die vorgelagerte Wasserelektrolyse eingesetzt wird, zu höheren Werten als bei der Strommix-Verwendung. Auch bei diesem Kraftstoff liegt dies am höheren spezifischen Einsatz von Stahl und Kupfer für die Windstrombereitstellung zu dem spezifischen Einsatz dieser Materialien beim Strommix 2050. Bei den Umweltwirkungen Versauerung und Feinstaubbildung ist die auch für andere alternative Kraftstoffe festgestellte Rangfolge zu beobachten. MtG auf Basis von Windstrom weist dabei gegenüber dem Strommix-Einsatz geringere Umweltwirkungen auf. Die dem Strommix vorgelagerte PV-Modul-Herstellung und deren Materialbedarf führt hierbei letztlich zu den höheren Werten.

Bisher lassen sich in der wissenschaftlichen Literatur nur sehr wenige LCA-Studien finden, die auf MtG als Kraftstoff eingehen. Hurtig & Yearwood [351] untersuchten mehrere Kraft- und Brennstoffe, die sich für die Einbindung von Kohlendioxid eignen. Europa wurde als geografischer Rahmen für die Analyse gewählt. Für jeden der Kraft- und Brennstoffe wurden verschiedene Varianten berechnet, die vom Betrieb mit dem EU-Strommix über verschiedene hohe Anteile von Erneuerbaren Energien am Stromeinsatz bis hin zu Szenarien mit Dekarbonisierung reichten. Bei den Szenarien mit dem EU-Strommix wurden durchweg höhere Umweltwirkungen im Vergleich zu einer auf fossilen Brennstoffen basierenden Referenz festgestellt. Dies gilt für die meisten Szenarien für MtG, auch bei einem Anteil Erneuerbarer Energien von 30 %. Ab einem Anteil der Erneuerbaren Energien von 80 % und mehr konnten jedoch deutliche Vorteile gegenüber der fossilen Referenz festgestellt werden. Für die in der Studie verwendete massebasierte funktionale Einheit wurde ein maximales Einsparpotenzial von mehr als 6 kgCO<sub>2äq.</sub>/kg MtG-Produkt im Vergleich zur fossilen Referenz ermittelt. Die Studie enthält jedoch keine zusätzlichen Informationen über die Beiträge einzelner Prozessschritte oder Komponenten zur gesamten Umweltleistung. Außerdem werden in den Bewertungen von Hurtig & Yearwood [351] nur die Treibhauspotenzial-Ergebnisse und keine weiteren Umweltindikatoren angegeben.

### Synthetisches Erdgas - SNG (C-SNG und L-SNG)

Die Methanisierung zur Herstellung von SNG aus Wasserstoff und Kohlendioxid, oft auch als Power-to-Methane (PtM) bezeichnet, ist eine der am häufigsten analysierten PtX-Technologien aus ökologischer Sicht. Die PtX-LCA-Übersicht von Kigle et al. [341] identifizierte sechs Publikationen mit LCA-Betrachtungen von SNG [317], [320], [329], [332], [342], [352]. In der LCA-Übersichtsstudie von Koj et al. [313] wurden sogar 26 Publikationen identifiziert, die sich mit den Umweltwirkungen der SNG-Produktion befassen.

Im Rahmen von Band II [8] und Arbeitspaket 2 dieses Projekts wurden detaillierte Analysen von SNG durchgeführt. Die dabei verwendeten Daten bauen nicht auf Prozessdaten von Schemme et al. [182], [314] auf. Somit sind die LCA-Analysen zu SNG aus AP 2 nicht als eigene LCA-Berechnungen dieses

Berichts zu sehen und ihre Konsistenz zu den Analysen dieses Berichts ist durchaus eingeschränkt. Bei den SNG-Analysen wurden insgesamt drei unterschiedliche Methanisierungstechnologien verglichen. Die katalytische Methanisierung zeigte dabei für alle betrachteten Fälle die niedrigsten Treibhausgas-Potenziale. Die Treibhauspotenziale zeigten sich auch bei der SNG-Produktion durch die vorgelagerte elektrolytische Wasserstoffproduktion bestimmt. Zwischen 67 % und 84 % des Treibhauspotenzial entfielen auf die Wasserstoffbereitstellung. Bemerkenswerte weitere Beiträge (15-32 %) zu dieser Umweltwirkung zeigte ansonsten nur noch die Kohlendioxid-Bereitstellung mittels DAC. Aufgrund des im Vergleich zur Kohlendioxid-Abscheidung mittels MEA deutlich höheren Energieeinsatzes für DAC resultieren diese höheren Umweltwirkungen. Auch in diesem Fall steht aber eine mögliche Kohlendioxid-Gutschrift demgegenüber. Bei der Verwendung von DAC wird das Kohlendioxid aus der Umgebungsluft abgeschieden und die DAC-Anlage kann eindeutig als Anlagenbestandteil der SNG-Anlage betrachtet werden. Dies ermöglicht die Anrechnung einer vollständigen Kohlendioxid-Gutschrift für die SNG-Herstellung. Bei der Kohlendioxid-Abscheidung mittels MEA wird hingegen die Kohlendioxid-Gutschrift häufig eher den vorgelagerten und Abgas emittierenden Prozessen und Technologien zugerechnet. Bei Wasserstoff, aus Strommix 2050 errechnete sich in den Analysen 53,1 gCO<sub>2äq</sub>/MJ bei Berücksichtigung der DAC-Anlage aber ohne Kohlendioxid-Gutschrift. Für die katalytische Methanisierung auf Basis von mittels Windstrom erzeugtem Wasserstoffs ergaben sich bei Berücksichtigung der DAC-Anlage aber ohne Kohlendioxid-Gutschrift 22,9 gCO<sub>2äq</sub>/MJ. Unter Berücksichtigung der vollständigen Kohlendioxidgutschrift wurden -3,9 gCO<sub>2äq</sub>/MJ bei Wasserstoff aus dem Strommix 2050 und -34,1 gCO<sub>2äq</sub>/MJ bei Wasserstoff aus dem Windstrom ermittelt.

Auch die Ergebnisse einer Studie von Liebich et al. [318], [319] haben aufgrund des Umfangs auf Deutschland, der untersuchten Varianten und Wirkungskategorien sowie der Aktualität eine hohe Relevanz. Zudem ist sie eine der wenigen Studien, die die Verflüssigung von SNG (L-SNG) mitberücksichtigt. In der Studie wurden 12 SNG-Produktionspfade verglichen. Außerdem wurden verschiedene geografische Gebiete (Deutschland, Saudi-Arabien und Marokko) sowie unterschiedliche Strom- und Kohlendioxidquellen und Transportoptionen berücksichtigt. Die Studie fand für eine rückwirkende Betrachtung des Jahres 2015 typischerweise die höchsten Beiträge der Stromerzeugung für die Wasserstoffproduktion zum Treibhauspotenzial [318], [319]. Für die retrospektive Betrachtung des Jahres 2015 reichen die Treibhauspotenziale von rund 10 gCO<sub>2äq</sub>/MJ bis über 300 gCO<sub>2äq</sub>/MJ. Der niedrigste Wert wird mit der deutschen Windenergie an Land als Stromquelle erreicht, während die höchsten Auswirkungen durch einen auf dem deutschen Strommix basierenden Pfad hervorgerufen werden. Im Vergleich zu einer fossilen Referenz (Erdgas inkl. Vorkette) mit einem Treibhauspotenzial von 63 gCO<sub>2äq</sub>/MJ entsprechen die Ergebnisse des besten Pfads im Jahr 2015 einer Reduktion von fast 85 %. Der Vergleich von per Pipeline transportiertem C-SNG mit L-SNG und dem Transport per Flüssigerdgas-Tanker ergab Vorteile für C-SNG. Berücksichtigt man die Methanemissionen während der Verflüssigung und Wiederverdampfung, so verursacht der Transport von L-SNG etwa 10 gCO<sub>2äq</sub>/MJ für den L-SNG-Weg. Die Verflüssigung und Wiederverdampfung muss nicht unbedingt als Bestandteil des L-SNG-Transports betrachtet werden. In der WtT-Studie des JRC [120] werden diese Prozessschritte als ein Konditionierungs- und Verteilungsschritt der L-SNG-Bereitstellung betrachtet. Darüber hinaus bestätigt die JRC-WtT-Studie [120] ein höheres Treibhauspotenzial für L-SNG im Vergleich zu C-SNG. Eine Abschätzung für das Jahr 2050 von Liebich et al. [318], [319] zeigt deutlich geringere Auswirkungen im Vergleich zur retrospektiven Abschätzung von 2015. Die berechneten voraussichtlichen Ergebnisse für das Treibhauspotenzial reichen von etwa 6 bis 17 gCO<sub>2äq</sub>/MJ, wobei

die meisten Pfade Ergebnisse im Bereich von 7 bis 15 gCO<sub>2äq</sub>/MJ aufweisen. Damit wäre eine Reduktion von 90 % gegenüber der fossilen Referenz möglich.

Die in der Ökobilanz von Liebich et al. [318], [319] ermittelten voraussichtlichen Treibhauspotenziale (6 bis 17 gCO<sub>2äq</sub>/MJ) liegen im gleichen Bereich wie die WtT-Werte in der Literaturübersicht von Naumann et al. [346] (s. Abbildung 93).

Bezogen auf die verschiedenen Lebenszyklusphasen weist der Anlagenbau (Elektrolyse, Kohlendioxid-Abscheidung und Methanisierungsanlage) geringere Beiträge zum Treibhauspotenzial auf als der Anlagenbetrieb [326], [327].

Liebich et al. [318], [319] bewerteten für die SNG-Produktion Umweltwirkungskategorien, die über das Treibhauspotenzial hinausgehen. Die für das Jahr 2050 berechneten Werte für das Versauerungspotenzial reichen von 0,075 bis 0,26 gSO<sub>2äq</sub>/MJ. Der Referenzwert für fossiles Erdgas liegt bei 0,032 gSO<sub>2äq</sub>/MJ. Somit liegt das niedrigste Versauerungspotenzial der strombasierten SNG-Produktion um 130 % höher als der fossile Referenzwert. Die Hauptbeiträge zu den Versauerungseffekten stammen von der für die Elektrolyse bereitgestellten Elektrizität, insbesondere von der Stahl-, Kupfer- und Aluminiumproduktion für die Kraftwerke und der Produktion von Verbrauchsmaterialien für Elektrolyseure. Die Werte für das Eutrophierungspotenzial schwanken zwischen 0,016 und 0,073 gPO<sub>4äq</sub>/MJ. Verglichen mit der fossilen Referenz sind diese Werte mindestens 900 % höher als bei Erdgas als Referenz. Die Hauptbeiträge zur Eutrophierung werden durch die Elektrizität für die Wasserstofferzeugung und für Pfade mit Kohlenstoffabscheidung aus dem mit Lignit befeuerten Kraftwerk durch den erforderlichen Energieeinsatz verursacht. Auch hier ist die Stahl-, Kupfer- und Aluminiumproduktion für die vorgelagerten Kraftwerke in erster Linie für das Eutrophierungspotenzial im Zusammenhang mit dem für die Elektrolyse verwendeten Strom verantwortlich. Für die SNG-Produktion im Jahr 2050 wurden Feinstaubwerte im Bereich von 0,06 bis 0,15 g/MJ berechnet. Im Vergleich zu Erdgas als Referenz sind diese Feinstaubbelastungen um 170 bis 580 % höher. Die höchsten Beiträge zu den Feinstaubbelastungen werden für die Stromerzeugung für die Elektrolyse, den Bau der Anlagen und den Transport per LNG-Tanker angegeben. [318], [319]

## HVO

Zu HVO lagen aus dem gegebenen Projektkontext keine nutzbaren Prozessdaten vor. Nachfolgende Angaben sind daher nur auf Ergebnisse ökologischer Analysen in der Literatur beschränkt.

Für die Herstellung von HVO können verschiedene Pflanzenöle verwendet werden. Diese Öle werden durch eine katalytische Reaktion unter Zugabe von Wasserstoff in Kohlenwasserstoffe umgewandelt [353]. Die Umweltwirkungen sind nicht für alle Pflanzenöle gleich und unterscheiden sich zum Teil erheblich. Eine LCA-Studie von Arvidson et al. [354] verglich die HVO aus Raps, Palmöl und Jatropha. Das GWP für die Produktion von HVO aus Palmöl erwies sich als das niedrigste. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass das GWP für HVO aus allen drei Rohstoffen deutlich niedriger ist als für Dieselkraftstoff auf fossiler Basis. Es zeigte sich auch, dass die mit dem Anbau der Pflanzen verbundenen Lachgasemissionen etwa die Hälfte der Treibhausgasemissionen verursachten und damit einen großen Teil der Umweltwirkungen ausmachen. Palmöl steht jedoch aus einer Reihe von Gründen, wie z. B. den von ihm verursachten Landnutzungsänderungen und den damit verbundenen THG-Emissionen, besonders in der Kritik und sollte daher nicht für die Herstellung von HVO in Betracht gezogen werden Bierkandt et al. [355]. Dies wurde auch in der obigen Diskussion über alternative Kraftstoffe auf Biomassebasis angesprochen.

In der Übersichtsstudie von Bierkandt et al. [355] wird für HVO und den deutschen Kontext auf der Grundlage der Literatur eine THG-Emissionsreduktion im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen festgestellt. In dieser Publikation wird HVO insgesamt als eine kurzfristig in moderaten Mengen verfügbare Beimischung betrachtet, die sich gut zur THG-Minderung eignet [355].

In der Übersichtsstudie von Naumann et al. [346] finden sich für HVO auf Altspeisefett/-öl Werte von 2,2-16 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. HVO auf Pflanzenöl zeigt mit 5-149 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ tendenziell höhere Umweltwirkungen. Darüber hinaus variiert der Wasserstoffeinsatz je nach eingesetztem Rohstoff zwischen etwa 28 und 42 kgWasserstoff/t HVO und damit auch die Umweltwirkungen, die durch die Wasserstoffversorgung entstehen. [346]

Der jüngste WtT-Bericht des JRC [120] vergleicht die WtT-Treibhausgasemissionen von HVO-Pfaden für Raps, Sonnenblumen, Soja, Palmöl und Altspeiseöl im europäischen Kontext. Die Bandbreite der in dem Bericht berechneten WtT-Treibhausgasemissionen ist groß. Die resultierenden Emissionen beginnen unter 10 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ und erreichen mehr als 80 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ, wenn keine Gutschriften berücksichtigt werden. Die Emissionen von Speiseöl liegen am unteren Ende der Spanne, während Sojabohnen ohne Berücksichtigung von Gutschriften tendenziell die höchsten Auswirkungen aufweisen. Werden Gutschriften berücksichtigt, liegen die Ergebnisse der meisten pflanzlichen HVO-Pfade in einem Bereich zwischen 40 und 60 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. Der erste Produktionsschritt dominiert eindeutig die Auswirkungen der pflanzlichen HVO-Pfade.

### **Strom als Kraftstoff**

Prozessdaten aus dem AP 3 lagen für Strom als Kraftstoff nicht direkt vor. Es wurden jedoch an das Projekt angrenzende und dafür verwertbare Arbeiten durchgeführt und die relevante wissenschaftliche Literatur gesichtet. Derweil es zahlreiche LCA-Studien zu Elektrofahrzeugen und deren Betrieb sowie zum Vergleich von Stromproduktionstechnologien gibt, wird Strom als Kraftstoff nur selten mit hohem Detailgrad ökologischen Analysen unterzogen. Die Bereitstellung von Strom als Kraftstoff wird in LCA-Studien zur Elektromobilität mehrfach als (nahezu) verlustfrei betrachtet. Strom als Kraftstoff zeigt sich gegenüber einigen Alternativkonzepten als weniger verlustbehaftet, dennoch sind Umweltwirkungen auch bei der Bereitstellung von Strom als Kraftstoff nicht zu vernachlässigen. Vernachlässigt wird z. B. zumeist, dass mit der Produktion der Ladeinfrastruktur Umweltwirkungen einhergehen. Weitere Effekte auf die Umweltwirkungen von Strom als Kraftstoff hat insbesondere die verwendete Stromquelle. Die Speicherbarkeit großer Strommengen ist gegenüber flüssigen und gasförmigen Energieträgern üblicherweise mittels Batteriespeichern auf kurze Zeiträume ausgelegt (Stunden bis wenige Tage). Im Rahmen sogenannter Power-to-Power-Konzepte wird Strom z. B. in Wasserstoff oder SNG umgewandelt, gespeichert und anschließend wieder rückverstromt. Hierbei sind die Wirkungsgrade der Umwandlungstechnologien zu betrachten. Gleiches gilt auch für die optionale Kurzzeitspeicherung, die verlustfrei ist. Wird der Strom über größere Distanzen transportiert gehen auch damit Verluste einher, die durch die Transportentfernungen und spezifischen Netzeigenschaften (Stromnetzebene und Umspannungen) bedingt sind.

Eine der wenigen detaillierter auf einen Teil der zuvor genannten Aspekte eingehenden LCA-Studien wurde von Bekel und Pauliuk [356] verfasst. In der Studie sind Analysen von Ladepunkten mit unterschiedlichen Ladeleistungen enthalten. Für das Laden wurde ein Wirkungsgrad von 90 % unterstellt. Die dort betrachtete Kette von der Stromproduktion auf Mittelspannungsebene, Transformationen, Transport mittels Hoch- und Mittelspannungsebene und Übergabe mittels



Ladegeräten weist einen Wirkungsgrad von 83,7 % des in Fahrzeugen nutzbarem gegenüber dem produzierten Strom aus. Die Ergebnisse der Studie zeigen auf, dass bei einem Bezug auf 1 km Fahrleistung mit einem Elektrofahrzeug und einem Szenario mit einem zu 100 % auf Erneubaren Energien basierendem Strommix rund 18 % des gesamten Treibhauspotenzialwertes auf die Stromversorgung und Ladeinfrastruktur entfallen.

Aus den Arbeiten des diesem Bericht zugrundeliegendem Projekts ging zudem die Veröffentlichung von Kabus et al. [357] hervor. Die Studie befasste sich mit den ökologischen Effekten von Wechsel- und Gleichstrom-Ladekonzepten für Elektrofahrzeuge. Die Besonderheit an der Studie ist der Fokus der Analyse auf die Bereitstellung des Stroms an die Fahrzeuge, ohne die Fahrzeuge mit einzubeziehen. Die Analysen der Studie sind konkret auf die von der Ladeinfrastruktur an Elektrofahrzeuge bereitgestellte und direkte nutzbare Kilowattstunde bezogen. Auch in der Studie wird für Ladepunkte ein Wirkungsgrad von 90 % angenommen. Zudem zeigt sich in dieser Studie die hohe Bedeutung der vorgelagerten Strombereitstellung, die im betrachteten Fall mit deutschem Netzstrom ca. 70 % des Treibhauspotenzialwerts für das Wechselstrom-Konzept und ca. 90 % bei dem Gleichstrom-Konzept ausmacht. Für Ladeinfrastruktur, Leistungselektronik und Gehäuse zusammen ergeben sich rund 80 gCO<sub>2äq.</sub>/kWh für das Gleichstrom-Konzept und knapp 270 gCO<sub>2äq.</sub>/kWh für das Wechselstromkonzept.

Diese Annahmen, von denen z. B. der Ladepunktwirkungsgrad von Kabus et al. [357] als konservativ eingeschätzt wurden, wurden in eine eigene LCA-Berechnung integriert. Dabei wurde die Ladeinfrastruktur nicht noch einmal komplett in der LCA-Software mitbilanziert, sondern die dafür in der Literatur ermittelten Werte nach Kabus et al. [357] als Aufschlag berechnet. Die Ergebnisse liegen im Bereich von 32,2 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ bei Nutzung von Windstrom und Gleichstrom-Ladeinfrastruktur und 104,8 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ bei der Nutzung des Strommix 2050 und Wechselstrom.

Aufgrund der Betrachtung des Jahres 2050 für LCA-Analysen in diesem Bereich und Annahmen in der Literatur zu steigenden Lade- und Stromverteiltwirkungsgraden [358], [359] wurde ergänzend eine Berechnung mit der Annahme eines Gesamtwirkungsgrads von 90 % im Jahr 2050 für die Kette von der Stromproduktion bis hin zu der Übergabe mittels Ladegerät durchgeführt. Unter diesen Annahmen können die die Ergebnisse leicht reduziert werden und liegen im Bereich von 31,5 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ bei Windstrom-Nutzung und Gleichstrom-Ladeinfrastruktur und 102,72 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ bei der Nutzung des Strommix 2050 und Wechselstrom.

Eine Illustration der Ergebnisse der zuvor beschriebenen eigenen LCA-Berechnungen, die bei der Ladeinfrastruktur in allen Fällen die Ergebnisse von Kabus et al. [357] berücksichtigen, sind in Abbildung 92 dargestellt.

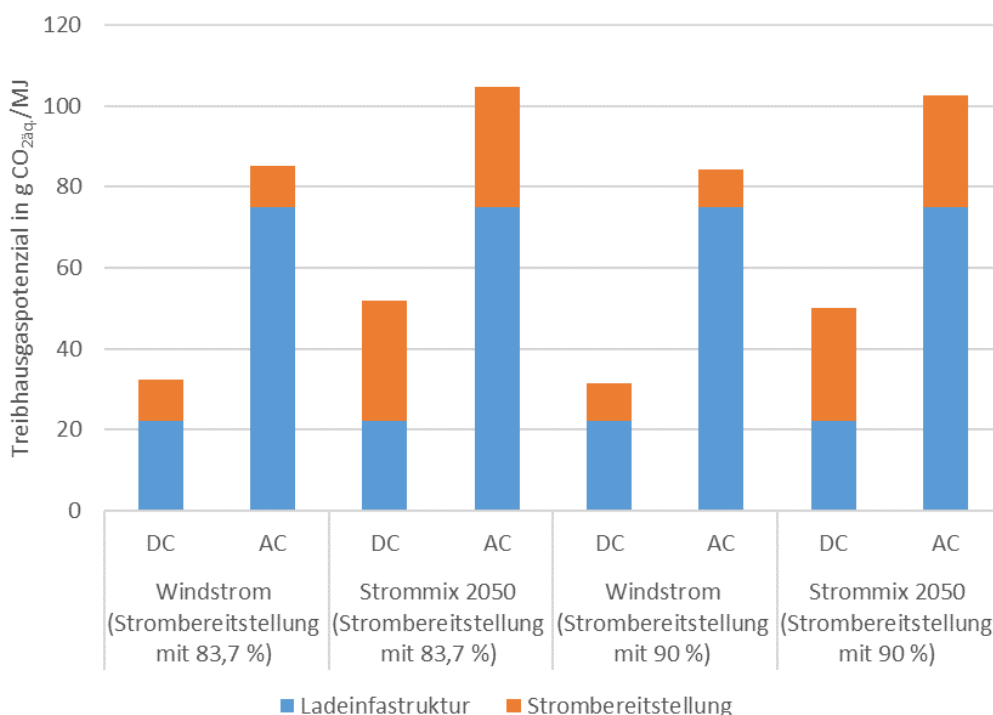


Abbildung 92: Strom als Kraftstoff – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Ladeinfrastrukturen (DC: Gleichstrom; AC: Wechselstrom) und Wirkungsgraden der Strombereitstellung pro MJ

Da die Ladeinfrastrukturen nicht komplett in der LCA abgebildet werden konnten und daher für das Treibhauspotenzial nur als bilanzielle Aufschläge wurden, kann keine Wirkungsanalyse zur quantitativen Bestimmung der weiteren Umweltwirkungen erfolgen. Entsprechend der für die weiteren Kraftstoffe festgestellten hohen Relevanz der Materialien Stahl, Kupfer und Aluminium für die Stromproduktion und -bereitstellung, ist auch für die weiteren Umweltwirkungen von Strom als Kraftstoff von nennenswerten Effekten auszugehen.

### Erkenntnisse aus räumlich differenzierten lebenszyklusorientierten Analysen

Dieser Abschnitt ist auch für Band II des vorliegenden Projekts [8] relevant und ist ähnlicher Form dort wiederzufinden. Im Vorfeld des Projektes und zur Erarbeitung dieses Aspekts für die Analysen in diesem Projekt wurde von Koj et al. [328] eine LCA-Studie mit räumlich differenzierten Analysen zum Betrieb von Elektrolyseuren an verschiedenen Standorten durchgeführt. Es wurde dabei ein Fokus auf den europäischen Kontext gelegt. Der Elektrolyse-Betrieb wurde räumlich-differenziert für drei verschiedene Länder (Österreich, Deutschland und Spanien) betrachtet. Als Eingangsstoff für den Betrieb der Elektrolyseure wurde der jeweilige landesspezifische Netzstrommix betrachtet und zudem auch die künftige Zusammensetzung projiziert und mittels LCA analysiert. Im Vergleich der drei Länder zeigte sich, dass die Wasserstoffproduktion mittels Wasserelektrolyse für die Analysejahre 2015 und 2035 in Österreich am umweltfreundlichsten betrieben werden kann. [328]

Eine während der Projektlaufzeit durchgeführte räumlich stärker-differenzierte lebenszyklusorientierte Analyse von Morgenthaler et al. [360], betrachtete die Herstellung synthetischen Erdgases (SNG). Im Fokus der Analyse stand die Ermittlung des für die Lebenszykluskostenrechnung (LCC) wichtigen Indikators der Gestehungskosten. Die Analyse bezog einen geoinformationsbasierten Ansatz zur Identifikation vielversprechender Standorte mit ein. Dort

wurden unterschiedliche Kapazitätsfaktoren, bedingt durch die verschiedenen lokalen Verfügbarkeiten von Wind- und Sonnenenergie, für 45 verschiedene Standorte auf NUTS 2 Ebene ermittelt. Darauf aufbauend wurde eine Auswahl von zwei besonders vielversprechenden Standorten zur direkten Einbindung lokaler Erneuerbarer Energien in die SNG-Produktion vorgenommen. Von den ursprünglich 45 Standorten wurden letztlich zwei ausgewählt, einer in den nördlichen Niederlanden und einer in Andalusien (Südspanien). [360]

Die räumlich-differenzierten lebenszyklusorientierten Analysen zeigten, dass es für die Produktion alternativer Kraftstoffe auch außerhalb Deutschlands interessante Standorte gibt. Ein Transport der Kraftstoffe nach Deutschland und speziell NRW erscheint vor diesem Hintergrund auch aus ökologischer und lebenszyklusorientierter Perspektive als Alternative. Im nachfolgenden Abschnitt wird neben wichtigen zusammenfassenden Erkenntnissen auch auf die ökologische Verträglichkeit des Kraftstoff-Transports eingegangen.

### **Übersicht zu den Umweltwirkungen der vielversprechenden Kraftstoffe**

Die wesentlichen zuvor beschriebenen Ergebnisse der ökologischen Analysen (LCA-Berechnungen und Literaturrecherche) werden nachfolgend zusammenfassend in Abbildung 93 illustriert. Die dargestellten Ergebnisse eigener LCA-Berechnungen beschreiben die Bandbreite zwischen der Nutzung von Wind (niedrigere Werte) und Strommix (höhere Werte) für das Jahr 2050. Es sind Ergebnisse für den jeweiligen Kraftstoff ohne Berücksichtigung der Kohlendioxid-Abscheidung und – Gutschriften dargestellt. Nicht in die Rechnungen für die verschiedenen Kraftstoffe einbezogen sind hier zudem Nebenprodukte (z. B. Wärme oder Wasser). Für diese Nebenprodukte wird eine Abgabe an die Umwelt ohne Umweltwirkungen, aber auch ohne Allokation bzw. Gutschriften betrachtet. Als Literaturwerte werden Treibhauspotenzial-Ergebnisse einer Übersichtsstudie von Naumann et al. [346] herangezogen, die 94 LCA- und Well-to-Tank-Publikationen zu bio- und strombasierten Kraftstoffen untersuchte. Die Ergebnisse von Abbildung 93 zeigen auf, dass die eigenen LCA-Berechnungen im Rahmen der Literaturwerte liegen. Häufig liegen die Angaben in der unteren Hälfte der Bandbreite der Literaturangaben. Dies ist auf die Betrachtung zukünftiger Gegebenheiten zurückzuführen. Die Höchstwerte der Literatur sind meist durch Betrachtungen von Varianten mit hohen Anteilen fossiler Energieträger bedingt. Die eigenen LCA-Berechnungen reichen nicht ganz an die niedrigsten Literaturwerte heran, da diese z.T. auch Well-to-Tank-Analysen stammen. Diese Analysen erfassen nicht den gleichen Umfang an lebenszyklusbezogenen Umweltwirkungen und führen daher häufig zu niedrigeren Ergebnissen. Der niedrigste Treibhauspotenzialwert der eigenen LCA-Berechnungen pro MJ wird mit der Wasserstoffherzeugung mittels PEM und Windstromnutzung erreicht. Es folgt Methanol, gefolgt von SNG mit geringfügigen höheren Wirkungen. Auch MtG kann im Fall des Einsatzes von Windstrom ein Treibhauspotenzial unterhalb von 20 gCO<sub>2äq</sub>/MJ erreichen. Fischer-Tropsch und DME liegen in dieser Reihenfolge nach den eigenen LCA-Berechnungen etwas oberhalb von 20 gCO<sub>2äq</sub>/MJ. Für HVO ist nur ein eingeschränkter Vergleich möglich, da für diesen Kraftstoff nur Literaturwerte vorliegen. HVO auf Basis von Altspeiseöl/-fett bewegt sich, basierend auf den beschriebenen Literaturangaben, auf einer gegenüber den weiteren alternativen Kraftstoffen konkurrenzfähigen Niveau des Treibhauspotenzials. Die Bandbreite der berechneten Werte für Strom als Kraftstoff ist relativ groß und die Gleichstrom-Ladeinfrastrukturen kombiniert mit Windstrom weisen innerhalb der Bandbreite die niedrigsten Umweltwirkungen auf. Bezogen auf MJ Kraftstoff reicht Strom als Kraftstoff bei minimalen errechnetem Treibhauspotenzial nicht an die niedrigsten Werte der alternativen Kraftstoffe heran. Es sei hier darauf hingewiesen, dass sich bei anderen als den

betrachteten LCA-Systemgrenzen, die Rangfolge und Vorteilhaftigkeit ändern kann. Würden z. B. die Fahrzeuge mitbetrachtet, bei Elektrofahrzeugen deren hohe Effizienz berücksichtigt und auf zurückgelegte Distanzen bilanziert, so könnte sich der bei der Kraftstoffproduktion und Bezug auf MJ festgestellte Nachteil gegenüber den alternativen Antriebsformen deutlich reduzieren. Gegenüber einer fossilen Referenz, wie z. B. dem Mittelwert für Benzin und Diesel ( $89 \text{ gCO}_{2\text{äq.}}/\text{MJ}$ ) nach Liebich et al. [318], [319] stellen sich die betrachteten alternativen Kraftstoffe bereits ohne Berücksichtigung potenzieller Allokationen/Gutschriften zumeist vorteilhaft dar. Die eigenen LCA-Berechnungen zeigen, dass die Reduktionen gegenüber der Referenz bei den alternativen Kraftstoffen und dem Einsatz von Windenergie besonders hoch ausfallen.

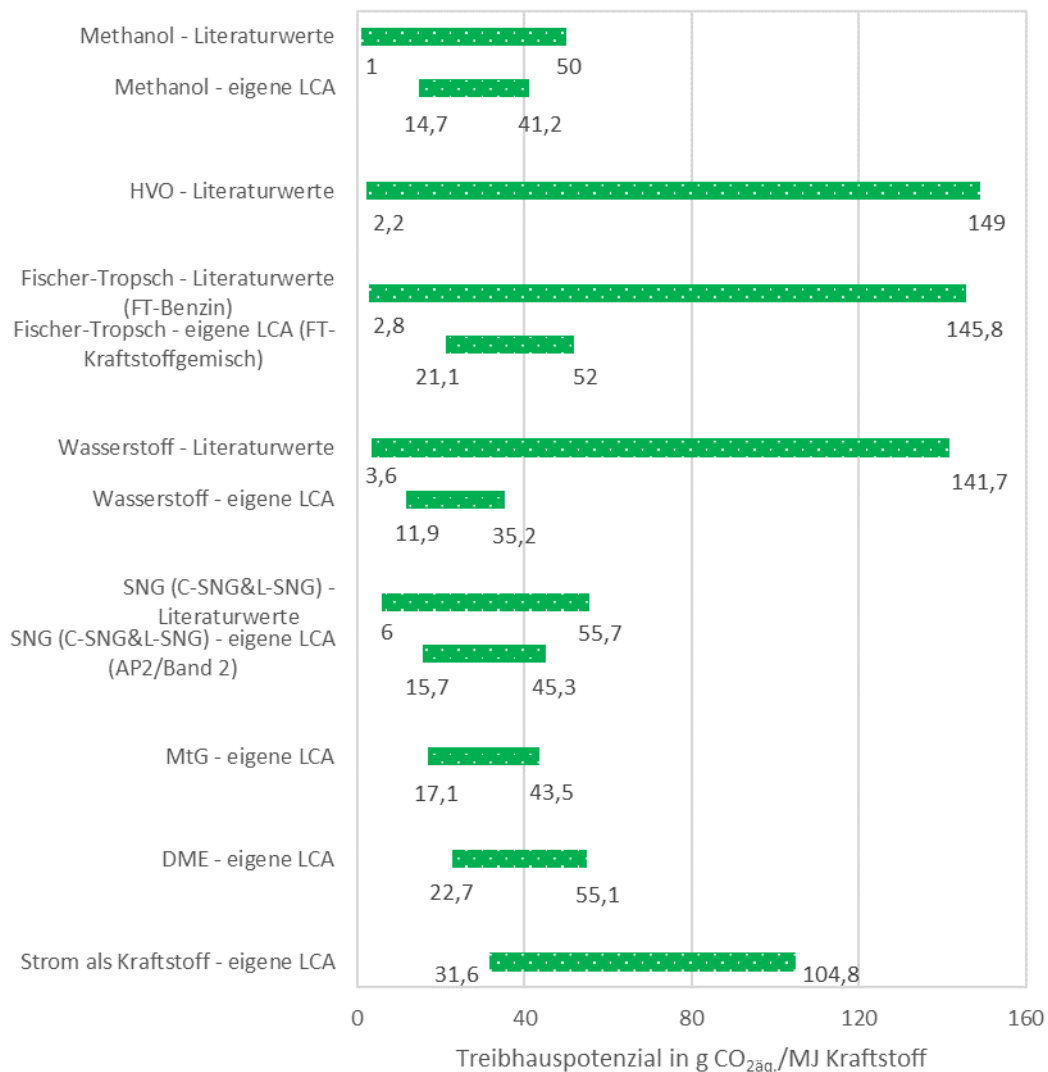


Abbildung 93: Vergleich des Treibhauspotenzials vielversprechender Kraftstoffe pro MJ (berechnete Werte eigener Analysen und Literaturwerte aus Naumann et al. [346])

Wird die Kohlendioxid-Abscheidung mitbetrachtet und eine Gutschrift verrechnet kann das Treibhauspotenzial, wie zuvor gezeigt wurde, bei einigen alternativen Kraftstoffen sogar negativ ausfallen. Die maximale Kohlendioxid-Gutschrift liegt bei den betrachteten Kraftstoffen typischerweise im Bereich von  $60\text{-}70 \text{ gCO}_{2\text{äq.}}/\text{MJ}$ . Das durch Kohlendioxid-Abscheidung mit MEA hervorgerufene

Treibhauspotenzial beläuft sich bei den vorgenommenen Analysen auf weniger als 2 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. Wie erwähnt ist vollständige Anrechnung der Gutschrift auf den Kraftstoffprozess bei diesem Abscheideverfahren aber eher unüblich. Bei DAC kann im Falle einer Integration einer DAC-Anlage in die Kraftstoffproduktion eine vollständige Kohlendioxid-Gutschrift anfallen. Der Energieaufwand für DAC ist jedoch deutlich höher. Beispielsweise wurden für die Analysen zu SNG im Band II der Berichte zu diesem Projekt [8] für die SNG-Produktion mehr als 7 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ errechnet, die durch den Bau einer DAC-Anlage und ihren Betrieb hervorgerufen werden. Es sei hier ergänzend zu gegebenen LCA-Analysen darauf hingewiesen, dass sich bei einer über die reine Kraftstoffproduktion hinausgehenden ökologischen Betrachtung, weitere Umweltwirkungen ergeben und veränderte Vorteilhaftigkeiten erfolgen können. Wird z. B. der Fahrzeugbetrieb mit einbezogen, würden sich für die kohlenstoffhaltigen Kraftstoffe wiederum THG-Emissionen ergeben. Das Thema der Kohlendioxid-Abscheidung und -Gutschrift betrifft Wasserstoff nicht. Für die Elektrolysereaktionen ist kein Kohlenstoff notwendig.

Neben dem Treibhauspotenzial sind für alternative Kraftstoffe auch möglichst niedrige Umweltbelastungen in anderen Wirkungskategorien wünschenswert. Wie zuvor mehrfach erwähnt, ist insbesondere die vorgelagerte Stromerzeugung für viele Umweltwirkungskategorien bei den betrachteten alternativen Kraftstoffen von hoher Relevanz. Diese Bedeutsamkeit der Stromproduktion verdeutlicht auch Abbildung 94. In dem Diagramm ist eine Dominanzanalyse mehrerer Umweltwirkungskategorien für die Mediane aller in der Studie von Liebich et al. [318], [319] betrachteten strombasierten Kraftstoffpfade und das Jahr 2050 dargestellt.

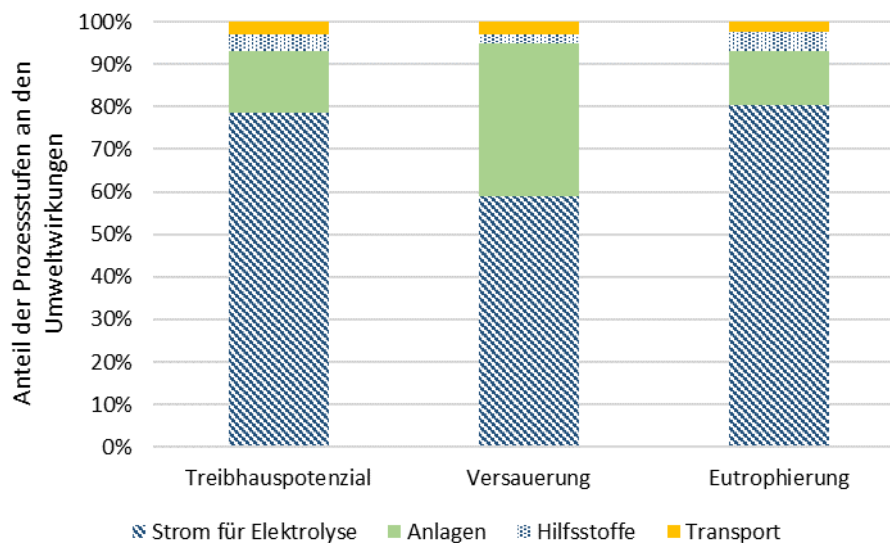


Abbildung 94: Dominanzanalyse für Mediane über alle strombasierten Kraftstoffversorgungspfade 2050 und ausgewählte Umweltwirkungskategorien (Angaben aus Liebich et al. [318], [319]).

Der Strom für die Elektrolyse weist mit knapp 60 % bis 80 % die größten Anteile auf. Der Beitrag der Anlagen zur Kraftstoffproduktion liegt je nach Kraftstoff zwischen einem Achtel und einem Drittel. Wie zuvor beschrieben verursachen einige Materialien, die für den Bau dieser Anlagen verwendet werden, (Stahl, Kupfer, Aluminium, Zement etc.) die meisten dieser Umweltauswirkungen. Transport und Verteilung, einschließlich direkter Emissionen und der erforderlichen Infrastruktur (Pipelines, Schiffe usw.), trägt mit weniger als 10 % zu den verschiedenen Umweltauswirkungskategorien bei. Die Werkstoffe Stahl, Aluminium und Kupfer sind wiederum für den größten Teil der Auswirkungen der

Verkehrs-/Transportinfrastrukturen verantwortlich. Die Beiträge von Hilfsstoffen zu den Umweltauswirkungen sind in der Regel noch geringer und liegen zwischen 1 und 5 % der Auswirkungen pro Kategorie. Bei diesen Stoffen handelt es sich um Hilfsstoffe für den Einsatz in Synthese- und Trennanlagen, wie Katalysatoren, Waschflüssigkeiten und Adsorbentmaterialien.

## 5.5 Diskussion

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der letzten Abschnitte diskutiert und bewertet. Zunächst werden die ermittelten Kosten-Intervalle für Kraftstoffe diskutiert. Anschließend wird die Anwendung der unterschiedlichen Antriebstechnologien im Straßenverkehr, in der Binnenschifffahrt, im Schienenverkehr und im Luftverkehr diskutiert und mit bereits verfügbaren Fahrzeugen verglichen. Anschließend werden die Ergebnisse der Untersuchungen der Umweltwirkungen diskutiert.

### 5.5.1 Kosten

Die extrahierten Kostenintervalle für strombasierte Energieträger, welche im Verkehrssektor eingesetzt werden können, weisen große Unterschiede auf. Dies resultiert aus stark standortabhängigen Rahmenbedingungen, wie den erreichbaren Volllaststunden, den Kosten für den Netzanschluss und Kapital, Verfügbarkeit und Kosten von CO<sub>2</sub> als Rohstoff, Transportkosten sowie der Möglichkeit zur Nutzung von bereits installierter Transportinfrastruktur. Hinzu kommen Kostenunsicherheiten bezüglich zentraler Anlagen, wie Elektrolyseuren, der Fischer-Tropsch-Synthese und Technologien zur Abscheidung von CO<sub>2</sub>, die teilweise einzeln oder in Kombination einen geringen Technologiereifegrad aufweisen. Hierzu sind weitere Demonstration und Betrieb von Anlagen notwendig, um Effizienzen und Skaleneffekte fundierter angeben zu können.

Die ermittelten Kostenintervalle zeigen, dass eine wirtschaftliche Wettbewerbsfähigkeit im Vergleich zu fossilen Alternativen bis zum Jahr 2050 möglich ist, wenn diese günstigen Rahmenbedingungen unterliegen. Für Referenzfälle ist bis zum Jahr 2030 jedoch noch keine Wettbewerbsfähigkeit zu erreichen. Hiervon ausgenommen sind Biokraftstoffe, welche zum aktuellen Zeitpunkt im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen die wirtschaftlichste Lösung zur Dekarbonisierung darstellen. Die aktuelle Studienlandschaft zeigt, dass unter dem Gesichtspunkt der Gesteungskosten die Produktion von Wasserstoff durch den Wegfall von CO<sub>2</sub> in der Prozesskette, wirtschaftliche Vorteile aufweist. Bezogen auf das Jahr 2050 resultiert ein Gesteungskostenintervall für gasförmigen Wasserstoff von 3,6 - 17,7 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub>. Die entsprechenden Gesteungskostenintervalle für gasförmiges SNG resultieren in 5,7 - 29,3 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> und für Fischer-Tropsch-Kraftstoffe in 5,4 - 33,1 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub>. Die unteren Kostenintervallgrenzen lassen auf eine Wettbewerbsfähigkeit zu konventionellen Energieträgern schließen, sind jedoch teilweise an sehr optimistische Annahmen geknüpft. Die oberen Intervallgrenzen zeigen allerdings auch die hohen Kosten bei Eintreten pessimistischer Rahmenbedingungen. Die Spreizung der Gesteungskostenintervalle, welche jeweils die Differenz der Intervallgrenzen angeben, beträgt für das Jahr 2030 für H<sub>2</sub> 16,8 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub>, für SNG 31,2 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> und für Fischer-Tropsch-Kraftstoffe 34,5 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub>. Die Intervalle verkleinern sich für das Jahr 2050 auf 14,1 €/kWh<sub>GH<sub>2</sub>,LHV</sub>, 23,6 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> und 27,7 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub>. Die höheren oberen Intervallgrenzen von SNG und Fischer-Tropsch-Kraftstoffen



sind auf die längeren Prozessketten und auf die Gewinnung von CO<sub>2</sub> als Rohstoff zurückzuführen. Entsprechend des höheren Anteils von Kohlenstoff in Fischer-Tropsch-Kraftstoffen im Vergleich zu SNG, fällt dieser Effekt hier stärker ins Gewicht. Die höheren Investitionskosten für Technologiepfade mit längeren Prozessketten, machen sich besonders in Regionen für die hohe Kapitalkosten veranschlagt werden bemerkbar. Gleichzeitig sind besonders Fischer-Tropsch-Kraftstoffe und SNG im Transport günstiger als verflüssigter Wasserstoff und weisen in der Handhabung signifikante Vorteile auf.

In diesem Bericht wurden für die im Fokus stehende Exportregion Marokko Transportkosten für die drei betrachteten Energieträger für das Jahr 2030 extrahiert. Für flüssigen Wasserstoff per Schiff werden die Transportkosten zwischen 1,05 - 20,0 €/kWh<sub>LH2,LHV</sub> angegeben. Das Kostenintervall für gasförmigen Pipelinetransport liegt zwischen 2,9-11,2 €/kWh<sub>GH2,LHV</sub>. Beide Technologiepfade zeigen hohe Unsicherheiten bezüglich der Kosten und sind weiter zu erforschen. Weiterhin deutet sich an, dass für den Import von Wasserstoff von EU-Nachbarstaaten oder innerhalb der EU ein gasförmiger Transport per Pipeline die wirtschaftlichere Option als der flüssige Transport per Schiff darstellt. Der Pipelinetransport von Wasserstoff weist zudem ein höheres TRL auf und ist insbesondere bei großen Transportmengen wirtschaftlicher und industriell erprobt. Die entsprechenden Transportkostenintervalle für verflüssigtes SNG per Schiff liegen bei 0,16 - 2,1 €/kWh<sub>LSNG,LHV</sub> und für gasförmiges SNG per Pipelinetransport bei 2,53 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub>. Das Transportkostenintervall für den Transport von Fischer-Tropsch-Kraftstoffe per Schiff liegt bei 0,02 - 0,13 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub> und zeigt den Transportkostenvorteil gegenüber dem Transport von SNG. Dieser Vorteil bezieht sich sowohl auf die Höhe der Kosten selbst als auch auf deren geringere Unsicherheit in der Vorhersage und wird ab einer bestimmten Transportdistanz, wie z. B. für einen Import aus Südamerika oder Australien, als ausschlaggebend für die PtL-Kraftstoffherstellung und gegen den Transport von verflüssigtem Wasserstoff gewertet. [246]

Die extrahierten Intervalle der gasförmigen bzw. flüssigen Grenzübergangskosten resultieren für das Jahr 2050 in 5,3 €/kWh<sub>GH2,LHV</sub> - 11,8 €/kWh<sub>LH2,LHV</sub> für Wasserstoff, 8,0 - 14,0 €/kWh<sub>GSNG,LHV</sub> für importiertes SNG und 8,0 - 28,1 €/kWh<sub>FT-SC,LHV</sub> für PtL-Kraftstoffe, welche via Fischer-Tropsch-Verfahren hergestellt werden. Für die drei betrachteten Energieträger sind unter günstigen Rahmenbedingungen langfristig wirtschaftlich konkurrenzfähige Grenzübergangspreise zu erzielen.

Neben PtL-Kraftstoffen, welche über das Fischer-Tropsch-Verfahren hergestellt werden, kommen auch Methanol und Ammoniak als günstige Energieträger für längere Transportrouten in Betracht. [246], [248], [252], [253] Methanol weist einen niedrigeren Anteil an Kohlenstoff als SNG und Fischer-Tropsch-Kraftstoffe auf und ist entsprechend robuster gegenüber variablen CO<sub>2</sub>-Kosten. Die ungefähr halb so hohe Energiedichte von Methanol im Vergleich zu Fischer-Tropsch Kraftstoffen hat allerdings auch den Nachteil, dass bei Schiffstransport nur die Hälfte der Energiemenge pro Schiff transportiert werden kann. Ähnlich wie bei Wasserstoff, wirkt sich auch bei Ammoniak der vollständige Wegfall von CO<sub>2</sub> in der Prozesskette positiv auf die Gesteungskosten aus. Die Gesteungskostenintervalle für Methanol betragen 7,0 - 38,2 €/kWh<sub>CH3OH,LHV</sub> für 2030 und 6,0 - 30,0 €/kWh<sub>CH3OH,LHV</sub> für 2050. Das entsprechende Intervall für die Grenzübergangspreise betragen 6,7 - 28 €/kWh<sub>CH3OH,LHV</sub> für 2030. Das Gesteungskostenintervall für Ammoniak beträgt 6,2 - 12,9 €/kWh<sub>NH3,LHV</sub> für 2030 und 5,5 - 11,8 €/kWh<sub>NH3,LHV</sub> für 2050. Das Intervall der Grenzübergangspreise für 2030 beträgt 12,4 - 16,5 €/kWh<sub>NH3,LHV</sub>. Die beiden Energieträger Methanol und Ammoniak wurden in diesem

Bericht nicht in einem äquivalenten Detaillierungsgrad, wie H<sub>2</sub>, SNG und Fischer-Tropsch-Kraftstoffe untersucht. Für einen tiefergehenden Vergleich besteht weiterer Forschungsbedarf.

### 5.5.2 Straßenverkehr

C-SNG und L-SNG sind aufgrund der geringen Produktgestehungskosten und dem bereits vorhandenen Marktanteil vielversprechende Kraftstoffe. LNG LKW werden beispielsweise bereits von Volvo und Scania vertrieben. Volvo verwendet dabei HDPI Dieselmotoren im Dual-Fuel Betrieb mit 5-10 % Dieselanteil und Scania Gasmotoren. [361], [362] Der Vorteil der Dual-Fuel Motoren ist der höhere Wirkungsgrad. Wirkungsgrade von Gasmotoren liegen hingegen im Bereich 75-85 % bzw. maximal 90-95 % im Vergleich zu konventionellen Dieselmotoren [303]. Ein Nachteil der gasbetriebenen Dieselmotoren sind höhere Emissionen (vgl. HBEFA 4.1 [71] und Otten et al. [302]). Im Dual-Fuel Betrieb der Dieselmotoren mit Methanol sinken die NO<sub>x</sub>, PM und Ruß-Emissionen im Vergleich zum Betrieb mit Diesel, während die Kohlenwasserstoff-Emissionen ansteigen [277]. Methanol hat im Vergleich zu den anderen strombasierten flüssigen Kraftstoffen auch niedrige Gestehungskosten. Reines Methanol wird bereits im Rennsport eingesetzt [277]. Kramer et al. [265] bewerten Methanol des Weiteren als möglichen zukünftigen Kraftstoff für Ottomotoren. Ähnlich wie Erdgas wird Methanol bereits in Dieselmotoren im Dual-Fuel Betrieb verwendet.

Dual-Fuel-Antriebe mit Methanol-Diesel-Mischungen wurden bereits im Straßenverkehr und in der Schifffahrt eingesetzt. Beispielsweise fährt die methanol-betriebene Fähre Stena Germanica [363] zwischen Kiel und Göteborg. Nach Zhai [364] ist der Einsatz von Methanol in schweren Nutzfahrzeugen Teil des 2012 gestarteten Methanol-Pilot-Programms in China. Die beiden Hersteller China National Heavy Duty Truck Group Corp., Ltd. und Shaanxi Heavy-duty Automobile Group Co., Ltd. [365] produzieren bereits schwere Nutzfahrzeuge mit Methanol-Diesel-Dual-Fuel Motoren. Die Europäische Kommission bewertet den Einsatz von Methanol in Dieselmotoren hingegen als unerforscht [273].

In diesem Bericht wurden PKW, leichte Nutzfahrzeuge, und Krafträder als Fahrzeuge mit geringeren täglich zurückgelegten Distanzen identifiziert. Bei diesen Fahrzeugklassen sind große Reduktionen durch den Einsatz von batterie-elektrischen Antrieben möglich. Busse und LKW ohne Anhänger wurden als Fahrzeugklassen mit mittleren zurückgelegten täglichen Distanzen und entsprechend mittlerem Reichweitenbedarf identifiziert. Deshalb ist der Einsatz von batterie-elektrischen Antrieben in diesen Klassen grundsätzlich sinnvoll. Hier ist allerdings zu beachten, dass die höhere Fahrzeugmasse dieser Fahrzeuge zu einem höheren Energiebedarf führt, welche Batterien aufgrund ihrer niedrigen Energiedichte wieder benachteiligt. Eine weitere Technologie ist der Einsatz von Oberleitungen im schweren Nutzverkehr. Die Kosten dieser Technologie sind allerdings stark abhängig von der Länge der mit Oberleitung ausgestatteten Straßenabschnitte, dem Verkehrsvolumen und dem Anteil am Verkehrsvolumen welcher diese Technologie nutzt [366]. Deshalb wurde diese Technologie nicht im Rahmen der in diesem Kapitel entwickelten und angewendeten Methodik untersucht und bewertet. Eine räumliche Analyse ist notwendig. Diese wurde separat durchgeführt und in Environment Internal veröffentlicht [367]. Die Schlussfolgerungen dieser Veröffentlichung sind, dass der Einsatz von Oberleitungen im schweren Nutzverkehr im Vergleich zu anderen alternativen Antriebssystemen mehr technische als auch wirtschaftliche Unsicherheiten zur Folge hat. In Folge wird diese Option in diesem Bericht nicht weiter berücksichtigt. Details können in Breuer et al.[367] nachgelesen werden.

Wie bereits einleitend erläutert, ist der Einsatz von Erdgas generell vielversprechend. Gasmotoren eignen sich zum Einsatz in den Fahrzeugklassen mit niedrigem bis mittlerem Reichweitenbedarf. Hierzu gehören PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse und LKW ohne Anhänger. Bei den Fahrzeugklassen PKW und leichte Nutzfahrzeuge ist der Einsatz von Hybridkonzepten aufgrund des höheren Energiebedarfs bei Einsatz eines Gasmotors sinnvoll. Für Fahrzeuge mit höheren täglich zurückgelegten Reichweiten ist hingegen der Einsatz von Dual-Fuel-Dieselmotoren mit LNG aufgrund des höheren Wirkungsgrades des Antriebs und der höheren Energiedichte von flüssigem Methan sinnvoll. Hierzu zählen die Fahrzeugklassen Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhänger. Der Einsatz des brennstoffzellen-elektrischen Antriebs ist generell in allen Fahrzeugklassen, mit Ausnahme der Krafträder, sinnvoll. Bei schwereren Fahrzeugen mit höheren täglichen Reichweiten ist die geringe volumetrische Energiedichte ein Nachteil. Die hohe gravimetrische Energiedichte und die, im Vergleich zum Verbrennungsmotor, höhere Effizienz des brennstoffzellen-elektrischen Antriebs ist hingegen vorteilhaft.

Peters et al. [368] haben in ihrem Review unterschiedliche Antriebssysteme für schwere Nutzfahrzeuge untersucht und bewertet. Die von Peters et al. [368] untersuchten Energieträger und Antriebssysteme, welche dieselähnliche flüssige Kraftstoffe, Wasserstoff, Erdgas, DME und Oberleitungen beinhalten, passen zu den Ergebnissen des vorliegenden Berichts.

### 5.5.3 Binnenschifffahrt

Seit Januar 2020 gilt die europäische Richtlinie EURO V Richtlinie [369] für alle Motoren über 300 kW in der Binnenschifffahrt. Mit dieser hat sich beispielsweise der Grenzwert für NO<sub>x</sub>-Emissionen von 6 auf 1,8 g/kWh verändert. Um diese neue Richtlinie zu erfüllen können Abgasnachbehandlungstechnologien oder alternative Energieträger eingesetzt werden [370]. Unter den in diesem Kapitel untersuchten Drop-In Kraftstoffen ist der Einsatz von synthetischem FT-Diesel am vielversprechendsten. Der Einsatz von FT-Diesel erfüllt ohne den Einsatz von Abgasnachbehandlungstechnologien allerdings nicht die EURO V Richtlinie. Das gleiche gilt für Schiffe, welche mit Dual-Fuel LNG Antrieben ausgestattet sind [302]. Ausschließlich CNG/LNG Schiffe mit gasbetriebem Ottomotor halten die neue Norm ohne zusätzliche Abgasnachbehandlung ein [302]. Neben diesen ist auch der Einsatz von brennstoffzellen- oder batterieelektrischen Antrieben aufgrund der hohen Wirkungsgrade vorteilhaft (vgl. Abbildung 85). Nachteile dieser Antriebssysteme sind allerdings die geringen volumetrischen Energiedichten von Wasserstoff und Batterien sowie die geringe gravimetrische Energiedichte von Batterien (vgl. Abbildung 95). Unter der Annahme, dass die für den Personenverkehr in der Binnenschifffahrt auch geringe Reichweiten ausreichend sind, ist der Einsatz von batterie-elektrischen Antriebssystemen in diesen grundsätzlich möglich und vorteilhaft. Hierzu zählen Kabinenschiffe, Fähren, Tagesausflugsschiffe und kleinere Boote. Die Reduktionen des Energiebedarfs bei Einsatz von batterie-elektrischen Antrieben sind in bei diesen Klassen auch am größten (vgl. Abbildung 85). Eine tiefere Analyse der notwendigen Reichweiten dieser Klassen wurde allerdings nicht durchgeführt.

Der Einsatz von batterie-elektrischen Antrieben im Frachtverkehr in der Binnenschifffahrt ist hingegen aufgrund höherer notwendiger Reichweiten, geringeren Reduzierungen bezüglich des konventionellen Betriebes und der geringen Energiedichte von Batterien grundsätzlich nicht vorteilhaft. Der Einsatz von

brennstoffzellen-elektrischen Antrieben ermöglicht mittlere Reduktionen beim Energiebedarf. Ein weiterer Vorteil ist die hohe gravimetrische Energiedichte von Wasserstoff und folgend keine bzw. eine geringere Beeinträchtigung der maximalen Zuladung der Schiffe. Die geringere volumetrische Energiedichte von Wasserstoff kann eine Herausforderung für Schiffe mit hohen täglichen zurückgelegten Strecken sein. Hierzu gehören Gütermotorschiffe und Tankermotorschiffe (vgl. Abbildung 73).

Die auf dem Markt verfügbaren Technologien bestätigen die Analyse in diesem Abschnitt und werden im Folgenden erläutert. In Deutschland werden im Personenverkehr der elektrische Tageskreuzer St. Nicholas (50 kW) auf dem Rursee und die elektrische Fähre Sankta Maria II (80 kW) auf der Mosel betrieben [371]. Die maximale Zahl an Passagieren beträgt bei beiden Schiffen 250. Zero Emission Services B.V. [372] kündigte in einer Pressemitteilung an, ein Gütermotorschiff der Heineken-Brauerei auf einen elektrischen Antriebsstrang umzurüsten. Als Energiespeicher sollen die von Zero Emission Services B.V. [372] entwickelten wechselbare Batteriecontainer verwendet werden. Das elektrische Güterschiff soll zukünftig auf der circa 60 km langen Route Zoeterwoude-Alpherium-Moerdijk verkehren. Basierend auf den in diesem Kapitel durchgeführten Analysen wäre diese Reichweite nur für einen sehr kleinen Anteil der Binnenschiffahrtsflotte ausreichend. Auch Kasten et al. [373] kommen zum Schluss, dass batterie-elektrische Binnenschiffe aufgrund der geringen Energiedichte und des daraus hohen Batteriegewichts kaum in der Binnenschiffahrt eingesetzt werden.

LNG Antriebe sind hingegen bereits eine etablierte Technologie. In Deutschland werden Die LNG-Gütermotorschiffe TMS Ecotank III, Ex-TMS Green Rhine und Eiger bereits auf dem Rhein eingesetzt [371]. In Norwegen sind fünf LNG-Fähren des Typs Fjord1 seit 2007 in Betrieb [374]. Des Weiteren stufen Bauen et al. [273] die LNG-Technologie für den Schiffsverkehr als kommerziell ein. Im Personenverkehr werden beispielsweise das LNG-Speed Boot Francisco in Südamerika und die Kreuzfahrtfähren MS Stavangerfjord and MS Bergenfjord zwischen Norwegen und Dänemark eingesetzt [374]. Nach Bauen et al. [273] sind in der EU bereits über 50 LNG-Schiffe in Betrieb und 45 im Bau. Für LNG-Schubboote existiert bisher nur die Designstudie von Rolls-Royce und dem kanadischen Schiffsdesigner Robert Allan [375]. Fossiles Erdgas wird in vielen Studien als vielversprechende, aber temporäre Alternative für die Binnenschiffahrt bewertet [7]. Das fossile Erdgas kann zukünftig durch biomasse- oder strombasiertes Erdgas ersetzt werden [376].

Zerta et al. [294] geben in ihrer Veröffentlichung einen Überblick über bereits existierende brennstoffzellen-betriebene Schiffe. Die meisten brennstoffzellen-elektrischen Schiffe sind kleine Schiffe oder Sportboote mit Motoren mit Leistungen von 4-50 kW. Es existiert allerdings auch eine Fähre und ein Schubboot mit einer Motorleistung von 2-200 kW. Prototypen, Pilotprojekte und Demonstrationsschiffe existieren im Bereich 1-2 1.000 kW, wobei es sich bei diesen Schiffen hauptsächlich um Passagier-Binnenschiffe, Fähren oder kleine Schiffe handelt. Schiffe mit brennstoffzellen-elektrischen Antrieben bis zu 10.000 kW werden bisher ausschließlich in theoretischen Studien untersucht. [294] 70 % der Schubboote der deutschen Binnenflotte haben Motorleistungen von 362 kW oder niedriger. [77] Dieser Anteil könnte entsprechend mit brennstoffzellen-elektrischen Schubbooten mit 2-200 kW Motorleistung betrieben werden.

In der Machbarkeitsstudie des Projekts *MariGreen project* [377] wird Wasserstoff als vielversprechender Energieträger für die Binnenschiffahrt bewertet. Dieser soll nach *MariGreen project* [377] in Verbrennungsmotoren im Frachtverkehr und in Brennstoffzellen im Personenverkehr eingesetzt werden. Neuere Studien, wie beispielsweise jene von Zerta et al. [294] empfehlen den

Einsatz von Brennstoffzellen in allen Schiffsklassen. Des Weiteren hat sich die Initiative *Rhine Hydrogen Integration Network of Excellence* (RH<sub>2</sub>INE) das Ziel gesetzt, bis 2024 10 wasserstoffbetriebene Binnenschiffe zwischen Rotterdam und Duisburg zu betreiben [378].

Abschließend muss noch die Umrüstung der Fähre Stena Germanica auf Methanol-Dual-Fuel-Betrieb mit Marinegasöl als Pilotbrennstoff erwähnt werden [363]. Wie bereits weiter oben erläutert, ist Methanol ein vielversprechender Energieträger und kann in Dieselmotoren im Dual-Fuel Betrieb eingesetzt werden.

#### 5.5.4 Heizwert von Energieträgern

Die erreichbare Reichweite von Fahrzeugen hängt primär von deren *Tank-to-Wheel* (TtW) Wirkungsgrad, der Energiedichte des Kraftstoffs bzw. Energieträgers und des Betriebsverhaltens des Fahrzeuges ab. Der Wirkungsgrad ist wiederum abhängig von der Motorlast. Die Abhängigkeit variiert stark für die unterschiedlichen Antriebssysteme. In diesem Abschnitt wird die gravimetrische und volumetrische Energiedichte unterschiedlicher Energieträger erläutert und diskutiert. Der TtW Wirkungsgrad wird gesondert für Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Luftverkehr in einzelnen Abschnitten diskutiert. Abbildung 95 zeigt den gravimetrischen und volumetrischen unteren Heizwert unterschiedlicher Energieträger. Auffallend ist die Überlegenheit der flüssigen Energieträger bezüglich der volumetrischen Energiedichte. Wasserstoff hat hingegen mit 120 MJ/kg die höchste gravimetrische Energiedichte. Schweröl (HFO), Kerosin, (Jet A-1) und Diesel haben mit 39–43 GJ/m<sup>3</sup>, 33–36 GJ/m<sup>3</sup>, und 36 GJ/m<sup>3</sup> die höchsten volumetrischen Energiedichten. Es folgen die flüssigen Energieträger Biodiesel, FT-Diesel, MtG-Benzin, LPG, Oktanol und Butanol mit volumetrischen Energiedichten im Bereich 25–34 GJ/m<sup>3</sup> sowie LNG, OME<sub>x</sub>, DME, Benzin E85, Ethanol und Methanol mit volumetrischen Energiedichten im Bereich 16–23 GJ/m<sup>3</sup>. Methanol weist unter den flüssigen Energieträgern mit 16 GJ/m<sup>3</sup> die geringste volumetrische Energiedichte auf. OME<sub>3-5</sub> hat zwar eine höhere volumetrische Energiedichte im Vergleich zu Methanol, weist aber mit 19 MJ/kg die geringste gravimetrische Energiedichte unter den flüssigen Energieträgern auf. Die volumetrische Energiedichte variiert zwischen gasförmigen Wasserstoff bei Umgebungsdruck mit 10 MJ/m<sup>3</sup> bis zu 8 GJ/m<sup>3</sup> für flüssigen Wasserstoff. Ähnlich verhält es sich mit Methan bzw. Erdgas (CNG/LNG). Hier liegen die volumetrischen Energiedichten im gasförmigen Zustand, je nach Druck, bei 37 MJ/m<sup>3</sup>-9 GJ/m<sup>3</sup>. Die volumetrische Energiedichte von flüssigem Erdgas bzw. flüssigem Methan ist hingegen, wie bereits erwähnt, mit 21,1 GJ/m<sup>3</sup> deutlich größer. Die Batterien bewegen sich mit volumetrischen Energiedichten von 3-5 GJ/m<sup>3</sup> und gravimetrischen Energiedichten von 0,94-1,71 MJ/kg eher im unteren Bereich.

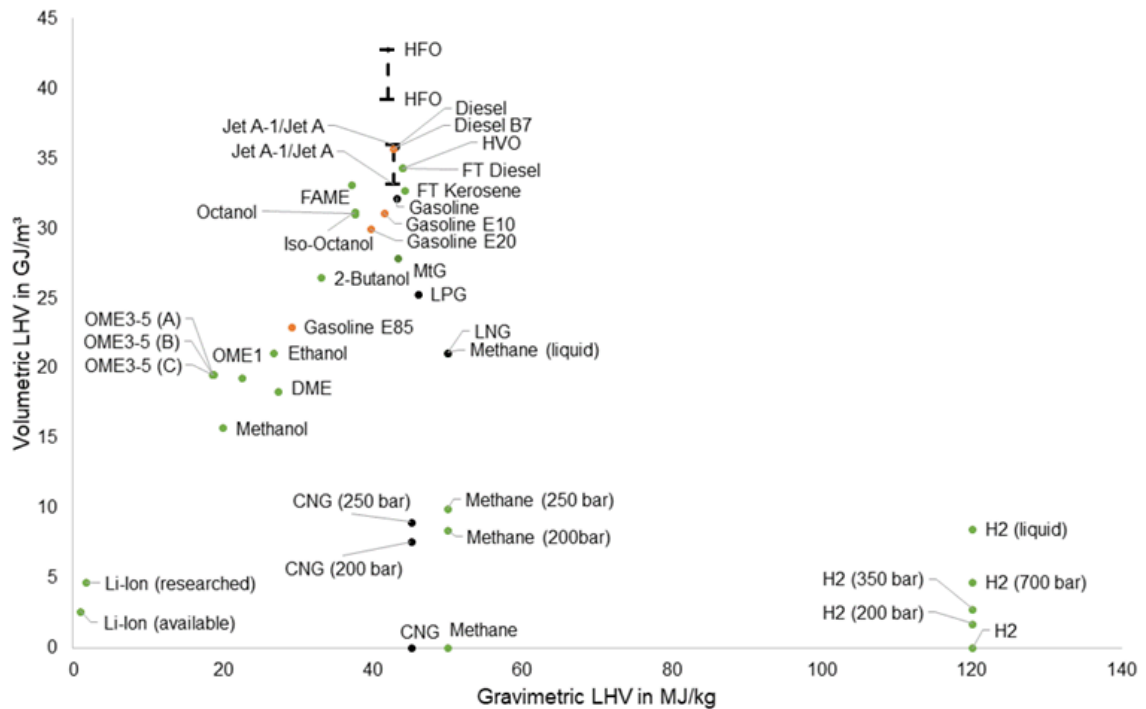


Abbildung 95: Gravimetrischer und volumetrischer untererer Heizwert verschiedener Energieträger nach Breuer [9] basierend auf [161], [379]–[389].

### 5.5.5 Schienenverkehr

Der konventionelle fossile Diesel im Schienenverkehr kann prinzipiell durch FT-Diesel oder HVO ersetzt werden. Alternativ können die bestehenden Dieselmotoren durch diesel-elektrische, batterie-elektrische oder brennstoffzellen-elektrische Züge ersetzt werden. Die Wahl der Technologie hängt dabei von dem Verkehrsvolumen und dem Anteil an Oberleitungen auf der jeweiligen Strecke ab. Bei kurzen, nicht elektrifizierten Streckenabschnitten kann der Einsatz von bereits verfügbaren elektrischen Zügen mit zusätzlicher Batterie, welche Reichweiten von bis zu 100 km ermöglicht, sinnvoll sein. Für längere nicht elektrifizierte Streckenabschnitte können hingegen brennstoffzellen-elektrische Züge eingesetzt werden.

### 5.5.6 Luftverkehr

Wie bereits erläutert, sind Antriebssysteme mit hohen möglichen Reichweiten für den Luftverkehr notwendig. Aufgrund der geringeren Energiedichten der Batterien ist der batterie-elektrische Antrieb trotz seines hohen Wirkungsgrades ungeeignet für den kommerziellen Luftverkehr. Wasserstoff als Energieträger hat eine höhere gravimetrische Energiedichte. Dennoch werden auch wasserstoff-basierte Antriebssysteme nicht in absehbarer Zeit nutzbar für den kommerziellen Flugverkehr sein. Die Literatur unterstützt diese Hypothese und wird Folgenden erläutert.

Nach Thomson [390] ist der Einsatz von Lithium-Ionen- und Nickel-Cadmium-Batteriesystemen in batteriebetriebenen Flugzeugen durch Gewicht und die Größe des Batteriesystems limitiert. Batterie-



elektrische Flugzeuge könnten zwischen 2030 und 2040 marktreif sein, sind aber auf die Segmente der kleinen und mittleren Flugzeuge beschränkt [391], [392]. Eine Studie von McKinsey & Company [195] kommt zu dem Schluss, dass batterie-elektrische Antriebe aufgrund der geringen Energiedichten ausschließlich in den Flugzeugklassen Commuter-Flugzeug (<19 PAX), Regionalflugzeug (20-80 PAX) und Kurzstreckenflugzeug (81-165 PAX) für eine Reichweite von bis zu 1.000 km einsetzbar sind. Nach Roland Berger [393] hingegen würde der Einsatz eines batterie-elektrischen Antriebs in einem Commuter-Flugzeug dessen Reichweite auf 202 km reduzieren. Technische Optimierungen wie ein die Reduzierung der Masse und eine Steigerung der Spannweite sowie eine Reduzierung des Luftwiderstandbeiwerts durch konstruktive Anpassungen können die Reichweite auf 329 km erhöhen. Eine Steigerung der Batteriedichte von 180 Wh/kg auf 360 bzw. 720 Wh/kg würde die Reichweite weiter auf 711 bzw. 1455 km erhöhen [393]. Zum Vergleich: Heutige Batteriedichten im Straßenverkehr betragen circa 260 Wh/kg [379].

Im Bereich der kleineren Flugzeuge hat Eviation Aircraft ein elektrisches Flugzeug mit einer Reichweite von bis zu 1.000 km entwickelt, welches Platz für bis zu neun Passagiere bietet. Ein kommerzieller Vertrieb war für 2021 geplant. [394] Die ICAO [395] hat eine Übersicht über existierende elektrische Flugzeuge, Prototypen und Projekte veröffentlicht. Die meisten Flugzeuge sind in der Klasse Commuter-Flugzeug mit <19 PAX. Hierzug zählt beispielsweise der Volocopter 2X mit einer Reichweite von 27 km. Ausschließlich die Projekte Airbus/Siemens/Rolls Royce E-Fan X (hybrid-elektrisch), Wright Electric/Easy Jet (elektrisch) und Boeing Sugar VOLT (hybrid-elektrisch) sind mit 100, 120 und 135 PAX in der Klasse der großen Verkehrsflugzeuge. Der Markteintritt ist für die Jahre 2027 bis 2050 geplant. [395]

In einer weiteren Studie von Roland Berger [310] werden existierende Wasserstoffflugzeuge – prototypen und –projekte zusammengefasst. Aktuell existiert nur das brennstoffzellen-elektrische Flugzeug DLR HY4. Dieses hat eine Reichweite von 650-1.500 km und bietet Platz für vier Passagiere [396]. Andere Prototypen, welche sich noch in der Entwicklung befinden, bieten Platz für bis zu 20 Passagiere. Ausschließlich das CHEETA Projekt der NASA arbeitet an einem großen Verkehrsflugzeug. Die Machbarkeitsstudien Airbus Cyroplane und NASA Concept B haben den Einsatz von Brennstoffzellen oder Wasserstoffturbinen in großen Verkehrsflugzeugen untersucht. [310] Auch McKinsey & Company [22] haben den Einsatz von Wasserstoff in verschiedenen Flugzeug-Klassen untersucht. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass der Brennstoffzellenantrieb am besten für Commuter-Flugzeuge und Regionalflugzeuge geeignet ist, während H<sub>2</sub>-Turbinen eher für Mittelstrecken- und Langstreckenflugzeuge und Hybridantriebe für Kurzstreckenflugzeuge geeignet sind [195]. Bezüglich der Verfügbarkeit prognostiziert McKinsey & Company [195] den Markteintritt von wasserstoff-betriebenen Commuter-Flugzeugen in unter 10 Jahre, Regionalflugzeuge in 10-15 Jahren und größerer Verkehrsflugzeuge in mehr als 15 Jahren. Des Weiteren werden Reichweiten von über 10.000 km zukünftig eine Herausforderung darstellen [195].

Wie die Diskussion in diesem Abschnitt zeigt, ist die einzige verfügbare kurzfristige Option für den Luftverkehr, mit Ausnahme von elektrischen Antrieben für kleine Flugzeuge, der Einsatz von synthetischem Kerosin. Unterschiedliche nachhaltige Flugkraftstoffe sind bereits durch die ASTM zertifiziert wurden und dürfen konventionellem Kerosin bis zu 50 % beigemischt werden [219]. Zukünftig sollten diese Beimischraten weiter erhöht werden.

### 5.5.7 Umweltwirkungen

Im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen haben alle vielversprechenden alternativen Kraftstoffe ein Potenzial zur Verringerung der Treibhausgasemissionen. Allerdings müssen einige Voraussetzungen erfüllt sein, damit diese vielversprechenden Kraftstoffe eine bessere Umweltleistung erbringen. Im Falle Deutschlands sollte die Verwendung des derzeitigen, weitgehend auf fossilen Brennstoffen basierenden Strommixes für die Produktion von strombasierten Kraftstoffen vermieden werden. Würde der derzeitige Strommix verwendet, würden die Umweltauswirkungen in der Regel deutlich über denen der fossilen Kraftstoffherzeugung liegen. Für die heimische Kraftstoffproduktion in Deutschland kann insbesondere die Nutzung von Windenergie für die Produktion der strombasierten Kraftstoffe Wasserstoff, Methanol, SNG, DME, FT-Kraftstoffe und MtG sehr niedrige THG-Emission ermöglichen. Ohne Berücksichtigung der Kohlendioxid-Abscheidung und Nebenprodukten ergibt sich für alle diese Optionen bei Windenergienutzung ein Treibhauspotenzial unterhalb von 25 gCO<sub>2äq.</sub>/MJ. Neben der hohen Bedeutung der Stromquelle für die ökologischen Ergebnisse der Herstellung dieser Kraftstoffe haben die Volllaststunden, die Kohlenstoffquelle und die Art der Kohlendioxidabscheidung und -verwertung einen nennenswerten Einfluss auf die Ergebnisse. Im Fall einer vollständigen Allokation des erforderlichen Kohlendioxids für die Kraftstoffherstellung könnten die THG-Emissionen von Methanol, SNG, DME, FT-Kraftstoffen und MtG ein Netto-THG-Emissionsniveau von nahezu Null oder gar darunter erreichen. Neben der inländischen Produktion von vielversprechenden Kraftstoffen kann aus ökologischer Sicht auch der Import aus Ländern mit besseren Produktionsbedingungen in Betracht gezogen werden. Die Ergebnisse zu den Umweltauswirkungen zeigen, dass der Kraftstofftransport über große Entfernungen in der Regel mit Beiträgen von weniger als 10 % zu den Gesamtergebnissen der verschiedenen Umweltauswirkungskategorien einhergeht. Die Vorteile dieser Kraftstoffe bei den Treibhausgasemissionen im Vergleich zu den fossilen Referenzkraftstoffen zeigen sich jedoch nicht notwendigerweise auch bei weiteren Wirkungskategorien. Wesentliche Beiträge zu mehreren Umweltwirkungskategorien ergeben sich aus den vorgelagerten Wirkungen des für die Wasserstoffproduktion verwendeten Stroms. Dies ist vor allem auf die vorgelagerte Produktion von Stahl, Aluminium und Kupfer für die Kraftwerke zurückzuführen. So ist z. B. die Produktion von Stahl für den Bau von Windkraftanlagen sehr wichtig, ebenso wie weitere Materialien wie Aluminium und Kupfer und deren umweltbelastende Produktion. Um die Umweltauswirkungen vieler Wirkungskategorien in Zukunft zu reduzieren, muss vor allem die vorgelagerte Herstellung von Stahl, Aluminium und Kupfer ökologisch optimiert oder diese Materialien substituiert werden.

Ein Potenzial zur Reduktion des Treibhauspotenzials pro MJ Kraftstoff zeigt sich auch für Biomassebasierte HVO-Kraftstoffpfade. Dies ist insbesondere der Fall, wenn Altspeiseöl verwendet wird. Einige pflanzliche Wege der HVO-Produktion ermöglichen jedoch keine Verringerung der Umweltauswirkungen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen. Darüber hinaus wird die Verwendung von Biomasse für die Kraftstoffproduktion anstelle des Anbaus von Nahrungsmitteln diskutiert und ist umstritten, und es können Konflikte und Auswirkungen im Zusammenhang mit der Landnutzung für die Produktion von HVO entstehen.

Hinsichtlich des Treibhauspotenzials der Herstellung der vielversprechenden Kraftstoffe weisen Wasserstoff und Methanol tendenziell die geringsten Auswirkungen auf. Betrachtet man weitere Wirkungskategorien, so zeigt Wasserstoff in weiteren Wirkungskategorien Reduktionen gegenüber der fossilen Referenz. Aus dieser Sicht würde der aus Windenergie erzeugte, strombasierte Wasserstoff

die besten Umweltergebnisse der betrachteten vielversprechenden Kraftstoffe aufweisen, wenn eine Normalisierung der verschiedenen Umweltwirkungskategorien durchgeführt würde, wie von [328]. Wie bereits erwähnt, könnte jedoch durch Anwendung einer maximal möglichen Kohlendioxid-Gutschrift, die von den Bedingungen an den Produktionsstandorten abhängt, das Treibhauspotenzial von FT-Kraftstoff, SNG, Methanol, DME und MtG auf ein Netto-THG-Emissionsniveau von nahezu Null reduzieren.

Aufgrund des Schwerpunkts dieser Studie und der Notwendigkeit, die große Anzahl von Veröffentlichungen zu den Umweltauswirkungen alternativer Kraftstoffe und Fahrzeuge zu begrenzen, wurden nur Literaturergebnisse zur Kraftstoffherstellung beschrieben und analysiert. Wird der Kraftstoffeinsatz im Verkehr ökologisch bewertet, so können insbesondere hocheffiziente Fahrzeuge und kohlenstoffarme oder -freie Kraftstoffe zu vorteilhaften Umweltbilanzen führen.

Eine hohe Relevanz für die gegenwärtigen und zukünftigen Umweltauswirkungen alternativer Kraftstoffe in Deutschland hat auch die bereits erwähnte RED II. Diese europäische Richtlinie muss in nationales Recht umgesetzt werden. In Deutschland wird die RED II durch die Treibhausgasquote (THG-Quote) umgesetzt, ein Instrument, das die Kraftstoffvertreiber dazu zwingt, die THG-Emissionen ihrer jeweils vertriebenen Kraftstoffe schrittweise zu reduzieren und zu überwachen. Weitere Informationen zum Stand und zur Weiterentwicklung der deutschen THG-Quote sind in einer Studie von Naumann et al. [346] zusammengefasst.

## 5.6 Fazit

Dieses Kapitel zeigt die Notwendigkeit eine breite Auswahl an Antriebs- und Energieträger Optionen, um die Anforderungen des Verkehrssektors zu erfüllen. Aktuell sind die vielversprechendsten Optionen batterie- und brennstoffzellen-elektrische Antriebe, DME, Erdgas, Methanol und die Drop-In-Kraftstoffe FT-Diesel, HVO, MtG-Benzin und FT-Kerosin.

Der batterie-elektrische Antrieb ist zum jetzigen Zeitpunkt weniger geeignet für den schweren Nutzverkehr über weite Strecken, die Binnenschifffahrt und den Luftverkehr. Ausnahmen bilden kleine Flugzeuge und spezielle Anwendungsfälle. Für nicht oder nur schwer elektrifizierbaren Fahrzeugklassen müssen andere Optionen, wie der brennstoffzellen-elektrische Antrieb oder synthetische Kraftstoffe genutzt werden. Unter den synthetischen Kraftstoffen haben die Drop-In Kraftstoffe den Vorteil, dass diese mit der existierenden Fahrzeugflotte teilweise oder vollständig kompatibel sind und, im Fall von FT-Produkten und MtG-Benzin, bereits durch bestehende Normen zertifiziert sind.

Die durchgeführte Kostenanalyse zeigt die Unsicherheiten aktueller Veröffentlichungen hinsichtlich der Produktgestehungskosten, Transportkosten und Endverbraucherpreisen. Durchschnittliche Preise basierend auf der Analyse für das Jahr 2020 sind 7 €/ct/kWh<sub>LHV</sub> für Wasserstoff, 10 €/ct/kWh<sub>LHV</sub> für synthetisches Erdgas und 8 €/ct/kWh<sub>LHV</sub> für flüssige strombasierte Kraftstoffe. Die Unsicherheiten nehmen mit dem prognostizierten zukünftigen Zeitpunkt und der Länge der Wertschöpfungskette zu. Die Analysen zeigen, dass die geringeren Produktionskosten von Wasserstoff durch die höheren Transportkosten, besonders für lange Transportdistanzen, im Vergleich zu flüssigen Kraftstoffen ausgeglichen werden. Des Weiteren ist die lokale Produktion von Wasserstoff wettbewerbsfähig im Vergleich zum Import von flüssigem Wasserstoff.

Die Analyse der Umweltauswirkungen, die durch die Produktion der vielversprechenden alternative Kraftstoffe hervorgerufen werden, zeigte Einflussfaktoren, potenzielle Reduzierungen, aber auch gelegentliche Nachteile auf. Das Treibhauspotenzial der Produktion alternativer Kraftstoffe kann im Vergleich zu fossilen Referenzkraftstoffen erheblich reduziert werden. Die Herstellung aller vielversprechenden Kraftstoffe könnte mit THG-Emissionen nahe null oder sogar darunter einhergehen. Dies ist jedoch von einer Reihe von notwendigen Voraussetzungen, wie z. B. die Anrechnung von Gutschriften für die Kohlenstoffabscheidung abhängig. Die inländische Kraftstoffproduktion in Deutschland sollte die Nutzung von Strom mit hohen Anteilen fossiler Energieträger vermeiden und der Windenergie den Vorzug geben. Darüber hinaus kann der Import dieser Kraftstoffe aus Ländern mit vielversprechenden Produktionsbedingungen, insbesondere durch die hohe Verfügbarkeit Erneuerbarer Energien, eine interessante Alternative für die Herstellung der Kraftstoffe sein. Die Auswirkungen des Langstreckentransports für Importe sind eher gering, da die ökologischen Analysen Anteile von weniger als 10 % an den Ergebnissen der verschiedenen Wirkungskategorien zeigen. Entlang der Kraftstoffproduktionsketten muss darauf geachtet werden, dass möglichst wenig Materialien wie Stahl, Aluminium und Kupfer verwendet werden, um weitere Umweltauswirkungen (z. B. Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial) unter den Ergebnissen der konventionellen Pfade zu halten.

In Folge der bereits erläuterten Unsicherheiten bei den Kosten und Unsicherheiten bezüglich des zukünftigen Kraftstoffbedarfs und der Marktentwicklung wurden in der Literatur unterschiedliche Produktionsstätten für die Kraftstoffproduktion untersucht. Neben diesen Unsicherheiten ist eine weitere Unsicherheit die Förderfähigkeit von strombasierten flüssigen Kraftstoffen. Aktuell existiert keine Richtlinie, was wiederum zu Unsicherheiten bezüglich Investitionen führt.

## 6 FALLSTUDIEN VIELVERSPRECHENDER ENERGIETRÄGER

### 6.1 Auswirkungen auf die zukünftige Lade- und Tankstelleninfrastruktur

bearbeitet durch: Gas- und Wärme-Institut Essen e.V.

#### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- In diesem Abschnitt werden die Mengengerüste des Straßenverkehrssektors in drei Szenarien dargestellt, in welchen Treibhausgasminderungsziele gegenüber 1990 von -40 % bis 2030 und -95 % bis 2050 abgebildet werden. Daraus werden Rückschlüsse auf die zukünftige Tankstelleninfrastruktur abgeleitet.
- Für ein Szenario mit Fokus auf den Verbleib von Verbrennungskraftmaschinen im Flottenbestand ist ein Bedarf von 172 PJ/47,9 TWh an synthetischen Kraftstoffen bis 2030 zu erwarten. Anhand der erstellten Potenzialkarten sind mögliche weitere Standorte für das CNG- und LNG-Tankstellennetz dargestellt (siehe Abbildung 100). Das CNG-Tankstellennetz ist unter dem Aspekt der Flächenabdeckung bereits heute als vollständig zu bewerten.
- Für das Szenario mit Fokus auf batterieelektrischen Fahrzeugen entsteht im Verkehrssektor ein Energieverbrauch von 41 PJ/11,4 TWh an Strom bis 2030. Der aktuelle Stand des öffentlichen Netzes an Ladesäulen benachteiligt besonders Regionen außerhalb von Metropolen und städtischen Regionen. Durch den Abgleich mit dem zu erwartenden regionalen Endenergieverbrauch des Verkehrssektors konnten Potenzialflächen für einen weiteren Ausbau identifiziert werden (siehe Abbildung 110).
- Im Szenario mit Fokus auf Brennstoffzellenfahrzeuge entsteht ein Energiebedarf von 47 PJ/13,1 TWh an Wasserstoff bis 2030. Der aktuelle Stand des öffentlichen Netzes an Wasserstoff-Tankstellen ist unter dem Aspekt der Flächendeckung als nicht vollständig zu bewerten. Dies gilt sowohl für Tankstellen für Personenkraftwagen als auch für Nutzfahrzeuge. Unter den beiden Aspekten *zu erwartender Wasserstoffbedarf* und *bereits installierte Wasserstoff-Tankstellen* wurden Potenzialflächen für den weiteren Ausbau bestimmt (siehe Abbildung 116).

Dieser Abschnitt stellt Auswirkungen auf die zukünftige Tankstellen- und Ladesäuleninfrastruktur anhand von drei Endenergieverbrauchsszenarien dar. Die gewählten Szenarien fokussieren sich auf die drei Antriebsarten Verbrennungskraftmaschinen in Kombination mit synthetischen Kraftstoffen und Hybridisierung (Abschnitt 6.1.1), Elektromobilität (Abschnitt 6.1.2) sowie Brennstoffzellenmobilität (Abschnitt 6.1.2). Die Szenarien und einfließenden Parameter der Flotten- und Kraftstoffzusammensetzung sind so gewählt, dass die Treibhausgasreduktionsstrategien eingehalten werden und stellen so dar, welche Endenergieverbräuche an Kraftstoffen und Strom zu erwarten sind. Die Verbräuche sind regionalisiert, um Standorte für die Erweiterung von Tankstellen- und Ladeinfrastrukturen zu identifizieren. In einem ersten Schritt wird hierzu, ausgehend von der Kraftstoffbilanzierung des Jahres 2018, welche in Abschnitt 2.2.3 dargestellt ist, eine Fortschreibung

der Fahrleistung durchgeführt. Die angenommenen Wachstumsraten, welche sich auf die betrachteten Fahrzeugklassen beziehen, sind in Tabelle 39 dargestellt. Für die Verkehrsleistung der Fahrzeugklasse PKW wird angenommen, dass diese zwischen den Jahren 2020 und 2030 konstant bleibt und anschließend bis 2050 um 5 % sinkt. Für Linien- und Reisebusse werden Wachstumsraten von 25 % zwischen 2020 und 2030 angenommen. Zwischen 2030 und 2050 wird kein weiteres Wachstum angenommen. Für die Nutzfahrzeugklassen N2 und N3 werden für die Zeitspanne 2020 bis 2050 Wachstumsraten zwischen 9 % und 12 % angenommen. Für leichte Nutzfahrzeuge wird ein Verkehrswachstum von 22 % zwischen 2020 und 2050 angenommen. [114] Die resultierende Entwicklung der Verkehrsleistungen je Fahrzeugklasse ist in dargestellt.

Tabelle 39: Angenommene Wachstumsraten für betrachteten Fahrzeugklassen. [114]

Fahrzeugklasse	2018-2020	2020-2030	2020-2050
PKW	0,8 %	0,0 %	-5,0 %
BUSSE	1,4 %	25,0 %	25,0 %
LNF	4,9 %	18,0 %	22,0 %
N2 3,5-7,5	2,6 %	8,0 %	12,0 %
N3 7.5-12t	2,6 %	8,0 %	12,0 %
N3>12t	2,6 %	7,0 %	9,0 %
N3 SZM	3,7 %	7,0 %	9,0 %

Die bis zum Jahr 2030 erreichbaren Anteile an alternativ angetriebenen Fahrzeugen wird aus der Nutzungsdauer der Fahrzeuge nach [113] sowie dem Durchschnittsalter der deutschen Flotte nach [73] bestimmt. Weiterhin wurde der aktuelle technologische Reifegrad alternativer Antriebe der jeweiligen Fahrzeugklassen berücksichtigt. Die angenommenen Anteile an substituierbaren Fahrzeugen je Fahrzeugklasse bis 2030 sind in Tabelle 40 dargestellt. Die angenommenen Substitutionspotenziale im Flottenbestand sind als Maximalszenarien einzuordnen.

Tabelle 40: Nutzungsdauer der betrachteten Fahrzeugsegmente nach [113] sowie das Alter der Fahrzeugflotten in Deutschland im Jahr 2018 nach [73].

	Nutzungsdauer in Jahren	Durchschnittsalter deutsche Flotte in Jahren	Substitutionspotenzial bis 2030 bezogen auf Flottenbestand 2018
PKW	13,9	9,50	30 %
Linienbus/ Reisebus	14,0	8,66	40 %/20 %
LNF	12,0	8,16	35 %
N2 3,5-7,5	9,0		40 %
N3 7.5-12t	8,0		45 %
N3 >12t	6,0		50 %
N3 SZM	5,0	4,70	55 %

Die angenommene Entwicklung der Antriebseffizienzen in den Stützjahren 2030 und 2050 ist in Tabelle A 9 bis Tabelle A 15 dargestellt und wird in Abschnitt 2.2.3 diskutiert. Neben den in Tabelle A 16 beschriebenen TtW-Emissionsfaktoren von einzelnen Kraftstoffen und Strom werden WtT-



Emissionsfaktoren für synthetische Kraftstoffe aus Netzstrom und EE-Strom für die Stützjahre 2030 und 2050 erweitert, zusammengestellt in Tabelle A 17.

Das in [10] erarbeitete Verkehrsaufkommen  $\Gamma_{y,i,v}$  für das Bezugsjahr  $y$ , je 1 km<sup>2</sup> Gitterzelle  $i$  und Fahrzeugklasse  $v$  in Fahrzeug-km wird genutzt, um den je Gitterzelle auftretenden jeweiligen Endenergieverbrauch  $EEV_{y,i,f}$  in  $\frac{kWh_{f,LHV}}{km}$  zu bestimmen, wobei  $f$  die jeweilige Antriebsart bzw. den entsprechenden Kraftstoff oder Strom angibt. Der regionalisierte jährliche Endenergieverbrauch wird über das Verkehrsaufkommen  $\Gamma_{y,i,v}$ , der Fahrzeugklasse  $v$ , der Antriebsverteilung  $s_{y,v,f}$  mit der Antriebsart  $f$  sowie der Antriebseffizienz  $a_{y,v,f}$ , durch nachfolgende Gleichung berechnet:

$$EEV_{i,f,y} = \sum_{v=1}^V \sum_{f=1}^F \Gamma_{y,i,v} \cdot a_{y,v,f} \cdot s_{y,v,f} \cdot v s_{y,v,f} \quad (11)$$

Der je Antriebsart auftretende Fahrleistungsanteil wird über  $v s_{y,v,f}$  für die jeweiligen Fahrzeugklasse  $v$  und Kraftstoffart  $f$  im Bezugsjahr  $y$  berücksichtigt. Die regionalisierten Kraftstoffverbräuche werden anschließend mit der bereits vorhandenen Tankstellen- und Ladesäuleninfrastruktur abgeglichen. Der gesamte Endenergieverbrauch in Nordrhein-Westfalen  $EEV_{y,f}$  je Antriebsart bzw. Kraftstoff  $f$  im Bezugsjahr  $y$  wird über die Summe aller Gitterzellen  $i$  entsprechend der folgenden Gleichung berechnet:

$$EEV_{f,y} = \sum_{i=1}^I EEV_{i,f,y} \quad (12)$$

Zur Berechnung der Emissionen in CO<sub>2äq.</sub> wird angenommen, dass sich der Endenergieverbrauch an Kraftstoff bzw. Strom jeweils aus einem Anteil konventioneller Kraftstoffe, einem Anteil synthetischer Kraftstoffe aus Netzstrom sowie EE-Strom und einem Anteil an Biokraftstoffen zusammensetzt. Die Annahmen zu den WtW-Emissionsfaktoren synthetischer Kraftstoffe und Strom sind in Tabelle A 17 zusammengestellt.

Am 31. August 2021 trat die Gesetzesnovelle des Klimaschutzgesetzes (KGS) in Kraft, welches die Treibhausgasneutralität bis 2045 gesetzlich verankert. [397] Bis 2030 sind die Treibhausgasemissionen aller Sektoren um 65 % im Vergleich zum Jahr 1990 zu senken. Die Klimaneutralität rückt somit fünf Jahre nach vorne und das Zwischenziel für 2030 wurde um 10 % erhöht. Weiterhin wurden jährliche sektorale Zwischenziele definiert, welche für den deutschen Verkehrssektor in Tabelle 41 aufgeschlüsselt dargestellt ist. Als Referenz für die Emissionen im Jahr 1990 wurden 163,8 Mio. t CO<sub>2äq.</sub> nach [398] angenommen. Die bestimmten relativen Reduktionsziele werden für den Verkehrssektor in Nordrhein-Westfalen als Reduktionsziele angesetzt.

Tabelle 41: Reduktionsziele für Treibhausgasemissionen nach dem Klimaschutzgesetz für den Verkehrssektor in Deutschland. [397], [398]

Jahr	Treibhausgasemissionen DE real						Reduktionsziele KSG Stand 18.08.2021			
	1990	2000	2010	2018	2019	2020	2021	2022	2030	2040
Verkehr DE in Mio. t CO <sub>2</sub> äq.	163,8	181,4	153,3	162,6	164,3	145,6				
Reduktionsziele KSG DE Mio. t CO <sub>2</sub> äq.							145,0	139,0	85,0	36,0
Reale Reduktion zu 1990 in %		-10,7	6,4	0,8	-0,3	11,1				
Relative Reduktionsziele KSG in % zu 1990							11,5	15,2	48,1	78,0

Aufgrund der dynamischen Entwicklung wurde jeweils ein Reduktionsziel von 40 % bis 2030 und 90 % im Straßenverkehrssektor bis 2050 festgelegt. Die Tank- und Ladesäuleninfrastruktur wird für die drei gewählten Szenarien für das Jahr 2030 analysiert. Um die Tank- und Ladeinfrastruktur auf den umliegenden Endenergieverbrauch zu beziehen, werden in einem ersten Schritt bedarfsseitige Kennzahlen bestimmt, welche das Verhältnis von Energieverbrauch sowie Tankstellen- und Ladeinfrastruktur angeben. Ein Überblick über die gesamte Methodik ist in Abbildung 96 gegeben.

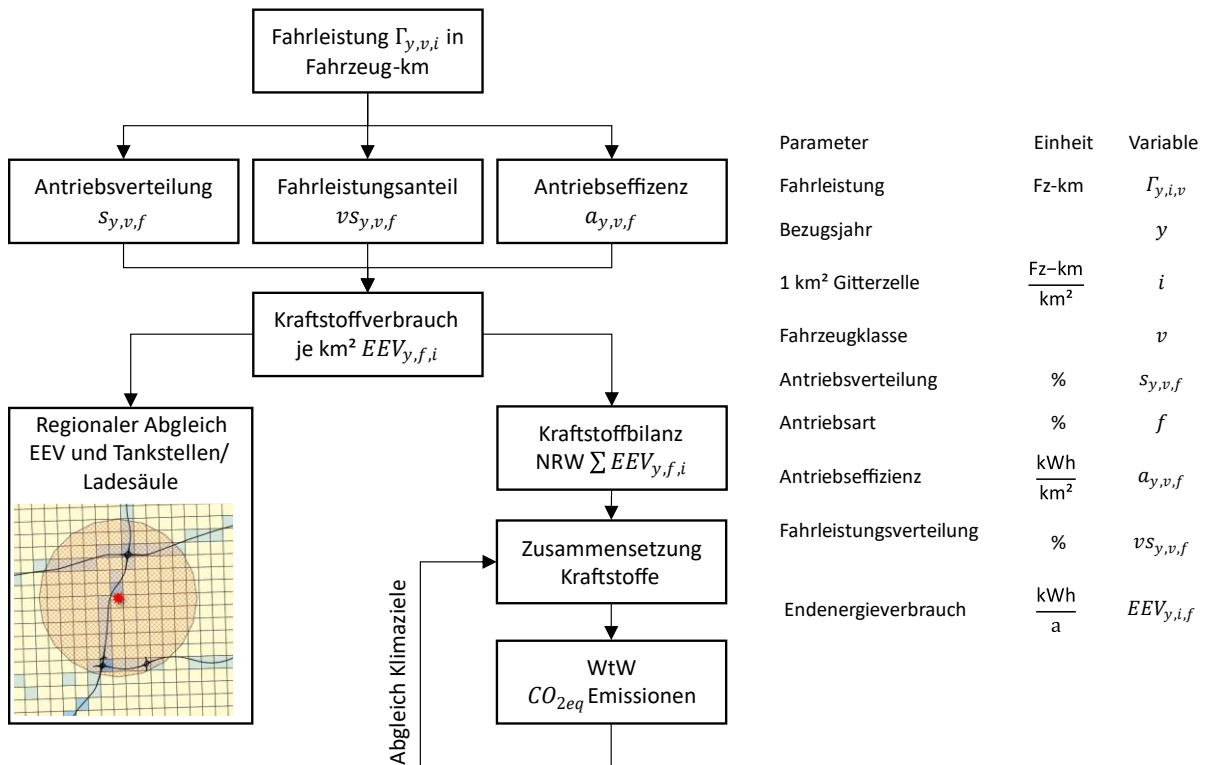


Abbildung 96: Methodik zur Berechnung der regionalisierten Endenergieverbräuche im Straßenverkehrssektor, welche genutzt werden, um Flächen für Tankstellen- und Ladesäulenstandorte zu identifizieren.

### 6.1.1 Szenario Fokus Verbrenner

Zuerst wird ein Szenario betrachtet, bei dem der Fokus auf Verbrennungsmotoren und hybride Antriebsstränge in Kombination mit synthetischen Kraftstoffen liegt. Hierzu werden 90 % der PKW-Flotte bis 2050 als hybridisiert angenommen, lediglich 10 % werden als Elektrofahrzeuge angenommen. Die Linienbusflotte setzt sich im gewählten Szenario zu 40 % aus Diesel Hybrid Fahrzeugen und zu 40 % aus CNG Hybrid Fahrzeugen sowie zu 20 % aus Elektrofahrzeugen zusammen. Für Reisebusse wird eine Verteilung von 50 % Diesel Hybriden Bussen und 50 % mit LNG betriebenen Bussen gewählt. Für leichte Nutzfahrzeuge ( $N1 < 3,5 \text{ t}$ ) wird eine ähnliche Verteilung wie für PKW zugrunde gelegt, jedoch ohne Benziner in der Flotte. Für die weiteren Nutzfahrzeuge wird ein Mix aus CNG, LNG und Diesel Hybrid Fahrzeugen festgelegt. Für  $N3 > 12 \text{ t}$  sowie SZM wird angenommen, dass die Flotte vollständig durch Diesel Hybrid und LNG Fahrzeugen substituiert wird. Die Annahmen zur Entwicklung der Verteilung der Antriebe in den betrachteten Fahrzeugklassen sind in Abbildung 97 zusammengefasst.

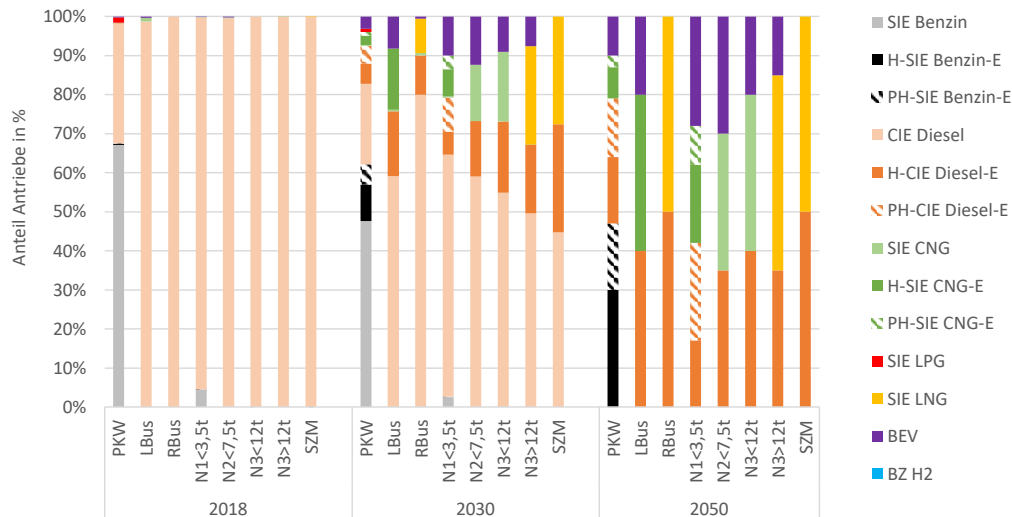


Abbildung 97: Angenommene Antriebsverteilung der zukünftigen Flotte im Straßenverkehr im Szenario Fokus Verbrenner. [105], [111]–[114], [399], [400]

Um unter dem oben beschriebenen hohen Fortbestand an Verbrennungskraftmaschinen bis 2030 eine Reduktion von 40 % an WtW  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ -Emissionen zu erreichen, ist ein Anteil von 57 % synthetischer Kraftstoffe an Otto-, Dieselmotoren sowie CNG und LNG nötig (jeweils bezogen auf die Summe aus konventionellem Kraftstoff und synthetischen Kraftstoff). Dies würden in absoluten Energiemengen 57,9 PJ synthetischem Ottokraftstoff, 92,8 PJ synthetischem Dieselmotoren sowie 21,1 PJ an synthetischem Methan entsprechen. Hierbei wird angenommen, dass bereits 2030 85 % der synthetischen Kraftstoffe aus erneuerbaren Energiequellen stammt. Die absolute Menge an Biokraftstoffen beträgt 33,0 PJ, welche sich aus 11,0 PJ Bioethanol, 18,0 PJ Biodiesel und 4,0 PJ Biomethan (Bio-CNG und Bio-LNG) zusammensetzt. Der absolute EEV an CNG beträgt 14,2 PJ sowie 22,7 PJ für LNG, wobei 9,8 PJ konventionelles LNG sowie 12,9 synthetisches Methan eingesetzt werden. In [401] wird ein Wert zwischen 35 -117 PJ an Endenergieverbrauch LNG im Jahr 2030 für Straßen- und Schienenverkehr bestimmt. In [401] wird ein Wert zwischen 35 -117 PJ an LNG Endenergieverbrauch im Jahr 2030 für Straßen- und Schienenverkehr prognostiziert. Das Szenario Technologiemix der dena-Leitstudie prognostizierte einen Wert von ca. 85 PJ an LNG für LKW in Deutschland. [240] Der in dieser Studie berechnete Wert von 9,8 PJ ist somit als starkes Hochlaufszenario für Nordrhein-Westfalen zu bewerten. [240] Der in dieser Studie berechnete Wert von 9,8 PJ ist somit als starkes Hochlaufszenario für Nordrhein-Westfalen zu bewerten. Der EEV an Biokraftstoffen wird bis 2050 als konstant angenommen, was der Annahme entspricht, dass bis 2030 bereits das gesamte Biokraftstoffpotenzial gehoben ist. Die resultierende Einsparung an Endenergieverbrauch bis 2030 entspricht 23 %, welche durch die Effizienzsteigerung und Hybridisierung erfolgt. Um bis 2050 eine Reduktion von 90 % an WtW- $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ -Emissionen zu erreichen wäre eine weitere Erhöhung des Anteils synthetischen Kraftstoffe nötig. Der relative Anteil synthetischer Kraftstoffe müsste auf 95 % erhöht werden, wobei 90 % aus rein erneuerbaren Quellen stammen. Dies würde einem absoluten Bedarf von 40,5 PJ synthetischer Ottokraftstoffe, 78,7 PJ synthetischer Dieselmotoren sowie 61,5 PJ an synthetischem Methan entsprechen. Unter der Annahme eines hohen Anteils von Hybriden und Plug-In-Hybriden Fahrzeugen im Flottenbestand sowie der Effizienzsteigerungen der Verbrennungsmotoren, ist eine Einsparung an EEV von 46 % bis 2050 zu erwarten. Weiterhin würde durch die Elektrofahrzeuge ein Endenergieverbrauch an Strom von 22 PJ entstehen. Die absoluten Mengengerüste sind in Abbildung 98 dargestellt.

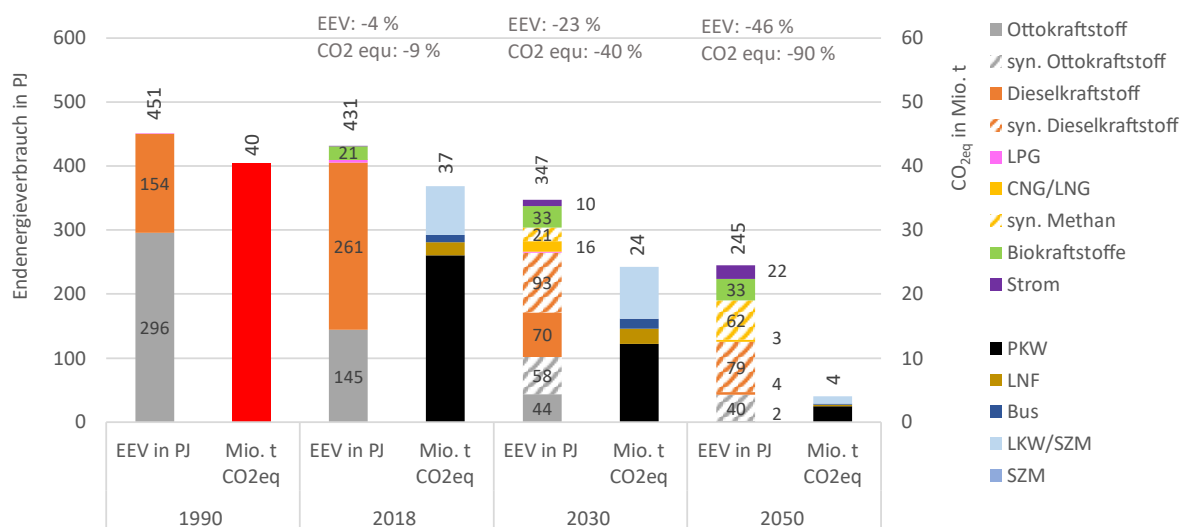


Abbildung 98: Simulationsergebnisse des Szenarios Fokus Verbrenner mit resultierenden Endenergieverbräuchen (EEV) der Kraftstoffe und Strom in PJ sowie den resultierenden WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen in Mio. t für die Jahre 2030 und 2050. Relative Einsparungen an EEV und CO<sub>2äq.</sub> sind bezogen auf 1990 dargestellt. Endenergieverbräuche sind heizwertbezogen angegeben.

Um die angestrebten Einsparungen an CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen bei Fortbestand von Verbrennungsmotoren in den Fahrzeugflotten zu erreichen, sind hohe Anteile synthetischer Kraftstoffe nötig. Hierbei ist gleichzeitig zu gewährleisten, dass diese zu sehr hohen Anteilen (85 % in 2030 und 95 % in 2050) aus erneuerbaren Energiequellen stammen. Je höher der Anteil synthetischer Kraftstoffe ist, desto wichtiger ist die Sicherstellung hoher Anteile aus erneuerbaren Quellen stammender synthetischer Kraftstoffe.

Für das Szenario Fokus Verbrenner werden steigende Anteile an mit Gas betriebenen Fahrzeugen angenommen. Die für die Analysen zur Tankstelleninfrastruktur regionalisierten Endenergieverbräuche an CNG und LNG sind in Abbildung 99 dargestellt.

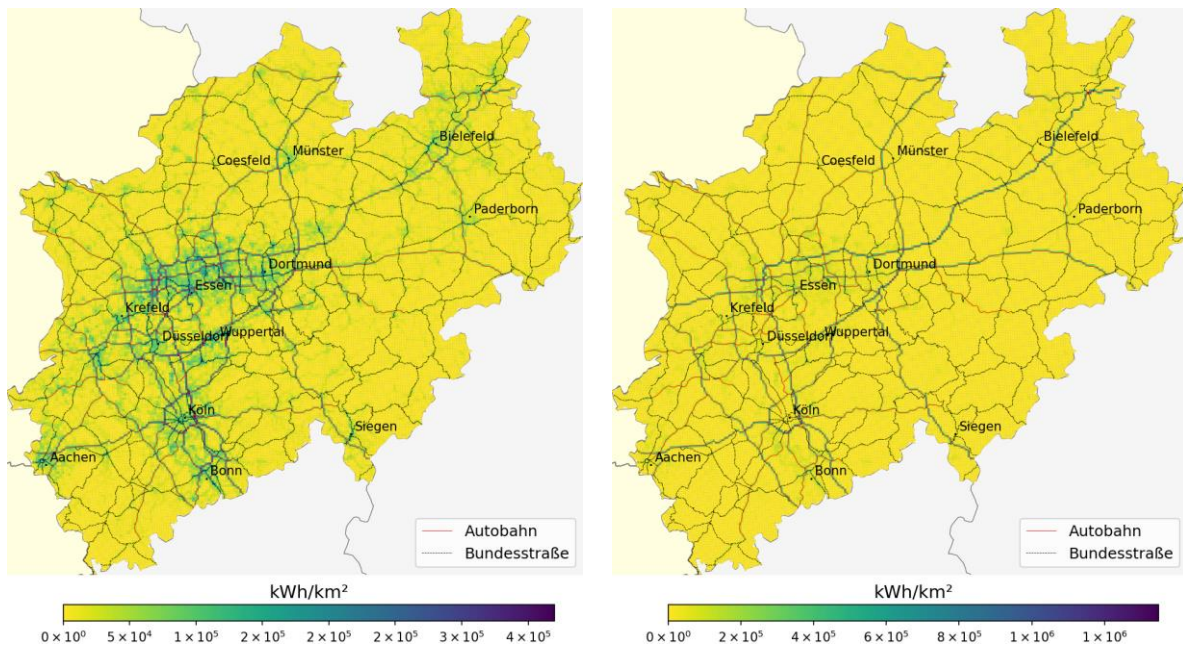


Abbildung 99: Regionalisierte Endenergieverbräuche im Jahr 2030 für CNG (links) sowie LNG (rechts) für die in Abbildung 97 dargestellte Antriebsverteilung.

Im Folgenden werden die Endenergieverbräuche mit der bereits vorhandenen Tankstelleninfrastruktur verschnitten, um mögliche Potenzialflächen für den weiteren Ausbau zu identifizieren. Es ist anzumerken, dass eine Standortplanung immer eine lokale Feinplanung einschließt. Dieser Ansatz versucht Standorte zu identifizieren, an denen Verkehrsaufkommen und der Endenergieverbrauch hoch sind. Grundsätzlich müssen weitere Anforderungen gegeben sein. Die dargestellten Flächen sind aus der Perspektive der Verkehrsteilnehmer als günstige zu bewerten, da sie an stark befahrenen Straßen liegen. Das schließt ein, dass auch in der Nähe dieser Standorte ein möglicher Standort in Erwägung zu ziehen ist. Hierbei wird angenommen, dass die Erschließung eines Tankstellenstandorts nur dort zielführend erscheint, wo ein entsprechendes Verkehrsaufkommen vorhanden ist oder dort, wo Lücken im Flächennetz vorhanden sind. Weiterhin bietet sich eine Nachverdichtung des Flächennetzes wirtschaftlich dort an, wo ein entsprechendes Verkehrsaufkommen vorhanden ist. Es wird zwischen vier unterschiedlichen Flächen klassifiziert. Flächen, welche bereits durch eine umliegende Tankstelle erreicht werden können (Luftlinienradius von 5,5 km [402]) sowie Flächen, welche nicht durch eine umliegende Tankstelle abgedeckt werden, jeweils für Flächen an und abseits von Autobahnen. Für Flächen ohne umliegende Tankstelle, wird der normierte flächenbezogene Endenergieverbrauch in  $\frac{kWh_{CNG}}{km^2}$  betrachtet. Flächen mit hohem Endenergieverbrauch sind als Potenzialflächen zu sehen und ihr Potenzial kann direkt mit anderen Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle verglichen werden. Eine äquivalente Analyse wird für Flächen an Autobahnen durchgeführt. Für Flächen, die bereits durch eine Tankstelle in einem Luftlinienradius von 5,5 km abgedeckt werden, wird der flächenbezogene Endenergieverbrauch durch die Anzahl an Tankstellen geteilt. Durch die Normierung der Werte kann so das Potenzial zur Nachverdichtung miteinander verglichen werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 100 dargestellt. Um die Zentren Ruhrgebiet, Köln und Aachen sowie vereinzelt an Bundesstraßen wäre eine Erweiterung des CNG Tankstellennetzes potenziell zielführend.



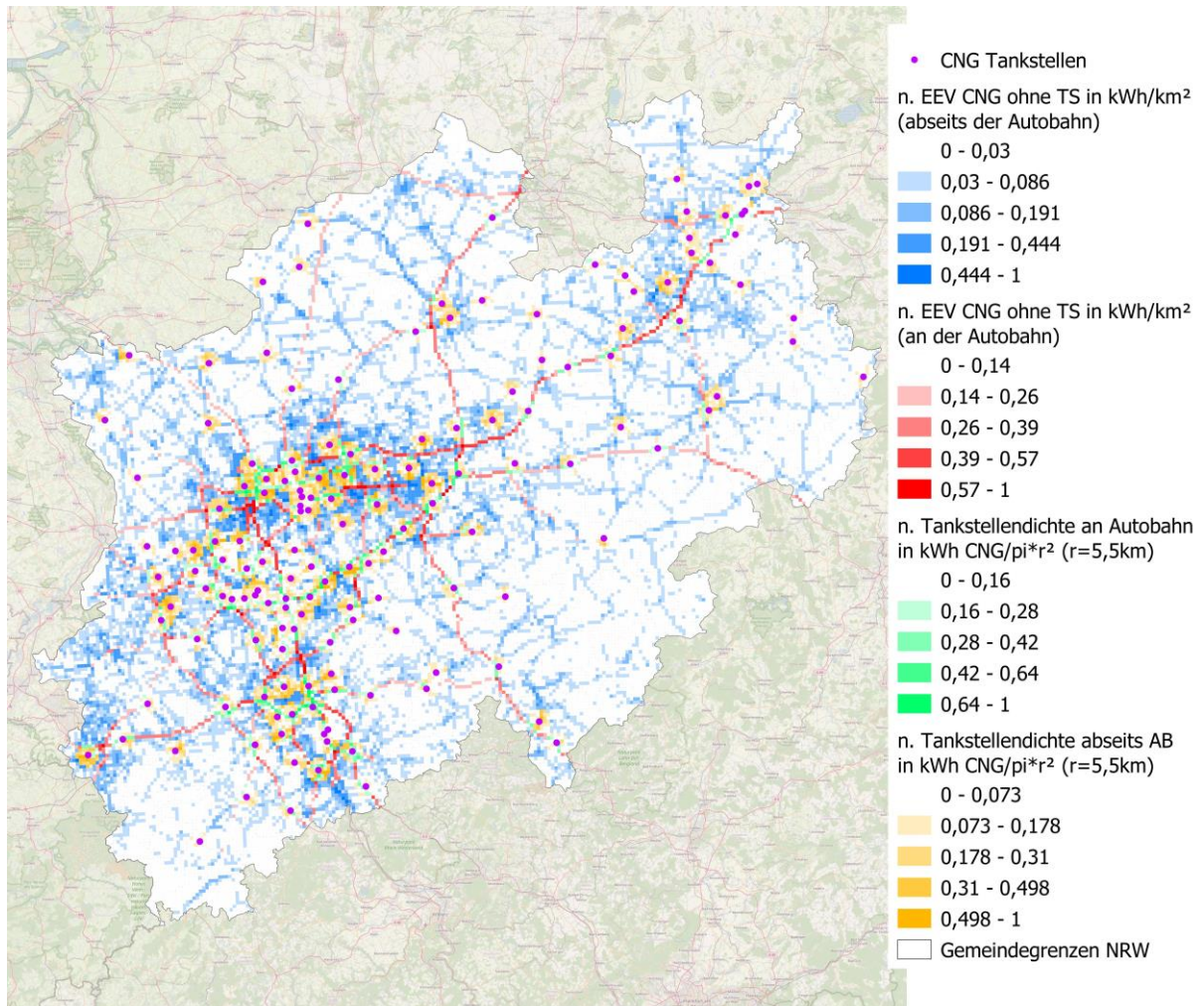


Abbildung 100: Flächenpotenziale zur Erschließung bzw. Nachverdichtung des CNG-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des normierten (n.) lokalen Endenergieverbrauches (EEV) an Kraftstoff und bereits installierten Tankstellen. Für Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle ist der normierte Endenergieverbrauch (n. EEV) an CNG in  $\frac{kWh_{CNG}}{km^2}$  (blau: Flächen abseits der Autobahn, rot: Flächen an der Autobahn) angegeben. Für Gitterzellen mit umliegender Tankstelle ist der n. EEV an CNG bezogen auf die Anzahl an umliegenden Tankstellen in einem Luftlinienradius von 5,5 km in  $\frac{kWh_{CNG}}{km^2 \cdot \# TS \text{ in } \pi r^2}$  (grün: Flächen an der Autobahn, gelb: Flächen abseits der Autobahn) angegeben.

In der Region Recklinghausen liegt im gewählten Szenario ein hoher Endenergieverbrauch ohne umliegende Tankstelle vor, weshalb die Region genauer betrachtet wird. Hierzu werden neben bereits installierten CNG-Tankstellen auch die Standorte konventioneller Diesel- und Benzin-Tankstellen betrachtet, dargestellt in Abbildung 101. Für die betrachteten Regionen können unter der Annahme, dass ein Hochlauf an CNG Fahrzeugen bis 2030 erfolgt, Potenzialflächen für weitere CNG Tankstellen in Buer, Marl und Datteln (entlang der B235) identifiziert werden. Auch die Anzahl an konventionellen Tankstellen lässt darauf schließen, dass hier Verkehrsknotenpunkte an den Autobahnen A2 und A52 vorliegen, welche bei der Erweiterung von Tankstelleninfrastruktur zu berücksichtigen sind.

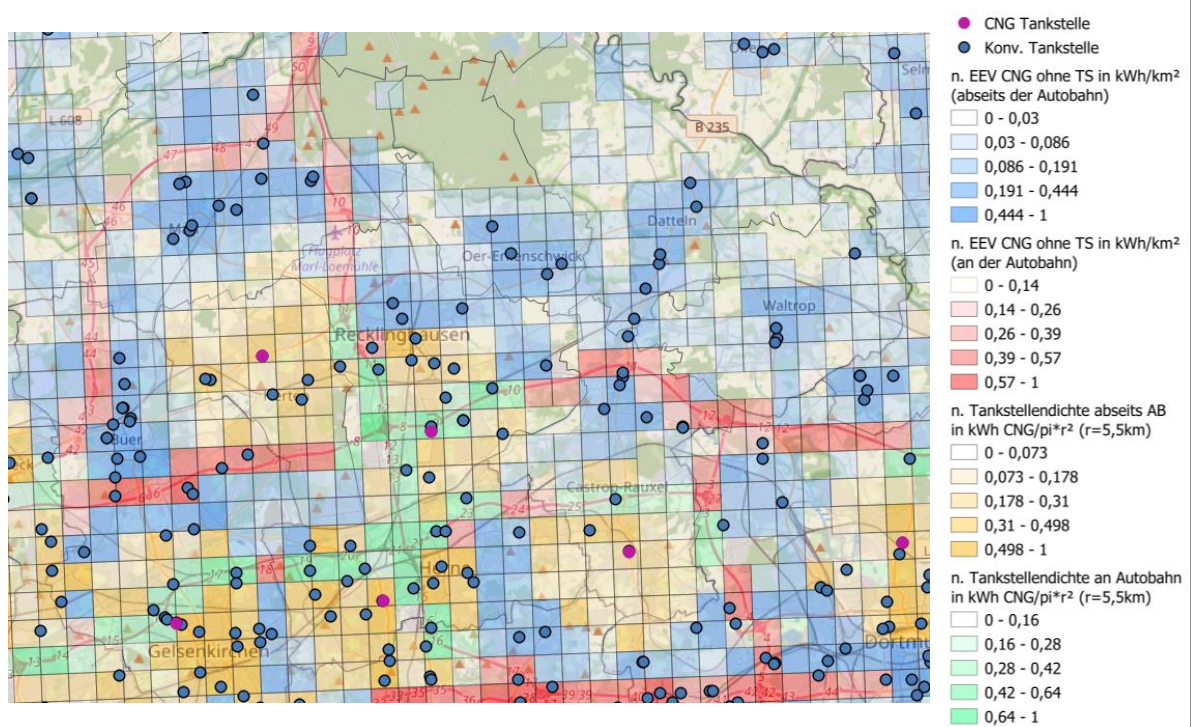


Abbildung 101: Flächenpotenziale zur Erschließung bzw. Nachverdichtung des CNG-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des normierten (*n.*) lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Tankstellen. Für Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle ist der normierte EEV an CNG in  $\frac{\text{kWh}_{\text{CNG}}}{\text{km}^2}$  angegeben. Für Gitterzellen mit umliegender Tankstelle ist der normierte EEV an CNG bezogen auf die Anzahl an umliegenden Tankstellen in einem Luftlinienradius von 5,5 km in  $\frac{\text{kWh}_{\text{CNG}}}{\text{km}^2 \cdot \# \text{ TS in } \pi r^2}$  angegeben.

Neben der Analyse, welche auf der Tankstellendichte und dem Endenergieverbrauch basiert, ist der Abstand zur nächsten Tankstelle für CNG-Tankstellen abseits von Autobahnen und für LNG-Tankstellen auf Autobahnen als Maßzahl für die Vollständigkeit des Flächennetzes zu sehen (dargestellt in Abbildung 102). Der Vorschlag zur novellierten AFID Richtlinie [403] empfiehlt einen Abstandswert von 400 km für LNG-Tankstellen im TEN-V-Kernnetz bis 2025 zu errichten. Dieser kann in NRW mit den bereits installierten und geplanten LNG-Tankstellen eingehalten werden. Weiterhin wird das heutige CNG-Tankstellennetz in [403] als ausreichend dicht bewertet. Diese Bewertung kann für Nordrhein-Westfalen bestätigt werden. Die Ergebnisse der Abstandanalyse sind in Abbildung 102 dargestellt. Für beide Kraftstoffe ist bereits ein dichtes Flächennetz vorhanden.



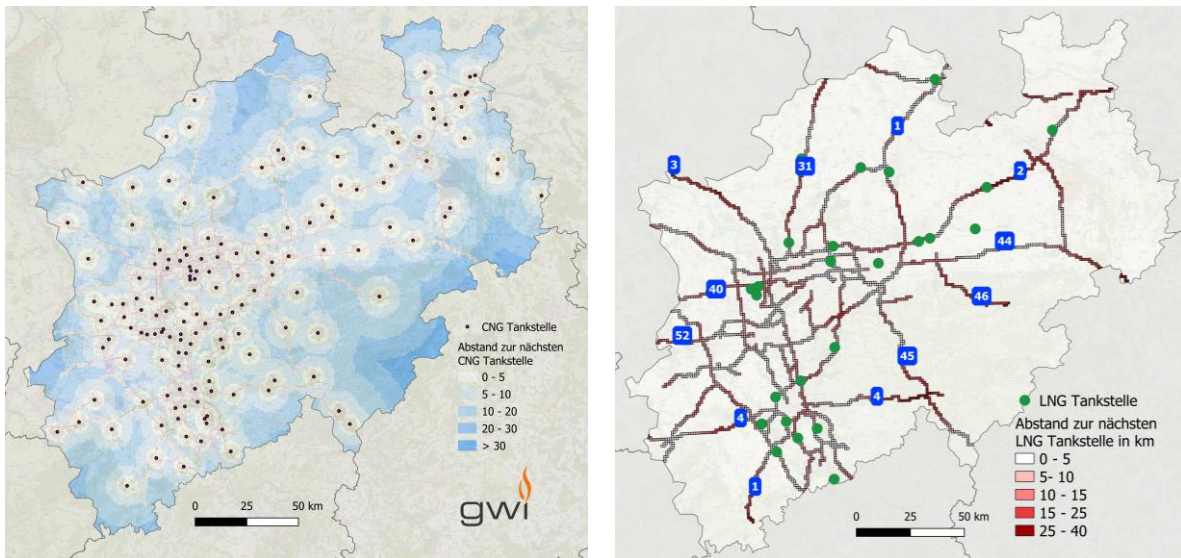


Abbildung 102: Flächenpotenziale zur Erschließung neuer Tankstellen in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Abstands zur nächsten Tankstelle. Für CNG Tankstellen (links) ist die Analyse für Flächen abseits von Autobahnen dargestellt für LNG Tankstellen (rechts) für die Autobahnen.

### 6.1.2 Szenario Fokus Elektromobilität

In einem weiteren Szenario wird angenommen, dass die Fahrzeugflotte in Nordrhein-Westfalen stark durch Hybride, Plug-In-Hybride sowie Elektrofahrzeuge substituiert wird. Im Fahrzeugsegment PKW werden bis 2050 alle reinen Verbrenner als ausgeschieden angenommen, mit Anteilen von 70 % reinen Elektrofahrzeugen, 20 % Benzin Plug-In-Hybrid PKW und 10 % Diesel Plug-In-Hybrid PKW. Für Linienbusse wird ein Anteil von 80 % der Flotte als vollständig elektrifiziert zugrunde gelegt, für Reisebusse ein Anteil von 60 %. Die verbleibenden Anteile werden durch Diesel-Hybrid bzw. Plug-In-Hybrid-Busse substituiert. Für leichte Nutzfahrzeuge wird ein Anteil von 80 % Elektrofahrzeugen zugrunde gelegt, für Nutzfahrzeuge mit einem Zulassungsgewicht zwischen 3,5 t und 7,5 t ein Anteil von 75 %. Mit steigendem Zulassungsgewicht werden geringere Elektrifizierungsanteile angenommen. Für Sattelzugmaschinen wird ein Anteil von 55 % Elektrofahrzeugen angenommen. Die verbleibenden Fahrzeuge werden bis 2050 vollständig durch Diesel Hybride Antriebe substituiert. Die angenommenen Entwicklungen der Verteilung der Antriebe bis 2050 sind in Abbildung 103 dargestellt.

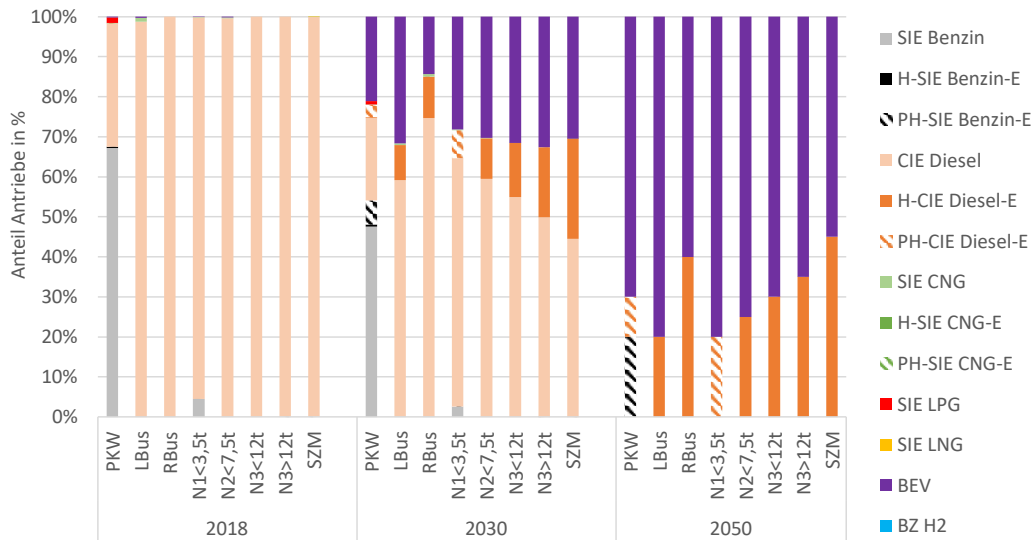


Abbildung 103: Angenommene Antriebsverteilung der zukünftigen Flotte im Straßenverkehr im Szenario Fokus Elektromobilität. [105], [111]–[114], [399], [400], [404]

Um bis 2030 ein Emissionsreduktionsziel von 40 % zu erreichen, ist unter den dargestellten Annahmen zum Flottenmix und ohne den Einsatz synthetischer Kraftstoffe ein EEV an Strom von 40,87 PJ für 2030 und 99,32 PJ für 2050 zu erwarten. Der verbleibende Bedarf an Ottokraftstoff würde für 2030 90,43 PJ sowie 9,81 PJ für 2050 betragen. Weiterhin kann bei den angenommenen Reduktionszielen ein Dieselkraftstoffverbrauch von 143,84 PJ bis 2030 und 23,49 PJ bis 2050 toleriert werden. Der zugrunde gelegte Bedarf an Biokraftstoffen entspricht dem Szenario Fokus Verbrenner mit 33 PJ. Die Mengengerüste an Endenergieverbrauch sowie die resultierenden CO<sub>2</sub>äq.-Emissionen sind in Abbildung 104 dargestellt. Die Einsparung an Endenergieverbrauch resultiert bezogen auf 1990 in einer Einsparung von 32 %. Wird der starke Trend der Elektrifizierung bis 2050 fortgesetzt, beträgt die Einsparung an Endenergie im Straßenverkehrssektor 65 %. Die Einsparungen an Endenergieverbrauch liegen im Straßenverkehrssektor somit im Jahr 2030 9 % über dem Szenario Fokus Verbrenner in dem steigende Anteile hybridisierter Fahrzeuge angenommen werden. Für das Jahr 2050 beträgt der Unterschied an Einsparungen im Endenergieverbrauch 19 %. Die Anteile zur Erreichung der Treibhausgasreduktionen an Strom aus erneuerbaren Energien betragen 47 % für das Jahr 2030 und 90 % für das Jahr 2050.

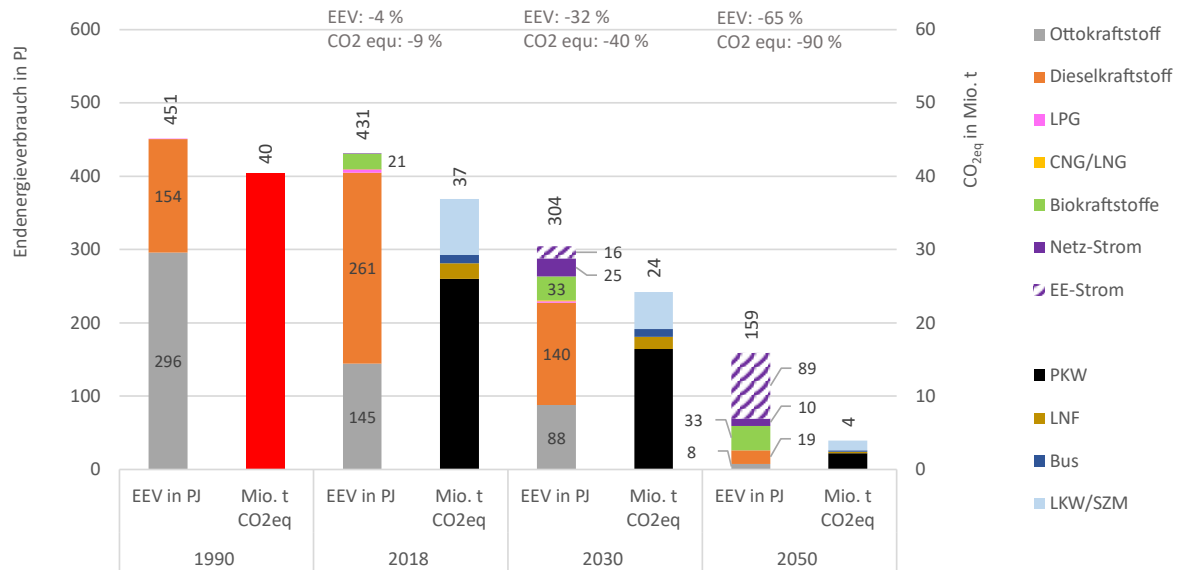


Abbildung 104: Simulationsergebnisse des Szenarios Fokus Elektromobilität mit resultierenden Endenergieverbräuchen (EEV) der Kraftstoffe und Strom in PJ sowie den resultierenden WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen in Mio. t für die Jahre 2030 und 2050. Relative Einsparungen an EEV und CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen sind bezogen auf 1990 dargestellt. Endenergieverbräuche sind heizwertbezogen angegeben.

Um Rückschlüsse auf die zukünftige Ladeinfrastruktur zu ziehen, werden in einem ersten Schritt Ladeinfrastruktur sowie hierfür geeignete Potenzialflächen klassifiziert. Ladeinfrastruktur ist nach privatem sowie öffentlicher Ladeinfrastruktur gegliedert. [405] Private Ladeinfrastruktur umfasst Ladesäulen an oder in Garagen bzw. am Stellplatz im Eigenheim. Weiterhin sind Ladesäulen an Parkplätzen und Tiefgaragen von Wohnhäusern unter privater Ladeinfrastruktur eingeschlossen. Auch zu privater Ladeinfrastruktur gehören Ladesäulen auf privaten Grundstücken von Unternehmen. Eine Studie der Nationalen Plattform Zukunft der Mobilität gibt an, dass zwischen 60 % und 85 % der Ladevorgänge an privater Ladeinfrastruktur durchgeführt werden, jeweils nach Ende oder vor Beginn einer Fahrt. [405] Daneben wird zwischen öffentlicher Ladeinfrastruktur unterschieden, welche Lade-Hubs innerorts sowie außerorts umfasst. An Lade-Hubs ist die vornehmliche in Anspruch genommene Beladungsart die Schnellladung Durchreisender, welche ohne Zwischenladung nicht an ihr Ziel kommen. Ähnlich dem Tankverhalten an konventionellen Diesel- und Benzin-Tankstellen. Weiterhin fallen Kundenparkplätze sowie Parkplätze im öffentlichen Laderaum, welche mit Ladesäulen ausgestattet sind, unter öffentliche Ladeinfrastruktur. [405] gibt an, dass zukünftig zwischen 15 % und 40 % der Ladevorgänge an öffentlicher Ladeinfrastruktur durchgeführt wird. [404] trifft ähnliche Annahmen zur Verteilung des Ladeverhaltens von PKW. Die Bandbreite in der Verteilung privater und öffentlicher Ladevorgängen wird von der betrachteten Region beeinflusst. In urbanen Räumen, mit wenig privater Grundstücksfläche und Parkplätzen, ist ein höherer Anteil an öffentlichen Ladungen zu erwarten als in Vororten oder ländlichen Regionen. [405] Hieraus resultiert, dass die Strategien für den Infrastrukturausbau von den regionalen Gegebenheiten abhängen. Die benötigte Verteilung der öffentlichen Ladeinfrastruktur ist somit entsprechend der Siedlungsstruktur und dem damit verbundenen Zugang zu privater Ladeinfrastruktur auszulegen. [405] Tabelle 42 gibt einen Überblick über die beschriebene Ladeinfrastruktur sowie die Art der zugehörigen Ladung.

Tabelle 42: Klassifizierung privater sowie öffentlicher Ladeinfrastruktur nach [405].

Private Aufstellorte			Öffentlich zugängliche Aufstellorte			
60-85 % der Ladevorgänge			15-40 % der Ladevorgänge			
Garage/ Stellplatz am Eigenheim	Parkplätze in Tiefgaragen von Wohnanlagen, MFH und Wohnblocks	Firmen- parkplätze	Ladestation Lade-Hub innerorts	Lade-Hub an Achsen: Bundesstraße Autobahn	Kunden- parkplätze, Parkhäuser	Straßenrand, öffentliche Parkplätze
regelm�siges Laden oder Nachtladung			Schnellladung		Zwischendurchladung	

 ffentliche Ladeinfrastruktur ist kapitalintensiv und bei aktueller Auslastung ist ein wirtschaftlicher Betrieb standortabhängig. Anfallende Kostenpunkte sind die Hardware der Ladesäule, der Netzanschluss, die Planung und Genehmigung der Ladestation sowie die Installationskosten. Ein Überblick über aktuelle Kostenintervalle der beschriebenen Ladeinfrastruktur ist in Tabelle 43 zusammengefasst. Neben den Installationskosten fallen Betriebskosten an, welche ca. 5.500 € pro Jahr für eine AC-Ladestation sowie 15.000 € pro Jahr für einen DC-Ladepunkt betragen. [404]

Tabelle 43: Investitionskosten von Ladeinfrastruktur nach Ladeleistung und Anschlussart nach [35], [404].

Art der Ladestation	Anzahl Ladepunkte	Kosten Hardware	Kosten Netzanschluss	Kosten Planung Genehmigung	Kosten Installation Bau
Private Ladesäule	1	450-1.200 €	bis 2.000 €	bis 1.000 €	bis 1.000 €
�ffentliche Ladesäule AC, 11/22kW	2	2.500-8.000 €	bis 2.000 €	500-1.000 €	1.500-3.000 €
�ffentliche Ladesäule DC, 50 kW	2	15.000-30.000 €	5.000-15.000 €	1.500-15.000 €	3.500-20.000 €
�ffentliche Ladesäule DC BAB +150 kW	8	500.000-650.000 € für 8LP			

Eine Studie der Nationalen Plattform Zukunft Mobilität unterteilt den Aufbau der Ladeinfrastruktur in zwei Phasen. [405] Bis 2025 ist eine flächendeckende Ladeinfrastruktur zu errichten. Flächendeckend ist so definiert, dass PKW-NutzerInnen ein Tankverhalten, wie mit der heutigen Diesel- und Ottokraftstoff Tankstellen vorfinden und somit die Reichweitenh rde von Elektrofahrzeugen überwunden wird. Hierbei kommt es zunächst auf eine flächendeckende Verteilung und eine ausreichende Anzahl an Standorten von Ladeinfrastrukturen an. [405] In einer zweiten Phase erfolgt eine marktgetriebene Nachverdichtung der Ladestandorte. [405] Diese ist unter dem Begriff Bedarfsdeckung zusammengefasst, welche sicherstellt, dass neben dem Flächennetz an hoch frequentierten Standorten, die Anzahl an Ladepunkten sowie die Ladeleistung so hoch ist, dass keine oder geringe Wartezeiten an Ladestationen auftreten. [406] Weiterhin ist zwischen lokaler Flächendeckung sowie überregionaler Flächendeckung, welche den Fernverkehr auf Autobahnen betrifft, zu unterscheiden. Hier liegen andere Anforderungen bezüglich Ladeleistung bzw. Verweildauer vor. Lokale Flächendeckung bezieht sich auf ausreichend öffentlich zugängliche Ladeinfrastruktur in Städten und Kommunen. Aktuell unterscheidet sich der Grad des Ausbaus zwischen Städten und Kommunen stark. [405]

Bezüglich der Flächendeckung auf Autobahnen empfiehlt [405], dass an Hauptverkehrsachsen bis zum Jahr 2025 ein Abstandsintervall von 30 bis 50 km zwischen Schnellladestandorten aufzubauen ist. Für stark befahrene Strecken wird ein Abstandswert von bis zu 15 km zwischen Schnellladestandorten an



Autobahnen empfohlen. [405] ermittelt, dass der Abstand zwischen Raststätten und Autohöfen in Ballungsgebieten für 78,8 % unterhalb von 30 km ist. Lediglich 2,6 % der deutschen Raststätten und Autohöfe weisen Abstände von über 50 km bis zum nächsten Autohof oder zur nächsten Raststätte auf. Somit sind mit einem flächendeckenden Ausbau von Ladeinfrastruktur auf Raststätten und Autohöfen weite Teile der Autobahn mit ausreichender Ladeinfrastruktur abgedeckt. [405] Weiterhin sind Standorte in Betracht zu ziehen, welche in der Nähe von Abfahrten liegen und Fernverkehr und innerörtliche/außerörtliche Lade-Hubs bedienen. Hier stellt sich die Aufgabe der Nachverdichtung an hoch frequentierten Standorten. [405] An Streckenabschnitten, welche einen Mindestabstand von 50 km bis zur nächsten Schnellladestation überschreiten sind neue Standorte zu erschließen. [405] Diese flächendeckende Grundausstattung wird auch in der Novellierung der AFID Richtlinie adressiert, welche bis 2030 eine Untergrenze von 100 kW Ladeleistung für Parkplätze festsetzt. [403]

Abbildung 105 zeigt die räumliche Verteilung der Ladeinfrastruktur in Nordrhein-Westfalen abseits von Autobahnen (links) und an Autobahnen (rechts). Neben den Ladesäulen wird der Abstand zur nächsten Ladesäule für 1 km<sup>2</sup> Gitterzellen dargestellt. In vielen urbanen Räumen liegen die Abstände bei weniger als 5 km. In weiten Teilen der urbanen Räume in Nordrhein-Westfalen ist bereits heute eine flächendeckende Ladeinfrastruktur vorhanden, wobei große Unterschiede in der Dichte des Flächennetzes bestehen (siehe hierzu auch Abbildung 14). In suburbanen und ländlichen Regionen hingegen, sind Abstände von bis zu 15 km gegeben. Abhängig vom Verkehrsaufkommen ist zu prüfen, ob hier Ladeinfrastruktur nötig ist. Im Folgenden werden diese Regionen mit dem Verkehrsaufkommen abgeglichen, um so Potenzialflächen aufzuzeigen.

Die Verteilung der Autobahn-Ladesäulen zeigt, dass an vielen Autobahnabschnitten bereits Ladesäulen innerhalb der angestrebten 30 bis 50 km Abstände [405] vorhanden sind. Besonders an Autobahnen in peripheren Räumen, z. B. in Nordrhein-Westfalen an der A3 im Nordwesten oder an der A45 und A46 im Osten treten teilweise höhere Distanzen zur nächsten Ladesäule an Autobahntankstellen bzw. Autohöfen auf. Die Ladesäuleninfrastruktur angrenzender Bundesländer und Länder ist nicht berücksichtigt.

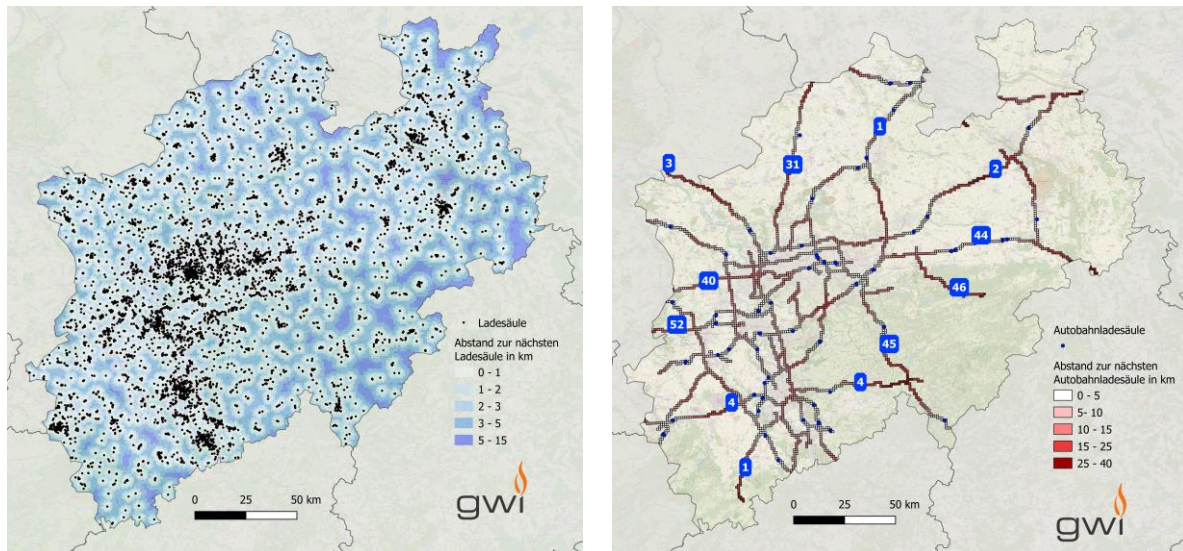


Abbildung 105: Flächenpotenziale zur Erschließung neuer Ladesäulenstandorte in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Abstands bis zur nächsten Ladesäule. Darstellung des Abstands zur nächsten Ladesäule für das Flächennetz abseits der Autobahnen (links) sowie Ladesäulenstandorte an Autobahnen (rechts).

Neben der räumlichen Verteilung der Ladesäulen ist eine Nachverdichtung an hoch frequentierten Standorten nötig, um Wartezeiten möglichst gering zu halten. In Artikel 3 des Vorschlages für eine Überholung der AFID Richtlinie vom 10.09.2021 sind bereits konkrete Zielwerte für den Ausbau der Ladesäuleninfrastruktur genannt. [403] Ziele für öffentlich zugängliche Ladeinfrastruktur sind für leichte Nutzfahrzeuge mit 1 kW und 0,66 kW pro im Gebiet zugelassenem elektrischen bzw. Plug-in-Hybriden Fahrzeug angegeben. Weiterhin werden Mindestanforderungen für das TEN-V-Kernnetz angegeben, welche eine maximale Distanz zwischen öffentlichen Ladestandorten von 60 km festlegt. Hierbei liegt die Mindestanforderung für die kumulierte Ladeleistung eines Standortes bei 300 kW inkl. mindestens einer individuellen Ladesäule mit 150 kW bis 2025. Für schwere Nutzfahrzeuge wird eine äquivalente Mindestanforderung des maximalen Abstandes von Ladestandorten im TEN-V-Kernnetz genannt. Die Mindestanforderungen für kumulierte Ladeleistung an einem Standort für schwere Nutzfahrzeuge beträgt mindestens 1.400 kW sowie mindestens eine einzelne Ladesäule mit 350 kW Ladeleistung bis 2025. Im TEN-V-Gesamtnetz beträgt der Mindestabstand 100 km bei äquivalenten Ladeleistungsanforderungen. Bis Ende 2030 ist für jeden Parkplatz, welcher für schwere Nutzfahrzeuge geeignet ist, eine minimale Ladeanforderungsgrenze von 100 kW angegeben. Weiterhin ist an städtische Knoten eine öffentlich zugängliche Ladeleistung von 600 kW bis 2025 und von 1.200 kW bis 2030 sicherzustellen. [403]

Zur Bestimmung von Potenzialflächen für den weiteren Ausbau von Ladeinfrastruktur wurden in den letzten Jahren bereits flächenbasierte Tools entwickelt, welche für Kommunen oder Planer verfügbar sind. Hierzu zählt das StandortTOOL, welches den aufkommenden Ladebedarf von Nahverkehr (Fahrtstrecke < 100 km) auf die Siedlungsflächen bzw. anderen Standorten wie Einkaufen oder Arbeiten in Deutschland in einem 500 m x 500 m Raster zuordnet. Es wird ausschließlich der PKW-Verkehr betrachtet. Somit liegt der Schwerpunkt der Auswertung entsprechend auf der Identifikation von Ladebedarf an Wohnorten bzw. Siedlungsflächen, da hier ein hoher Anteil der Beladevorgänge stattfinden wird. Als Potenzialflächen werden urbane Räume mit dichter Bebauungsstruktur und wenig privaten Parkplätzen ausgewiesen und mit einem Potenzial zwischen 1 (niedrig) bis 9 (hoch)

bewertet. [29] Als bereits vorhandene Ladeinfrastruktur ist ausschließlich die der Bundesnetzagentur gemeldete öffentlich zugängliche Ladeinfrastruktur erfasst. Die Bedarfsanalyse für Ladeinfrastruktur für den Nahverkehr erfolgt anhand von fünf Schritten: 1. Quartierstypisierung, 2. Verkehrserzeugung, 3. Elektrifizierung des PKW-Verkehrs, 4. Ladeverhaltensanalyse sowie 5. Ermittlung des Ladepotenzials. [29] Der Fernverkehr wird entlang der Autobahnen und teilweise auch stark befahrener Bundesstraßen abgebildet. Hierbei werden Kreis zu Kreis Verbindungen bestimmt und Fahrten mit einer Strecke von über 100 km als Fernverkehrstrecken gewertet. Anhand der Entfernung werden Lademöglichkeiten identifiziert und mit der aktuellen Infrastruktur abgeglichen. [29] Die von [29] ermittelten Potenziale für Nordrhein-Westfalen sind in Abbildung 106 für 2022 und 2030 dargestellt. Hierbei werden hohe Bedarfe an zusätzlicher Ladeinfrastruktur an allen Autobahnen und Bundesstraßen (6-8) für das Jahr 2030 ausgewiesen. Für einen großen Teil der städtischen Gebiete wird für 2030 ebenfalls ein hoher Bedarf (8-9) an zusätzlicher Ladeinfrastruktur angegeben.

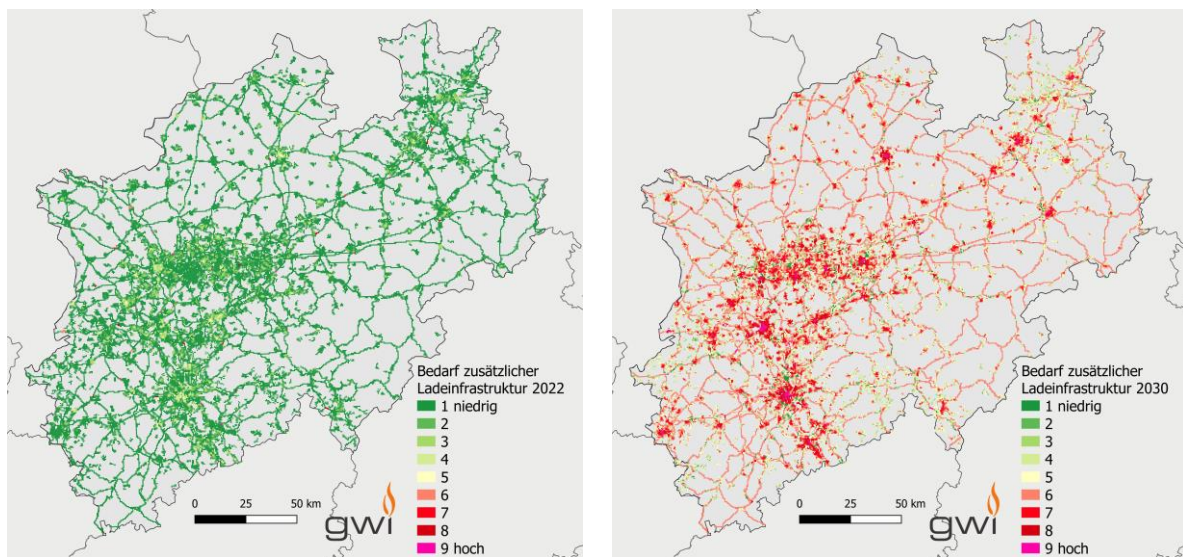


Abbildung 106: Prognostizierte Bedarf an Ladeinfrastruktur für Nordrhein-Westfalen für die Jahre 2022 (links) und 2030 (rechts) des StandortTOOL der Ingenieurgruppe IVV, ISB, DLR und RLI. Wobei 1 für einen geringen zusätzlichen Bedarf steht und 9 für einen hohen Bedarf an zusätzlicher Ladeinfrastruktur. [29]

Der Bund stellt über das Schnellladegesetz bzw. der im Rahmen des Gesetzes durchgeführten Ausschreibungsverfahren sicher, dass der Ausbau von deutschlandweit 1.000 Schnellladepunkten, sogenannten Schnellladehubs, erfolgt. Aktuell ist die Anzahl von Fahrzeugen, welche mit einer Ladeleistung von 150 kW oder mehr (High Power Charging – HPC) beladen werden können, gering. Daher ist der Aufbau der dafür nötigen Infrastruktur bei aktueller Nachfrage unrentabel. Die bereits veröffentlichten Suchräume, auf welche die HPC-Standorte errichtet werden sollen, sind anhand der Potenzialdaten des StandortTOOL ermittelt. Für die Errichtung und den Betrieb der HPC-Infrastruktur sind ca. 2 Milliarden € veranschlagt. [407] Hierbei wird zwischen einem Verfahren über Standorte an Autobahnen sowie regionale Standorte unterschieden. 900 Standorte sollen abseits von Autobahnen entstehen sowie ca. 200 HPC-Standorte an Autobahnen. Bei den Standorten an Autobahnen werden Standorte ausgeschrieben, welche im Eigentum des Bundes und zurzeit nicht bewirtschaftet sind. Teilnehmer des Ausschreibungsverfahrens abseits von Autobahnen müssen die exakte Lage innerhalb des Suchraums selbst wählen. [406]



Der im Rahmen dieser Studie erzeugte Datensatz zur Bestimmung von Vorzugsflächen für Ladeinfrastruktur basiert auf dem Verkehrsaufkommen, der für 2030 angenommenen Flottenzusammensetzung (siehe Abbildung 103) sowie der bereits vorhandenen Ladeinfrastruktur. Daher ist der Datensatz dafür geeignet, Standorte für Lade-Hubs innerorts sowie an Verkehrsachsen zu identifizieren. Abweichend vom Datensatz des StandortTOOL werden alle Fahrzeugklassen betrachtet. Zur Identifikation von öffentlicher Ladeinfrastruktur in Siedlungsgebieten ist eine Ermittlung von Potenzialflächen ausschließlich auf Grundlage des Verkehrsaufkommens nicht sinnvoll. In einem ersten Schritt werden die vom BMVI veröffentlichten Suchräume mit dem Endenergieverbrauch an Strom im Jahr 2030 abgeglichen, dargestellt in Abbildung 107. HPC-Standorte sind an Verkehrsachsen in Nordrhein-Westfalen sowie für viele Städte ausgeschrieben. Hierbei werden bevorzugt Verbindungsstellen zwischen Bundesstraßen und Autobahnen gewählt. Dies bestätigt die Annahme, dass für die Flächenidentifikation von Lade-hubs, das Verkehrsaufkommen ausschlaggebend ist. Weiterhin sind für viele Städte ein HPC-Standort ausgeschrieben, um die Anforderungen der AIFD über Lade-Hubs an städtischen Knoten gerecht zu werden. Alle Standorte sind so gewählt, dass sie an Standorten mit hohem Endenergieverbrauch an Strom liegen.

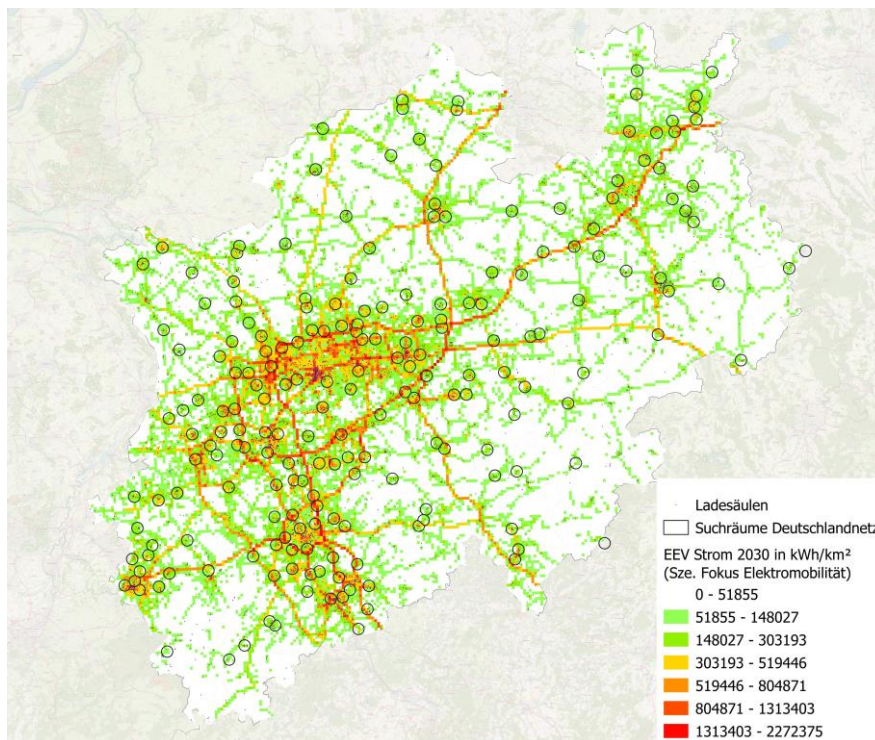


Abbildung 107: Regionalisierte Endenergieverbräuche (EEV) an Strom für das Jahr 2030 Szenario Elektromobilität sowie die von der Nationalen Leitstelle Ladeinfrastruktur veröffentlichten Suchräume des Deutschlandnetzes. [29], [408]

Weiterhin werden die Suchräume für HPC-Standorte mit der bereits installierten Ladeinfrastruktur abgeglichen, wobei jeweils die Ladeleistung je Quadratkilometer summiert ist, dargestellt in Abbildung 108. Es ist ersichtlich, dass innerhalb der Suchräume oftmals bereits Ladeinfrastruktur installiert ist, jedoch mit Werten zwischen 20 und 66 kW/km². Außerhalb von Städten und Metropolregionen liegt die verfügbare öffentliche Ladeleistung selten über 147 kW/km².

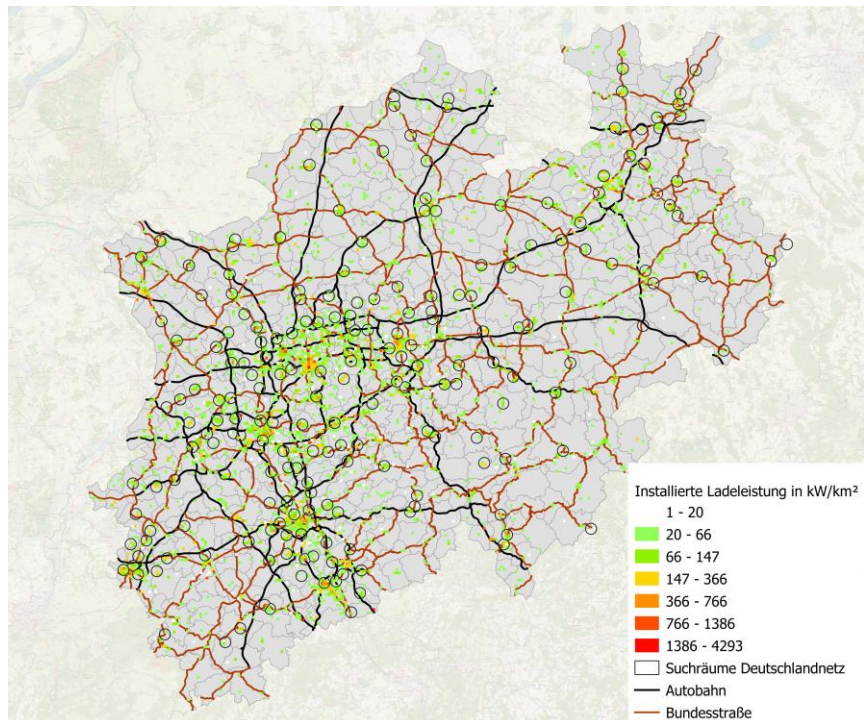


Abbildung 108: Installierte Ladesäuleninfrastruktur in Nordrhein-Westfalen sowie die von der Nationalen Leitstelle Ladeinfrastruktur veröffentlichten Suchräume des Deutschlandnetzes. [29], [408]

Ringsum das Ruhrgebiet ist die Anzahl an ausgeschriebenen Suchräumen entsprechend dem Verkehrsaufkommen besonders hoch. In Dortmund ist an den vier in die Stadt führenden Bundesstraßen jeweils ein Standort ausgeschrieben. In Süden von Bochum und Essen sowie allen umliegenden Städten des Ruhrgebietes ist jeweils ein Standort ausgeschrieben, wie in Abbildung 109 dargestellt. Die Dichte an ausgeschriebenen HPC-Standorten in Städten im nördlichen Ruhrgebiet entlang der A2 ist hoch (Oberhausen, Bottrop, Gladbeck, Buer, Herten, Recklinghausen, Herne, Castrop-Rauxel).

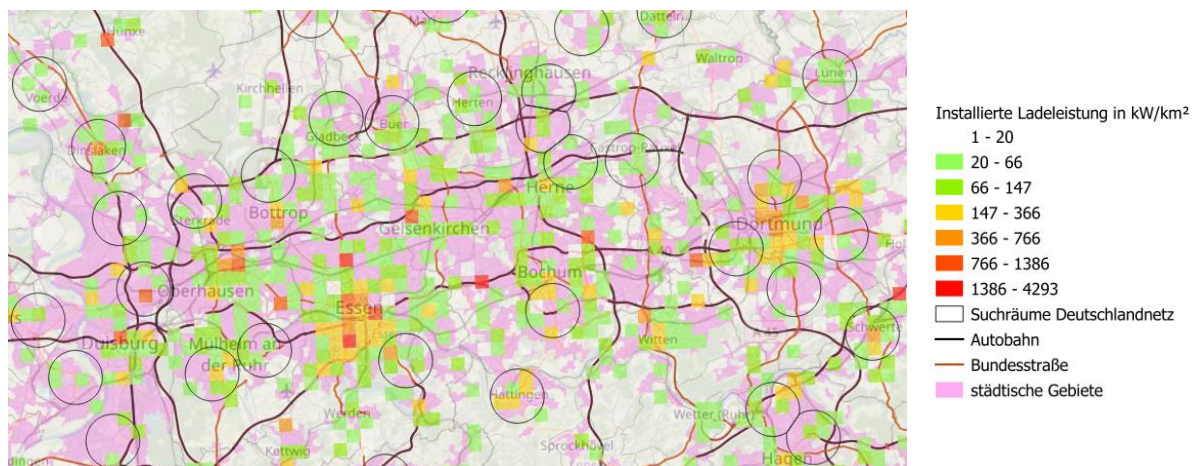


Abbildung 109: Installierte Ladesäuleninfrastruktur im Ruhrgebiet sowie die von der Nationalen Leitstelle Ladeinfrastruktur veröffentlichten Suchräume des Deutschlandnetzes für HPC-Ladestationen. [29], [408]

Im Folgenden werden die identifizierten Flächen der in diesem Bericht durchgeführten Analyse präsentiert, welche den Fokus auf Lücken im Flächennetz sowie Standorte mit hohem

Verkehrsaufkommen legt. Hierbei werden, wie in Abschnitt 6.1.1, unterschiedlich klassifizierten Flächen betrachtet. Die Klassifikation ist nach Flächen an Autobahnen und abseits von Autobahnen sowie Flächen, die in Reichweite und nicht in Reichweite einer Ladesäule liegen unterteilt. Die resultierenden Werte für Flächen abseits der Autobahn geben den normierten Endenergieverbrauch an Strom zu der Anzahl umliegender öffentlicher Ladesäulen (nicht der verfügbaren Ladeleistung) an (grün: geringe Eignung - gelb: mittlere Eignung – rot: hohe Eignung). Für Gitterzellen ohne umliegende Ladesäulen wird der Endenergieverbrauch an Strom je km<sup>2</sup> angegeben (hellblau: geringe Eignung – dunkelblau: hohe Eignung). Die Auswertungsergebnisse sind in Abbildung 110 dargestellt. Werden Flächen abseits der Autobahn ohne umliegende Ladesäule verglichen (blau), so zeigen sich außerhalb der Metropolregionen Flächen, welche abseits von Bundesstraßen liegen als besonders benachteiligt. In den betroffenen Regionen, betragen die Distanzen zur nächsten öffentlichen Ladesäule oft über 20 km (siehe auch Abbildung 105). Hierbei ist ein strukturelles Muster zu erkennen, von besonders unrentablen Standorten. Ob die Errichtung von Ladesäulen an Standorten abseits von Bundesstraßen notwendig ist, ist im Einzelfall zu prüfen. Werden die Flächen mit umliegender Ladeinfrastruktur betrachtet (grün-gelb-rot), zeigt sich, dass die umliegenden Bereiche von Metropolregionen mit verhältnismäßig hohem Verkehrsaufkommen, wie dem Ruhrgebiet und Köln, mit einer geringen Anzahl an Ladesäulen ausgestattet sind. Dies zeigt sich besonders nördlich und westlich des Ruhrgebiets, wobei bereits eine hohe Anzahl an HPC-Standorten ausgeschrieben sind. Auch nordöstlich von Köln ist eine Region mit hohem Verkehrsaufkommen und verhältnismäßig geringer öffentlicher Ladesäulendichte. Ein ähnliches Muster liegt zwischen Bielefeld und Detmold und nordwestlich von Bielefeld vor.



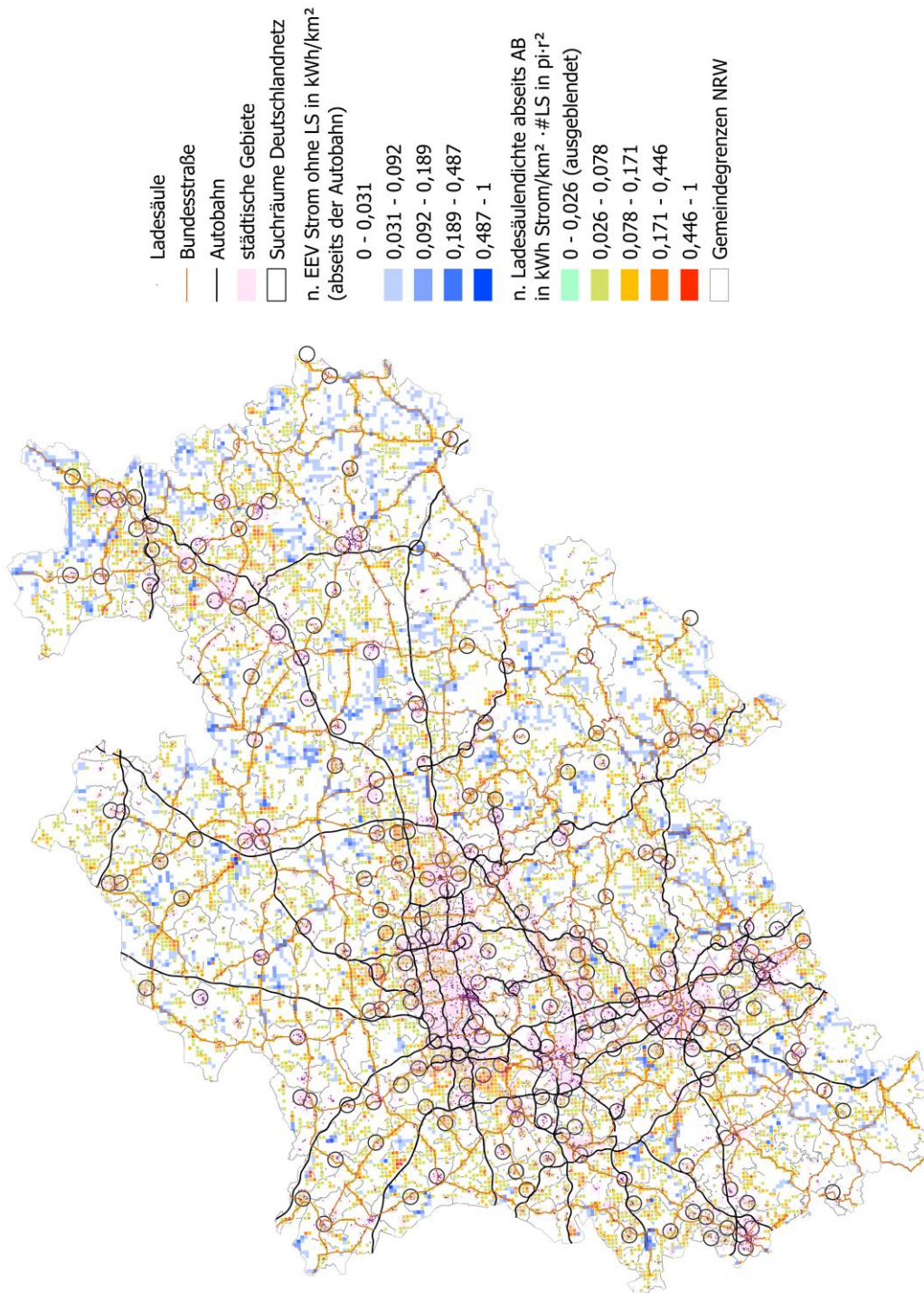


Abbildung 110: Flächenpotenziale zur Erschließung des Ladesäulennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Ladesäulen abseits von Autobahnen. Für Gitterzellen ohne umliegende Ladesäulen ist der normierte EEV an Strom in  $\frac{\text{kWh}}{\text{km}^2}$  (blau) angegeben. Für Gitterzellen mit umliegender Tankstelle ist der normierte EEV an Strom bezogen auf die Anzahl an umliegenden Ladesäulen (LS) in einem Luftlinienradius von 5,5 km in  $\frac{\text{kWh}}{\text{km}^2 \cdot \# \text{LS in } \pi \cdot r^2}$  (grün-gelb-rot). Weiterhin sind die Suchräume des Deutschlandnetzes aufgetragen. [29], [408]

Beispielhaft für Potenzialflächen wird das Kreuz Duisburg Süd betrachtet, an dem die A59, A524, B288 sowie die B8 zusammenlaufen, dargestellt in Abbildung 111. In den Innenstädten von Duisburg und Krefeld ist bereits ein dichtes Netz von Ladesäulen errichtet. Südlich sowie westlich des Kreuzes liegt zum aktuellen Zeitpunkt ein relativ dünnes Ladesäulennetz trotz hohem Verkehrsaufkommen vor. Entsprechend ist hier eine Nachverdichtung zu empfehlen, die bereits durch das Deutschlandnetz adressiert ist. Ähnliches gilt für das Gebiet der Stadt Duisburg westlich des Rheins.

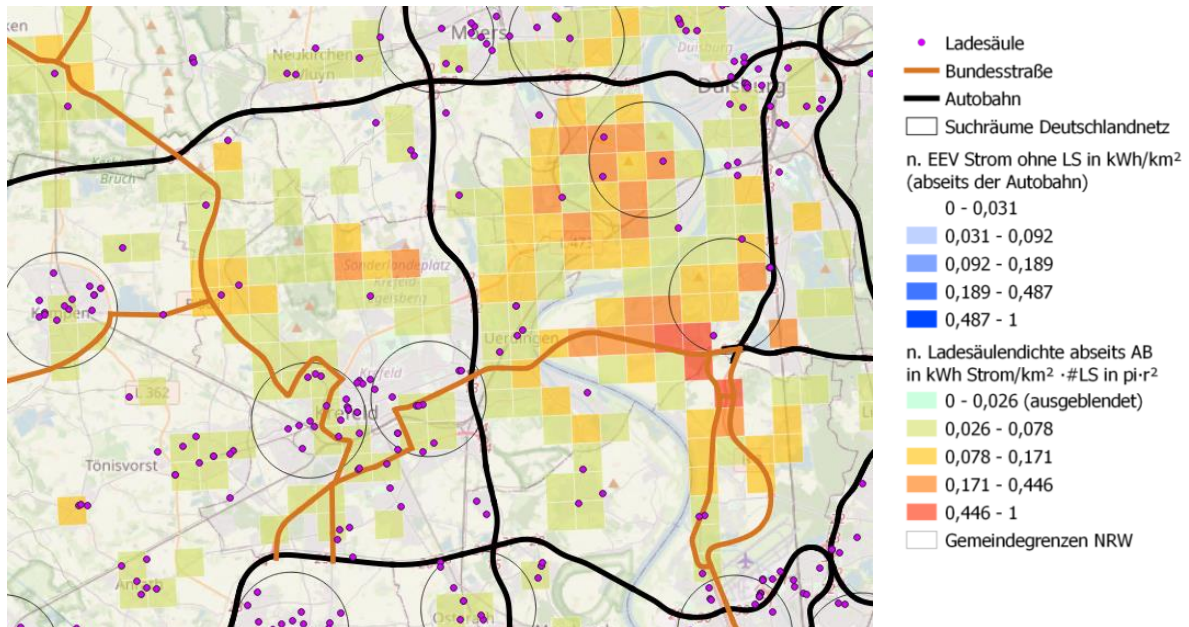


Abbildung 111: Beispielhaftes Flächenpotenzial zur Erschließung des Ladesäulennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Ladesäulen abseits von Autobahnen um das Kreuz Duisburg Süd sowie den bereits ausgeschriebenen Standorten von HPC-Standorten des Deutschlandnetzes. [29], [408]

### 6.1.3 Szenario Fokus Brennstoffzellenmobilität

Aktueller Stand der Anzahl von in Betrieb genommenen sowie sich in Planungs- und Genehmigungsphase befindenden Wasserstofftankstellen beträgt deutschlandweit 91<sup>13</sup>, welche für die Betankung von PKW mit 700 bar ausgelegt sind [22]. Als Zielmarke ist von der Bundesregierung ein bundesweites Flächennetz für PKW bestehend aus 100 Wasserstofftankstellen formuliert. Dieses Ziel wird somit in naher Zukunft erreicht. [29] Der von H<sub>2</sub>Mobility angegebene Wasserstoffabsatz im Mobilitätssektor beträgt im Oktober 2021 25 t<sub>H<sub>2</sub></sub>. [22] Im Rahmen dieser Studie werden Auswirkungen hoher Anteile an Brennstoffzellenfahrzeugen auf die Tankstelleninfrastruktur analysiert. Die Prognosen über Flottenzusammensetzung sowie die zukünftigen Absatzmengen sind für wasserstoffbasierte Antriebe zum aktuellen Zeitpunkt mit hoher Unsicherheit behaftet. Die Antriebs- und Betankungstechnologien für die Fahrzeugsegmente PKW, leichte Nutzfahrzeuge und Linienbusse sind bereits heute erprobt und gelten als Wachstumstreiber der Technologie. [409] Demgegenüber

<sup>13</sup> Stand: 29.11.2021

---

steht die Nutzung von Wasserstoff im mittelschweren und schweren Nutzfahrzeugsegment. Diese befinden sich zum Teil noch im Entwicklungsstadium, jedoch wird der Nutzung ein hohes Potenzial aufgrund der höheren Energiedichte und somit einem geringeren Platzbedarf zugesagt. Hinzu kommt die uneingeschränkte Nutzlast im Vergleich zu batterieelektrischen Nutzfahrzeugen. [409] Neben dem Platzbedarf und Gewicht des Wasserstoffspeichers im Fahrzeug, spielt auch die Betankungszeit eine entscheidende Rolle. Zur Betankung von 40 – 100 kg Wasserstoff in unter 15 Minuten werden für das Nutzfahrzeugsegment unterschiedliche Betankungsoptionen von Herstellern entwickelt. Die vier Betankungsarten, welche von mindestens einem Hersteller und einem Gaslieferanten entwickelt werden, sind die Wasserstoffbetankung bei 350 bar oder 700 bar, die Betankung von kryokomprimiertem Wasserstoff sowie verflüssigter Wasserstoff. [409]

In dieser Betrachtung wird angenommen, dass PKW und leichte Nutzfahrzeuge ( $N_1 < 3,5$  t) Wasserstoff bei 700 bar tanken. Weiterhin wird angenommen, dass Reise-, Linienbusse sowie LKW aller Gewichtsklassen mit Wasserstoff bei 350 bar betankt werden und Sattelzugmaschinen mit flüssigem Wasserstoff. Im Fahrzeugsegment Nutzfahrzeuge ist die Betankung von Wasserstoff bei 350 bar bereits im kommerziellen Betrieb (Busse und Müllsammelfahrzeuge). [409] Daher wird Wasserstoff bei einem Druck von 350 bar als Kraftstoff für das Nutzfahrzeugsegment zugrunde gelegt. Im Fahrzeugsegment der schweren Nutzfahrzeuge mit hohen Reichweitenanforderungen hat noch keine wasserstoffbasierte Technologie die kommerzielle Nutzung erreicht. Allerdings verfügt Daimler über eine Straßenzulassung für einen Brennstoffzellen-LKW, welcher durch einen Flüssigwasserstoffspeicher eine Distanz von 1.000 km ohne Betankung zurücklegen kann [410]. Dies ermöglicht weitere Erprobung auf öffentlichen Straßen. [411]

Im Fahrzeugsegment PKW wird aufgrund des bereits eingesetzten Elektrifizierungstrends bis 2050 ein Flottenanteil von 35 % an Brennstoffzellenfahrzeugen sowie 35 % an Elektrofahrzeugen im Szenario Fokus Wasserstoffmobilität angenommen. Der verbleibende PKW-Bestand wird als Plug-In-Hybride PKW angenommen. [404] Auch für andere Fahrzeugklassen ist zukünftig eine Elektrifizierung, wenn möglich, zu erwarten. Diese werden auch im Szenario Brennstoffzellenmobilität berücksichtigt und Wasserstoff wird verstärkt für Fahrzeugklassen, welche schwer zu Elektrifizieren sind, eingesetzt. Trotzdem wird ein Endenergieverbrauchsszenario abgebildet, in dem brennstoffzellenbasierte Fahrzeuge in jedem Fahrzeugsegment vertreten sind. Entsprechend wird für Linienbusse ein Anteil von 50 % Brennstoffzellenfahrzeuge angenommen. Für Reisbusse wird ein Anteil von 70 % Brennstoffzellenfahrzeuge bis 2050 angenommen. Für leichte Nutzfahrzeuge wird der bereits eingesetzte Trend zur Elektrifizierung berücksichtigt und ein Anteil von 40 % an Brennstoffzellenfahrzeugen angenommen. Mit steigendem Zulassungsgewicht wird ein höherer Anteil an Brennstoffzellenfahrzeugen im Nutzfahrzeugsegment angenommen. Für Sattelzugmaschinen wird bis 2050 ein Anteil von 60 % Brennstoffzellenfahrzeugen angenommen. Eine Übersicht über die angenommenen Flottenbestandteile im Szenario Fokus Wasserstoffmobilität ist in Abbildung 112 dargestellt. Die bis 2030 substituierbaren Flottenanteile werden entsprechend Tabelle 40 angenommen. Der angenommene Anteil an brennstoffzellenbasierten Fahrzeugen am Flottenbestand in dem Fahrzeugsegment LKW > 12 t beträgt 27 % und für Sattelzugmaschinen 33 %. In [412] wird ein Wert von 22 % für schwere LKW in 2030 angenommen. Bei dem in dieser Studie dargestellten Szenario handelt es sich entsprechend um ein Extremszenario, das darstellt, welche Flottenanteile bei einem starken Fokus auf Wasserstoffmobilität erreicht werden.

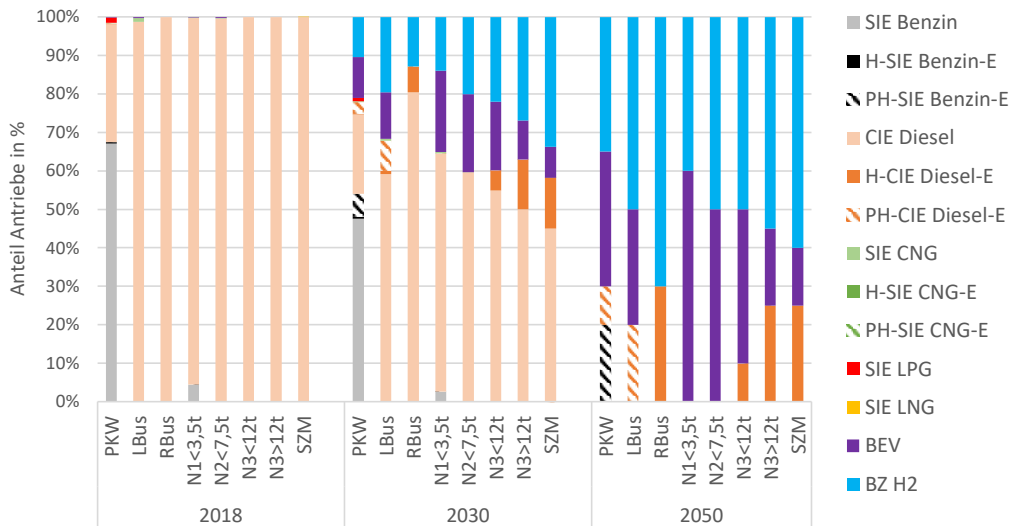


Abbildung 112: Angenommene Antriebsverteilung der zukünftigen Flotte im Straßenverkehr im Szenario Fokus Wasserstoffmobilität. [105], [111]–[114], [399], [400], [404]

Das entsprechende Mengengerüst an Endenergieverbräuchen resultiert bis zum Jahr 2030 in einem jährlichen Wasserstoffverbrauch von 46,5 PJ. Dieser setzt sich aus 18,0 PJ Endenergieverbrauch an Wasserstoff bei 700 bar, 11,4 PJ an Wasserstoff bei 350 bar von Nutzfahrzeugen und Bussen sowie 17,0 PJ an flüssigem Wasserstoff von Sattelzugmaschinen zusammen. Zur Erreichung des Reduktionsziel von -40 % Treibhausgasen, ist ein Anteil von 85 % an synthetischen Wasserstoff am gesamten Wasserstoffverbrauch erforderlich. Die verbleibenden 15 % können unter Einhaltung eines 40 % Reduktionsziels und unter der Annahme des hohen Anteils an Brennstoffzellenfahrzeugen in allen Fahrzeugklassen bis 2030 aus Erdgas stammen. Weiterhin wird, wie in den Szenarien Fokus Verbrenner und Fokus Elektromobilität, ein Endenergieverbrauch an Biokraftstoffen von 33 PJ angenommen. Die erzielte Einsparung an Endenergieverbrauch beträgt bis 2030 28 %. Würde sich der dargestellte Trend bis 2050 fortsetzen, resultiert daraus ein Endenergieverbrauch an Wasserstoff von 94,7 PJ. Dieser setzt sich aus 51,7 PJ Endenergieverbrauch für Wasserstoff bei 700 bar, 21,9 PJ Endenergieverbrauch für Wasserstoff bei 350 bar sowie 21,2 PJ flüssigem Wasserstoff zusammen. Das Mengengerüst für 2030 und 2050 ist in Abbildung 113 dargestellt.



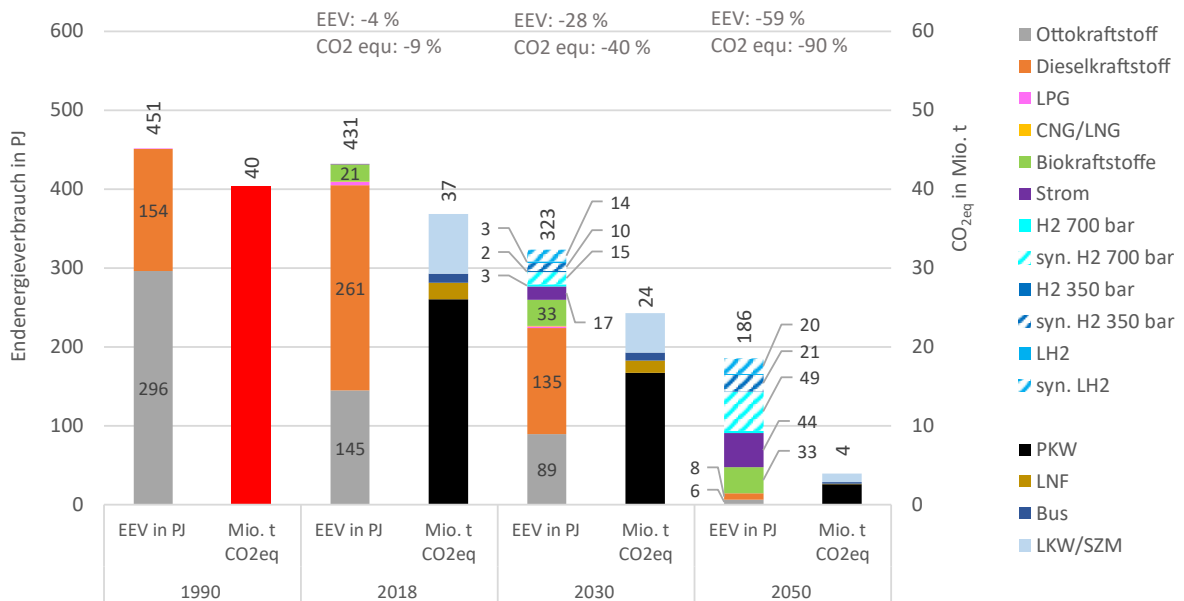


Abbildung 113: Simulationsergebnisse des Szenarios Fokus Brennstoffzellenmobilität mit resultierenden Endenergieverbräuchen (EEV) der Kraftstoffe und Strom in PJ sowie den resultierenden WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen in Mio. t für die Jahre 2030 und 2050. Relative Einsparungen an EEV und CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen sind bezogen auf 1990 dargestellt. Die Endenergieverbräuche sind heizwertbezogen angegeben.

Als Vergleichswert berechnet [243] einen Endenergieverbrauch an Wasserstoff für ein optimiertes Szenario von 32,4 PJ für 2030 sowie 212 PJ für das Jahr 2045 für den gesamten deutschen Verkehrssektor, bei einem Treibhausgasreduktionsziel von -30 % bzw. -57 % bezogen auf das Jahr 2018. Der in dieser Studie berechnete Endenergieverbrauch an Wasserstoff resultiert für das Jahr 2030 in einem Endenergieverbrauch von 46,5 PJ an Wasserstoff für den Straßenverkehrssektor in Nordrhein-Westfalen, bei einer Treibhausgasreduktion von -34,19 % bezogen auf 2018. Dieser liegt somit deutlich über dem Zielwert von -30 %. Entsprechend ist das dargestellte Szenario als Extremfall einzuordnen, wie bereits zuvor erläutert. Für 2045 wird von [243] ein Endenergieverbrauch an Wasserstoff im deutschen Verkehrssektor von 212 PJ vorhergesagt. Der in dieser Studie berechnete Wert für das Szenario Fokus Brennstoffzellenmobilität liegt bei 94,7 PJ bei einer Treibhausgasreduktion von -89,35 % bezogen auf das Jahr 2018. Die Endenergieverbrauchswerte für 2050 liegen in einer ähnlichen Größenordnung. [243]

Zum aktuellen Zeitpunkt ist das Flächennetz für Wasserstofftankstellen, welche für schwere Nutzfahrzeuge geeignet sind, sehr lückenhaft. Dies ist mit der geringen Marktdurchdringung von Brennstoffzellenfahrzeugen im Nutzfahrzeugsegment zu begründen. [403] Dieser Zustand trifft auch für Nordrhein-Westfalen zu (siehe Abbildung 10). Trotzdem ist ein Tankstellenhochlauf vor dem Fahrzeughochlauf notwendig, daher sind in [403] verbindliche Mindestziele für öffentlich zugängliche Wasserstofftankstellen festgelegt. Es wird beschrieben, dass Nutzfahrzeuge in der Lage sein müssen an Zielorten zu tanken. Diese sind im Regelfall in Logistik- oder Stadtzentren zu verorten. Daher wird die Errichtung von öffentlichen Wasserstofftankstellen neben städtischen Knoten an multimodalen Umschlagelplätzen festgelegt. [403] Weiterhin ist in dem Vorschlag der neuen AFID Verordnung auch eine Mindestanzahl an Tankstellen, welche flüssigen Wasserstoff anbieten, beschrieben. Dieser wird jedoch nicht genauer quantifiziert. Konkrete Ziele für den Aufbau öffentlicher Wasserstofftankstellen sind bis Ende 2030 terminiert. Mindestanforderungen für das TEN-V-Kernnetz und TEN-V-Gesamtnetz

sind, dass die maximale Distanz zwischen zwei 700 bar Wasserstofftankstellen 150 km nicht übersteigt. Weiterhin wird eine Mindestkapazität von  $2.000 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$  vorgegeben. Für flüssigen Wasserstoff ist eine maximale Distanz zwischen zwei Tankstellen von 450 km angegeben. Weiterhin ist an städtischen Knoten die Errichtung einer öffentlich zugänglichen Tankstelle zu gewährleisten. [403] Die Abstände zur nächsten Wasserstofftankstelle für das Flächennetz in Nordrhein-Westfalen sind für Wasserstoff bei 700 bar und bei 350 bar für Autobahnen in Abbildung 114 dargestellt.

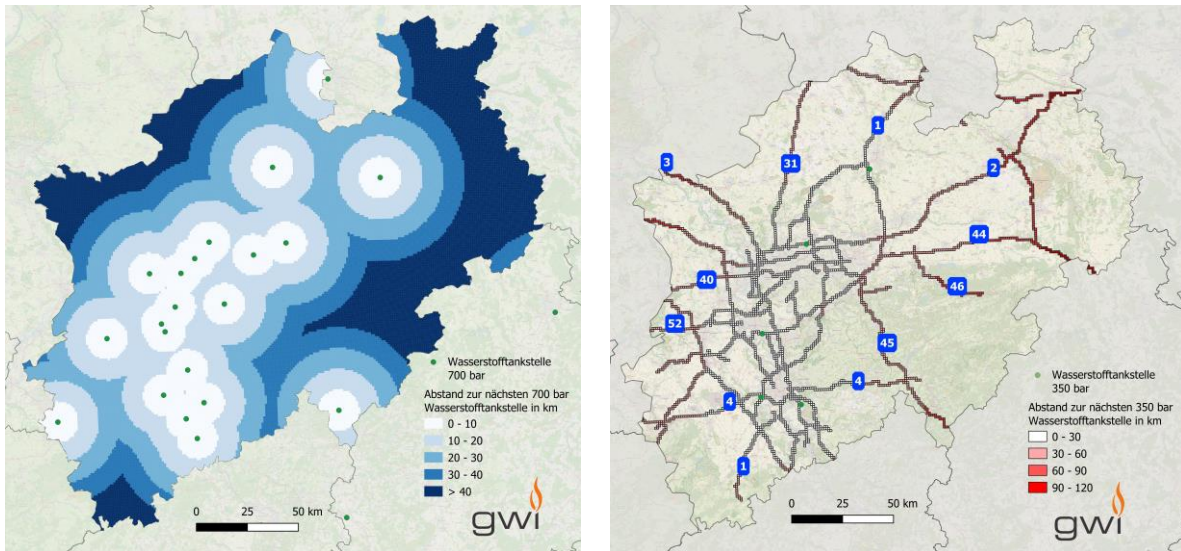


Abbildung 114: Flächenpotenziale zur Erschließung neuer Standorte für Wasserstoff-Tankstellen in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Abstands bis zur nächsten Ladesäule. Darstellung des Abstands zur nächsten 700bar-Tankstelle für das Flächennetz abseits der Autobahnen (links) sowie 350bar-Tankstellen an Autobahnen (rechts).[22]

Zur deutschlandweiten, flächendeckenden und komfortablen Versorgung von Brennstoffzellenfahrzeugen (PKW, LKW und Bussen) bestimmt [404] einen Bedarf von 2.000 Wasserstofftankstellen bis 2050, für den Fall, dass es sich bei einem Großteil der Fahrzeugflotte um Elektrofahrzeuge handelt (80 % BEV zu 20 % FCEV). Hierbei werden pro Tankstelle für eine kurze Frist tägliche Abnahmemengen von  $200 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$  bestimmt sowie zukünftig  $1.000 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$ . Weiterhin wird angegeben, dass die absolute Anzahl an Wasserstofftankstellen deutlich niedriger als die Anzahl heutiger Diesel- und Benzin-Tankstellen ausfällt. Für ein Szenario, in dem der Fokus der gesamten Flotte auf Wasserstoffmobilität liegt (20 % BEV zu 80 % FCEV), wird deutschlandweit eine Anzahl von 6.000 Wasserstofftankstellen bis 2050 bestimmt, bei einer täglichen Abnahmemenge von  $1.700 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$ . Wobei ca. 65 % der Kapazität an Wasserstofftankstellen von Brennstoffzellen PKW in Anspruch genommen wird. [404]

Für 2020 sind Kosten für eine Wasserstofftankstelle für gasförmigen Wasserstoff mit einer Kapazität von  $1.000 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$  von 3 Millionen € zu veranschlagen, welche bis 2050 auf 2,0 Millionen € sinken. [404] Die Investitionskosten einer entsprechenden Wasserstofftankstelle, welche flüssigen Wasserstoff bereitstellt sind mit 2 Millionen € für 2020 und 1,4 Millionen € in 2050 angegeben. Der angenommene Abschreibungszeitraum der Komponenten Kompressor, Zapfsäule und Vorkühler beträgt 10 Jahre sowie 20 Jahre für die Bauplanungs- und Speicherkosten. [404] In [412] werden mittlere Kapazitäten



---

von heutigen Wasserstofftankstellen für PKW von  $168 \frac{kg_{H_2}}{Tag}$  für klein dimensionierte Tankstellen angegeben und 800 bis  $2.200 \frac{kg_{H_2}}{Tag}$  für große Wasserstofftankstellen.

Von Ulrich et al. [404] werden die volkswirtschaftlichen Kosten der Energieversorgungsinfrastruktur für drei Szenarien (Fokus BEV, Mix, Fokus FCEV) bestimmt, wobei die Kostenpunkte Ladeinfrastruktur, Ertüchtigung Niederspannungsnetz und Mittelspannungsnetz mit den Kosten Wasserstofftankstellen sowie Wasserstoff Verteilung für 2030, 2040 und 2050 verglichen werden. Die gesamten Kosten werden jeweils auf ein Jahr umgelegt. [404] Im Szenario Fokus BEV ist das Verhältnis von Elektro PKW zu Brennstoffzellen PKW 32 Millionen zu 8 Millionen, für das Szenario Mix 20 Millionen zu 20 Millionen und für das Szenario FCEV liegt das Verhältnis bei 8 Millionen zu 32 Millionen. [404] Die Annahmen zur benötigten Infrastruktur belaufen sich auf ca. 6.000 Wasserstofftankstellen für das Szenario FCEV und 2.000 für das Szenario BEV. Für die Ladeinfrastruktur wird angenommen, dass ein öffentlicher Normalladepunkt pro 16,5 Elektrofahrzeugen, ein öffentlicher Schnellladepunkt pro 165 Elektrofahrzeugen sowie 1,125 private Ladepunkte pro Elektrofahrzeug installiert werden. [404] Hierbei fallen im Jahr 2030 Kosten von ca. 3,3 Milliarden €/a Jahr an. Für das Jahr 2050 übersteigen die Kosten der Energieversorgungsinfrastruktur für das Szenario BEV mit 11 Milliarden €/a die von Szenario FCEV mit 6 Milliarden €/a um 5 Milliarden €/a. Für das Szenario Mix wird ein Wert von 8 Milliarden €/a berechnet. Höchster Kostenpunkt für das Szenario Fokus Elektro sind die Kosten für Ladeinfrastruktur mit ca. 8,8 Milliarden €/a und 1,2 Milliarden €/a für die Ertüchtigung von Nieder- und Mittelspannungsnetzen. Die Kosten für Wasserstofftankstellen im Szenario Fokus FCEV betragen im Jahr 2050 dagegen 2,1 Milliarden €/a. Weiterhin werden 1,5 Milliarden €/a für die Verteilung von Wasserstoff bis zur Tankstelle bestimmt. Es ist anzumerken, dass die Kosten der Beladungs- und Betankungsinfrastruktur deutlich unter denen des Energiesystems für den Aufbau und Speicherung von erneuerbaren Energien liegt. Die Energiesystemkosten werden mit ca. 90 Milliarden €/a zur Bereitstellung der nötigen Energie der 40 Millionen PKWs angegeben. [404] In einer vergleichbaren Studie werden von [259] für ein Elektromobilitätsszenario mit 20 Millionen Elektrofahrzeugen 51 Millionen € kumulierten Investitionen in Ladeinfrastruktur berechnet. Für ein Szenario mit 20 Millionen Wasserstofffahrzeugen werden kumulierte Infrastrukturkosten von 40 Millionen € berechnet. Beide Kostenwerte beziehen sich ausschließlich auf Beladungs- und Betankungsinfrastruktur für PKW. [259]

Von Rose et al. [412] werden Kosten für den Hochlauf von Wasserstofftankstellen, welche Brennstoffzellen-LKW versorgen könnten, mit 9 Milliarden €/a inklusive Wasserstoffgestehungskosten bis 2050 berechnet. Es wird ermittelt, dass mit einem Netz aus 140 Wasserstofftankstellen das deutsche Autobahnnetz bedient werden könnte, wobei sich eine Konzentration entlang der Industriezentren und hoch frequentierten Transitrouten ergibt. Aufgrund der höheren und konzentrierten Absatzmengen an LKW Tankstellen sind diese unabhängig von dem PKW Wasserstofftankstellennetz zu errichten. Verdichter an für Brennstoffzellen PKW ausgelegten Tankstellen weisen heute eine Kapazität von  $60 kg_{H_2}/h$  auf. Wobei der Hochdruckzwischenpeicher (700 bar) in der Regel für eine Menge von  $10 kg_{H_2}$  ausgelegt ist. Im Anschluss müsste aus dem Niederdruckspeicher nachverdichtet werden, was eine Anwendung für Brennstoffzellen-LKW ausschließt. [412] Weiterhin werden vom Schwerlastverkehr Standorte entlang der Transitrouten bevorzugt angefahren. Daher wird insgesamt auf ein geringes Maß an Synergieeffekten zwischen Tankstelleninfrastruktur für PKW und schwere Nutzfahrzeuge geschlossen. [412] Dies ist auch damit zu begründen, dass sich für schwere Nutzfahrzeuge langfristig verflüssigter Wasserstoff als Kraftstoff

durchsetzen könnte. Rose et al. [412] klassifizieren sechs Tankstellenkapazitäten und ordnen diese entsprechend dem Verkehrsaufkommen entlang der Transitrouten an. Die sechs unterschiedlich dimensionierten Tankstellen sind können jeweils eine unterschiedliche Anzahl an Fahrzeugen pro Tag versorgen. Die Kapazität der Klassifizierung XS ist dazu geeignet 19 Fahrzeuge zu versorgen, was einer täglichen Abnahmemenge von  $938 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$  entspricht. Die XXL-Wasserstofftankstelle kann 600 Fahrzeuge am Tag versorgen bzw.  $30.000 \frac{\text{kgH}_2}{\text{Tag}}$  bereitstellen. Die angegebenen Kennwerte sind in Tabelle 44 zusammengestellt.

Tabelle 44: Klassifikation von Wasserstofftankstellen für schwere Nutzfahrzeuge für das Jahr 2050 nach [412].

		XS	S	M	L	XL	XXL
Fahrzeuge	Fzg/Tag	19	31	75	150	300	600
Wasserstoff Nachfrage	$\frac{\text{kgH}_2}{\text{d}}$	938	1.875	3.750	7.500	15.000	30.000
Anzahl Betankungspunkte	#	1	2	2	4	8	16
Kapazität Niedrigdrucktank	kg H <sub>2</sub>	938	1.875	3.750	7.500	15.000	30.000
Kapazität Hochdrucktank	kg H <sub>2</sub>	114	228	455	900	1.821	3.642
Verdichter	kg H <sub>2</sub> /h	114	228	455	900	1.821	3.642
Fläche	m <sup>2</sup>	290	565	1.190	2.725	6.330	13.470
Investitionskosten	T€	2.133	3.742	7.154	14.303	27.885	55.265

Die im Rahmen dieses Berichts bestimmten regionalisierten Endenergieverbräuche zur Identifikation von Vorzugsflächen für Wasserstofftankstellen für Wasserstoff bei 700 bar sowie 350 bar sind in Abbildung 115 dargestellt. Wasserstoff bei 700 bar, wird in breiter Fläche von Fahrzeugen verbraucht. Hierfür ist, unter der Annahme einer hohen Durchdringung in der PKW und LNF Flotte, ein entsprechendes Wasserstofftankstellennetz auszulegen. Der Endenergieverbrauch für Wasserstoff bei 350 bar verlagert sich stärker auf Autobahnen, ist allerdings auch in urbanen Räumen aufgrund des Verteil- und Lieferverkehrs vorhanden. Dies ist bei der Errichtung des Tankstellennetzes abseits von Autobahnen zu berücksichtigen.

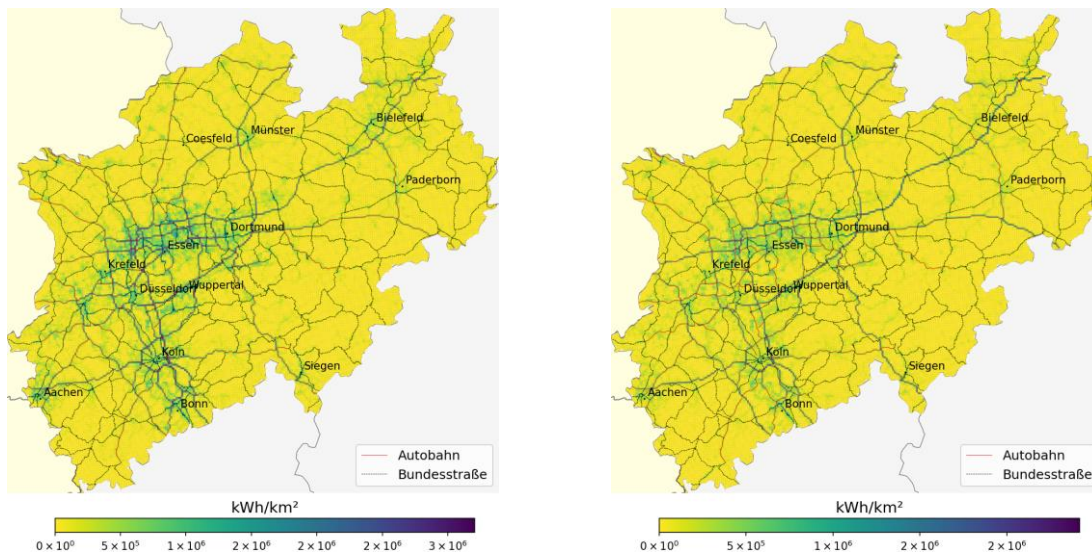


Abbildung 115: Regionalisierte Endenergieverbräuche (EEV) für das Jahr 2030 für Wasserstoff bei 700 bar (links), Wasserstoff bei 350 bar (rechts) für die in Abbildung 112 dargestellte Antriebsverteilung.

Im Folgenden werden die bestimmten Endenergieverbräuche für Wasserstoff mit den bereits vorhandenen Wasserstoff-Tankstellen abgeglichen. Entsprechend dem Deutschlandnetz für Ladesäulen, werden für die Erweiterung des Wasserstoff-Tankstellennetzes Suchräume basierend auf dem bestimmten Endenergieverbrauch identifiziert. Aufgrund des zum aktuellen Zeitpunkt dünn ausgebauten Wasserstofftankstellennetzes, werden keine Standorte zur Nachverdichtung betrachtet. Standorte für ein nachverdichtetes Wasserstoff-Tankstellennetz der Druckstufe 700 bar wurden bereits in [413] ermittelt und sind als Vergleichsstandorte mit aufgenommen. [413] Scheidt et al. bestimmen einen Bedarf von 412 Wasserstofftankstellen für Deutschland bzw. 116 für Nordrhein-Westfalen bis 2030. [413] Für jede Tankstelle wird ein täglicher Absatz von 700 kg<sub>H<sub>2</sub></sub> pro Tag angenommen. Die Tankstellen werden auf Ebene der Regierungsbezirke (NUTS-2) entsprechend des Bruttoinlandsproduktes verteilt. Eine weitere Disaggregation der Tankstellen auf Ebene der Kreise und kreisfreien Städte (NUTS-3) erfolgt anhand der Einwohnerzahl. Die bestimmte Anzahl an Tankstellen wird auf die am nächsten zum Gemeindemittelpunkt liegenden konventionellen Tankstellen, welche in OpenStreetMap gelistet sind, verteilt. [413] Der gewählte Ansatz schließt somit ausschließlich anhand der Bevölkerungsdichte auf die Anzahl an Tankstellen je Gemeinde. Die regionale Positionierung nahe am Mittelpunkt der Gemeinde ist willkürlich gewählt. Dieses ist mit dem Zweck der Abschätzung des Wasserstoffbedarfs und nicht der genauen Positionierung zu begründen. Daher kann die genaue Positionierung nicht für reale Tankstellenstandorte genutzt werden. Jedoch kann die Verteilung auf NUTS-2 Ebenen als Verteilung für 2030 betrachtet werden.

Die in diesem Bericht ermittelten Potenzialkarten bilden Suchräume ab, welche auf eine Erschließung des Flächennetzes abzielen. Weiterhin wurden ein hoher Endenergieverbrauch sowie die Abdeckung von möglichst mehreren Verkehrssachen oder städtischen Regionen als Kriterien gewählt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 116 dargestellt.

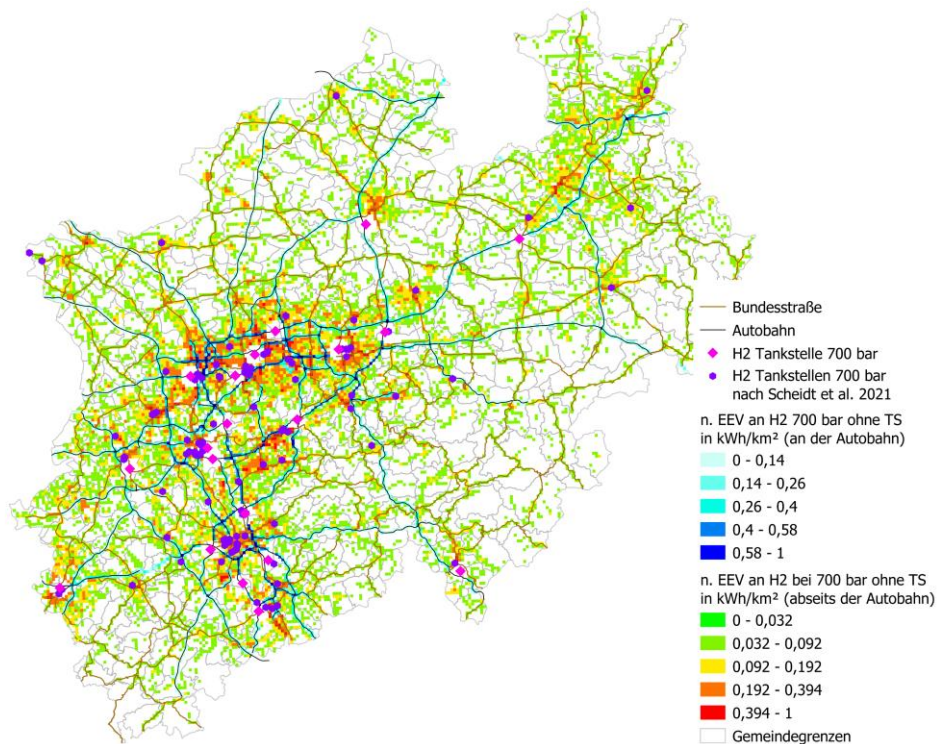


Abbildung 116: Flächenpotenziale zur Erschließung des Wasserstofftankstellennetzes der Druckstufe 700 bar in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Tankstellen. Es werden ausschließlich Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle betrachtet. Angegeben ist der normierte EEV (n. EVV) an Wasserstoff bei 700 bar in  $\frac{kWh_{H2,700bar}}{km^2}$  (grün-gelb-rot): Flächen abseits der Autobahn, hellblau-dunkelblau: Flächen an der Autobahn angegeben. Als Vergleichsstandorte sind die von [413] ermittelten Standorte aufgetragen.

Aus der Potenzialkarte werden Standorte von konventionellen Tankstellen extrahiert, welche sich aufgrund des Verkehrsaufkommens und entsprechend hohem Endenergieverbrauch in 2030 für eine Erweiterung um Wasserstoff als Kraftstoff eignen. Hierbei werden Regionen ausgeschlossen, in welchen bereits eine Wasserstoff-Tankstelle betrieben wird. Eine entsprechende Nachverdichtung ist entsprechend der Ergebnisse von [413] trotzdem als sinnvoll zu bewerten, aber nicht Gegenstand dieser Analyse. Zur Schließung des Flächennetzes werden Gitterzellen abseits der Autobahnen, welche einen hohen Endenergieverbrauch an Wasserstoff bei 700 bar aufweisen ( $n.EEV > 0,25$ ) und in denen bereits eine konventionelle Tankstelle betrieben wird, extrahiert. Für die bestimmten Gitterzellen in denen mehr als eine konventionelle Tankstelle betrieben wird, liegt ein hohes Potenzial zur Umrüstung vor. Die Gitterzellen mit den Tankstellen, welche unter dem Aspekt des Verkehrsaufkommens und entsprechend zu erwartendem Endenergieverbrauch an Wasserstoff für eine Umrüstung geeignet sind, sind in Abbildung 117 dargestellt. Hierbei liegen sieben 1 km<sup>2</sup>-Gitterzellen vor, in denen vier Tankstellen betrieben werden, 21 1 km<sup>2</sup>-Gitterzellen in denen drei Tankstellen betrieben werden und 95 1 km<sup>2</sup>-Gitterzellen in denen zwei Tankstellen betrieben werden. Diese sind für eine Erweiterung des Flächennetzes an Wasserstoff-Tankstellen als erstes in Betracht zu ziehen. Weitere 309 einzelne konventionelle Tankstellen können für eine Erweiterung mit hohem Potenzial bewertet werden.



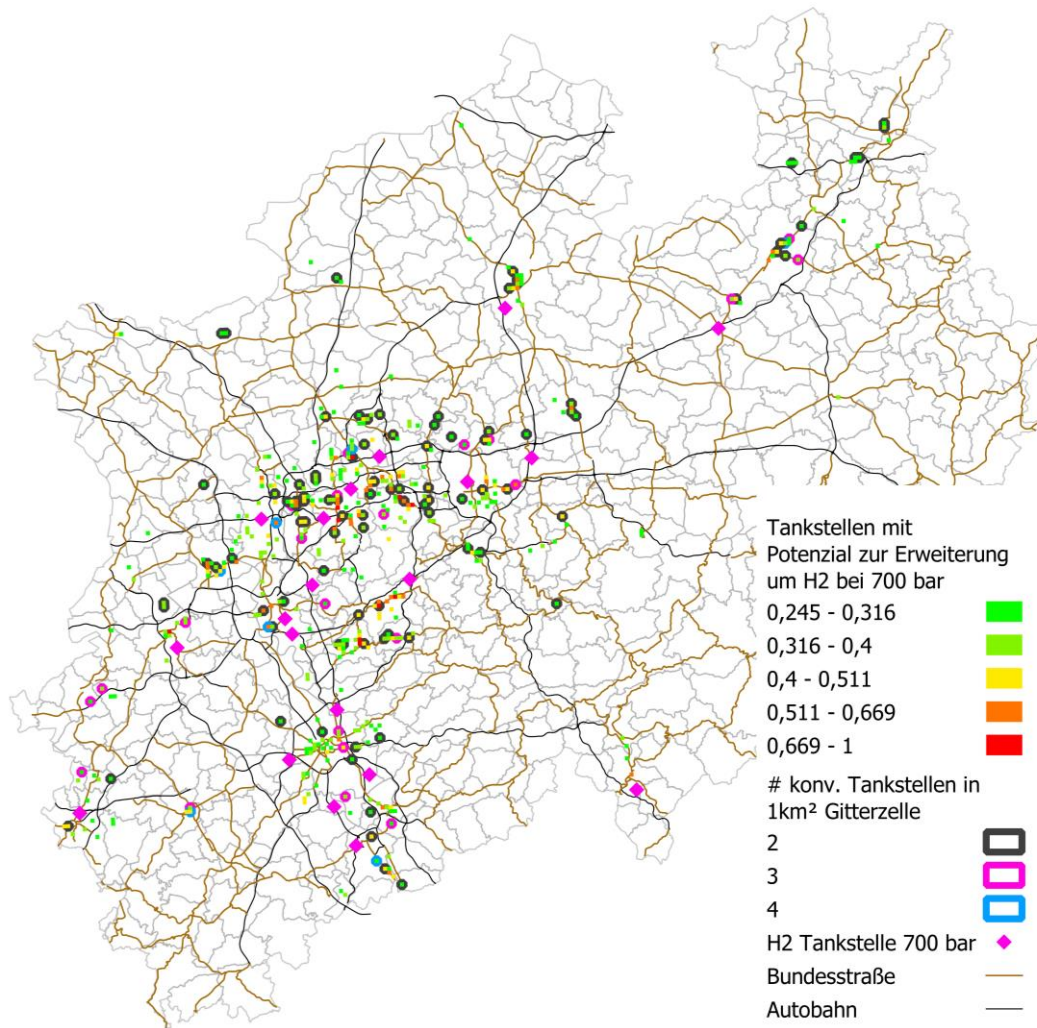


Abbildung 117: 1 km<sup>2</sup> Gitterzellen mit mindestens einer konventionellen Tankstelle abseits der Autobahn mit Potenzial zur Erweiterung des 700 bar Wasserstoff-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des normierten Endenergieverbrauches (n.EVV) an Wasserstoff bei 700 bar im Jahr 2030, bereits installierten Wasserstoff-Tankstellen sowie der Anzahl an konventionellen Tankstellen.

Die Ergebnisse zeigen, dass trotz der bereits installierten Wasserstoff-Tankstellen in der Metropolregion Rhein-Ruhr, die höchste Anzahl an Tankstellen mit Potenzial zur Umrüstung hier zu verorten ist. Aber auch außerhalb in Städten wie Hamm, Menden, Düren, Dorsten und Marl zeigen sich Tankstellen mit verhältnismäßig hohem Potenzial zur Umrüstung.

Eine äquivalente Analyse wurde für den Verkehr auf Autobahnen und das Potenzial zur Erweiterung von Autobahn-Tankstellen durchgeführt. Hierzu wurden der in Abbildung 115 blau gekennzeichnete normierte Endenergieverbrauch auf Autobahnen als Grundlage genutzt. Für eine kurzfristige Erweiterung wurden weiterhin Autobahn-Tankstellen ausgeschlossen, welche im Umkreis von 15 km um eine bereits installierte Wasserstoff-Tankstelle liegen. Weiterhin werden die Tankstellen nach dem umliegenden Endenergieverbrauch hin von grün nach rot sortiert und zwischen 0 und 1 normiert. So konnten 28 von 101 Standorten mindestens mit geringem Potenzial bewertet werden. Der direkte Vergleich zeigt, dass die Autobahn-Tankstellen mit dem höchsten Erweiterungspotenzial im Osten von Nordrhein-Westfalen an der A2, A1 und A45 liegen.

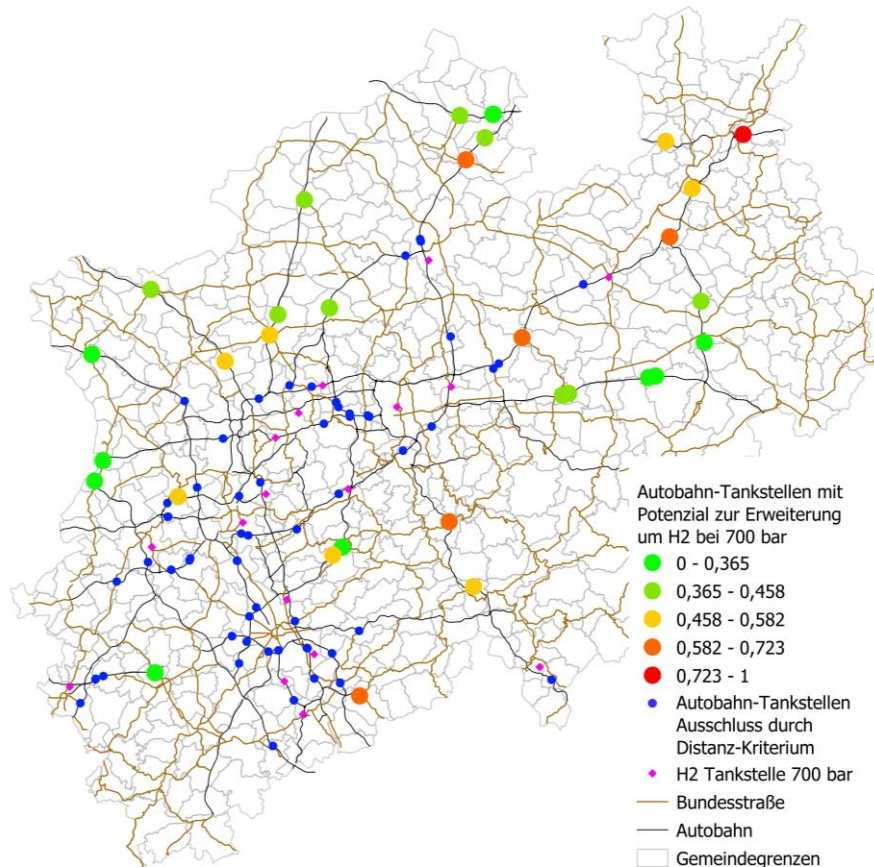


Abbildung 118: Autobahn-Tankstellen mit Potenzial zur Erweiterung des 700 bar Wasserstoff-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff in 2030 und bereits installierten Wasserstoff-Tankstellen.

Eine entsprechende Analyse für Nutzfahrzeuge bzw. Endenergieverbrauch an flüssigem Wasserstoff ist in Abbildung 119 dargestellt. Da bislang keine Tankstellen für flüssigen Wasserstoff installiert oder geplant sind, werden LNG-Tankstellen als Referenzstandorte mitbetrachtet, da ein ähnliches Anforderungsprofil der Fahrzeuge zu erwarten ist. Die Reichweite von mit LNG betriebenen schweren Nutzfahrzeugen liegt über der Reichweite von mit LH<sub>2</sub> betriebenen schweren Nutzfahrzeugen. Trotzdem sind ähnliche Anforderungen an Platzbedarf und Tankzeiten gegeben. Da der Endenergieverbrauch zu sehr hohen Anteilen auf Autobahnen vorliegt, sind entsprechende Standorte an den Autobahnen, wie z. B. auf Autohöfen oder autobahnnahen Industriegebieten, zu errichten. Als weitere Vergleichsstandorte werden die in [412], [413] bestimmten Standorte für Wasserstoff-Tankstellen für schwere Nutzfahrzeuge für das Bezugsjahr 2050 betrachtet. In den Ergebnissen von [412] wird neben der Analyse zur Bedarfsdeckung von schweren Nutzfahrzeugen mit Wasserstoff auf Autobahnen eine lokale Wasserstoffproduktion auf dem Tankstellengelände analysiert und Potenziale zur Integration von erneuerbaren Energien untersucht. Die Tankstellenstandorte werden abhängig vom Verkehrsaufkommen und der Tankstellenkapazität bestimmt. Da es sich um ein Knoten-Kapazitätsmodell handelt, liegen die Standorte nicht direkt auf Autohöfen, sondern auf Autobahnknoten. Als potenzielle Fahrzeuge im schweren Nutzfahrzeugsbereich, welche Wasserstoff abnehmen könnten, werden LKWs mit Anhänger und Sattelzugmaschinen mit einem Zulassungsgewicht zwischen 26 und 50 Tonnen betrachtet. Bei einem täglichen Absatz von 30 t<sub>H<sub>2</sub></sub> können deutschlandweit 137 Wasserstoff-Tankstellen den Bedarf von schweren Nutzfahrzeugen



decken. 75 % der Tankstellen liegt in West- und Süddeutschland. Die in Nordrhein-Westfalen liegenden Standorte, welche im Modell an der Kapazitätsgrenze liegen, sind in Abbildung 119 mit aufgenommen. [412], [413] Als kurzfristig umsetzbare Standorte wurden autobahnahe Tankstellen auf 15 km um die LNG-Tankstellen bzw. von [412] ermittelten Standorte eingegrenzt. Die so identifizierten autobahnnahen Standorte werden entsprechend des am Autobahnabschnittes vorliegenden normierten Endenergieverbrauch bewertet. Die zehn dunkelrot gekennzeichneten Standorte im Ruhrgebiet bzw. in der Region Köln bieten somit das höchste Potenzial für eine erste Tankstelle für verflüssigten Wasserstoff.

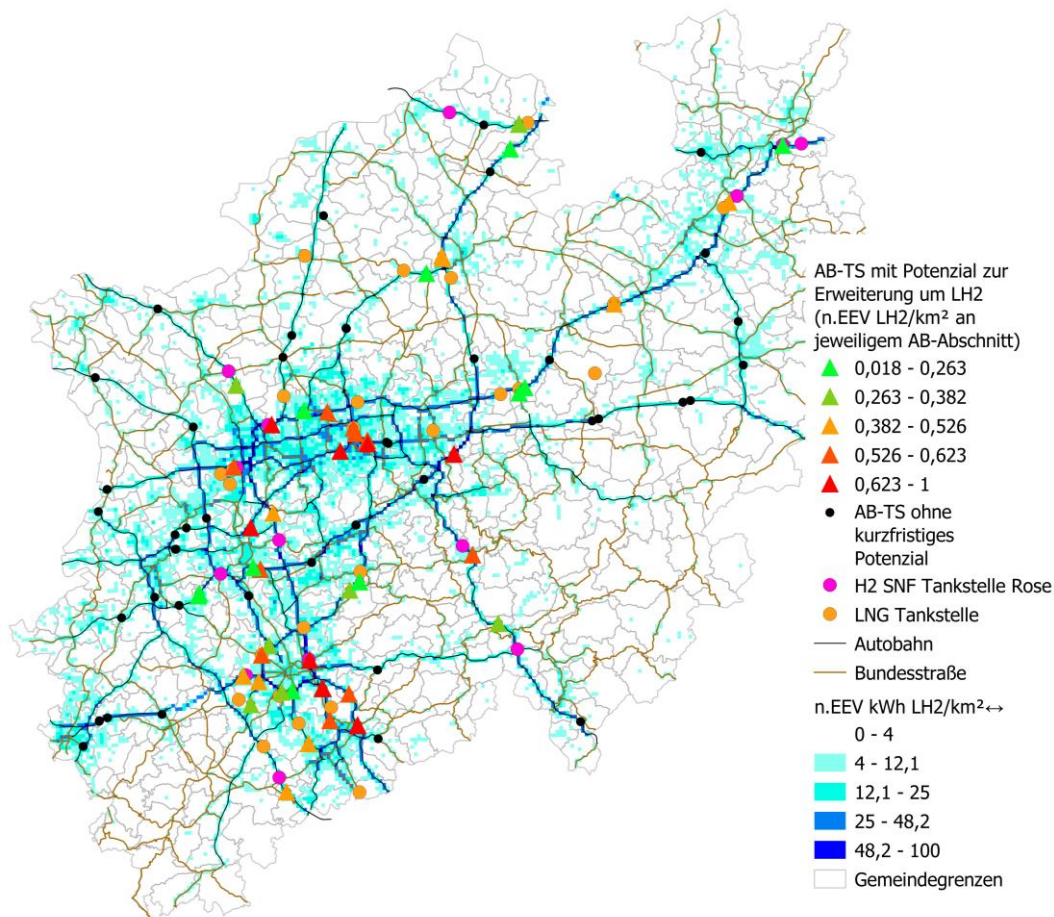


Abbildung 119: Identifikation von Standorten autobahnahe Tankstellen (AB-TS) zur Erschließung des Wasserstoff-Tankstellennetzes für verflüssigten Wasserstoff (LH<sub>2</sub>) in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des normierten Endenergieverbrauches (n.EEV) an LH<sub>2</sub>. Das Potenzial der Tankstellen Standorte wird zwischen 0 (grün) und rot (hoch) bewertet. Angegeben ist der n.EEV an flüssigem Wasserstoff (LH<sub>2</sub>) in  $\frac{kWh_{LH_2}}{km^2}$  (hellblau-dunkelblau).

#### 6.1.4 Fazit

In diesem Abschnitt wurden Analysen zur Bewertung des Flächennetzes unterschiedlicher Tankstellentypen durchgeführt. Grundlage dafür sind die in Abschnitt 2.1.1 ermittelten Standorte von bereits installierten Tankstellen und Ladesäulen. In drei Szenarien wurden die Auswirkungen auf die

---

Mengengerüste des Kraftstoff- bzw. zukünftigen Strombedarfs abgebildet, um Rückschlüsse auf weiteren Tankstellenbedarf zu ziehen. Die Szenarien adressieren drei Technologiepfade zur Dekarbonisierung des Straßenverkehrssektors, welche jeweils in allen Fahrzeugklassen verstärkt eingesetzt werden.

In einem ersten Szenario mit Fokus auf den Verbleib von Verbrennungsmotoren im Flottenbestand, entsteht bis 2030 ein Bedarf von 171,7 PJ an synthetischen Kraftstoffen. Für den entstehenden Bedarf von 21,1 PJ an C-SNG und L-SNG wird auf die bereits heute existierenden Gastankstellen aufgebaut. Das heutige CNG-Tankstellennetz ist unter dem Aspekt der Flächendeckung als vollständig zu bewerten. Potenzialflächen für eine Nachverdichtung sind in Abbildung 100 dargestellt. Mit den bereits in Betrieb genommenen und geplanten LNG-Tankstellen sind minimale Abstände zwischen Tankstellen entsprechend der novellierten Richtlinie über den Aufbau der Infrastruktur für alternative Kraftstoffe (AFID) abgedeckt.

Für das Szenario mit Fokus auf Elektromobilität entsteht bis 2030 ein Bedarf an 41 PJ an Strom für Elektrofahrzeuge. Die öffentliche Ladeinfrastruktur für den Hochlauf von Elektromobilität im PKW- und LNF-Segment ist unter dem Aspekt der Flächendeckung in den Metropolen bereits heute als weit ausgebaut zu bewerten. Außerhalb der Metropolen und Städte zeigen sich Regionen, welche weiterhin abseits von Bundesstraßen liegen, als besonders benachteiligt, was den Zugang zu öffentlicher Ladeinfrastruktur betrifft (siehe Abbildung 110). In den betroffenen Regionen betragen die Distanzen zur nächsten öffentlichen Ladesäule zum Teil über 20 km (siehe auch Abbildung 105). Der geplante Aufbau des Deutschlandnetzes zur Versorgung des Fernverkehrs schafft unter dem Aspekt der Flächendeckung eine Sicherheit zur Überwindung der Reichweitenhürde. Inwieweit die installierte öffentliche Ladeinfrastruktur auch in städtischen Regionen unter dem Aspekt der Nachverdichtung als ausreichend zu bewerten ist, wurde in diesem Bericht nicht untersucht. Die Ergebnisse aus [29] zeigen jedoch, dass neben dem Ausbau des Ladenetzes für den Fernverkehr der zusätzliche Bedarf an öffentlicher Ladeinfrastruktur in Städten besonders hoch ist.

Für das Szenario mit Fokus auf Brennstoffzellenmobilität entsteht bis 2030 ein Bedarf von 46,5 PJ Wasserstoff. Das heutige Wasserstoff-Tankstellennetz ist unter dem Aspekt der Flächendeckung als nicht vollständig zu bewerten. Zum weiteren Ausbau wurden konventionelle Tankstellen identifiziert, welche sich für die Erweiterung um Wasserstoff bei 700 bar eignen. Hierzu konnten sieben mögliche Standorte mit sehr hohem Potenzial und 21 Standorte mit hohem Potenzial bestimmt werden (siehe Abbildung 117). Weiter 95 Standorte konnten mit einem langfristigen Potenzial identifiziert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass trotz der bereits installierten Wasserstoff-Tankstellen in der Metropolregion Rhein-Ruhr, die höchste Anzahl an Tankstellen mit Potenzial zur Umrüstung hier zu verorten ist. Auch außerhalb der Metropolregionen zeigen sich städtische Tankstellen mit verhältnismäßig hohem Potenzial zur Erweiterung. Eine ähnliche Analyse wurde für flüssigen Wasserstoff als Kraftstoff für schwere Nutzfahrzeuge durchgeführt. Hierbei wurden aufbauend auf den Standorten von LNG-Tankstellen und einer Studie, welche bereits Standorte für Wasserstoff-Tankstellen zur Versorgung von schweren Nutzfahrzeugen identifiziert hat [412], autobahnahe Tankstellen ermittelt welche ein Potenzial zur Umrüstung aufweisen. So konnten 28 Standorte identifiziert werden, welche bis 2030 mindestens ein geringes Potenzial zur Erweiterung um flüssigen Wasserstoff aufweisen (siehe Abbildung 119).

## 6.2 Konkurrenz und Synergien verschiedener Verkehrstechnologien und alternativer Kraftstoffe in einem klimaneutralen Europa

bearbeitet durch: Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln gGmbH (EWI)

### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- In diesem Kapitel werden künftige Entwicklungen im Verkehrssektor mit dem Energiesystemmodell DIMENSION untersucht. Das Ziel ist die Gesamtkosten zur Erreichung von Klimaneutralität bis 2050 über alle betrachteten Sektoren und Länder zu minimieren. Im Straßenverkehr (PKW, LNF, LKW) erfolgt eine endogene Optimierung des Fahrzeugmixes und des Energieverbrauchs. Die Beziehung zwischen Investitionen, Energieverbrauch und Emissionseinsparungen im Straßenverkehrssektor wird zusammen mit den Auswirkungen auf den Stromsektor für zwei Szenarien analysiert.
- Die Ergebnisse des „Europa Autark“-Szenarios aus Band I zeigen, dass eine kostenminimale 100 %-Minderung der CO<sub>2</sub>-Emissionen in Europa eine signifikante Durchdringung von Elektrofahrzeugen bewirken würde. Die schnelle Einführung von BEV in Deutschland beginnt im Jahr 2030 und erreicht bis 2050 einen Anteil von 52 % am gesamten Fahrzeugmix. FCV kommen erst nach 2040 auf den Markt und steigen bis 2050 zügig auf einen Anteil von 30 %. Der verbleibende Fahrzeugmix im Jahr 2050 besteht größtenteils aus Benzin-PHEV, die mit PtX-Benzin betrieben werden.
- Im zweiten Szenario „IEK-14 PROG-MIX“ wird unter sonst gleichen Annahmen ein exogener Fahrzeugmix vorgegeben. Der Vergleich der Ergebnisse der beiden Szenarien zeigt, dass eine Einschränkung des Einsatzes von Elektrofahrzeugen zu einer Verringerung der Stromnachfrage des Verkehrssektors und damit zu einer Senkung des deutschen Strompreises führt. Darüber hinaus bewirkt eine langfristige Beibehaltung von Verbrennungsmotoren eine frühzeitige Verschiebung zu LNG- und CNG-betriebenen Fahrzeugen. Die Abweichung vom optimalen Fahrzeugmix im IEK-14 PROG-MIX Szenario führt insgesamt zu einem Anstieg des europäischen CO<sub>2</sub>-Preises um +100 EUR/tCO<sub>2</sub> im Jahr 2050. Zudem entstehen im Gesamtsystem jährliche Mehrkosten in Höhe von ca. 38 Mrd. EUR im Jahr 2030, 190 Mrd. EUR im Jahr 2040 und 162 Mrd. EUR im Jahr 2050.

In diesem Kapitel werden künftige Entwicklungen im Verkehrssektor als Teil des Gesamtenergiesystems anhand mikroökonomischer Optimierungsmethoden untersucht. Insbesondere wird ein Szenario analysiert, in dem Europa bis zum Jahr 2050 Klimaneutralität<sup>14</sup> erreichen muss, unter der Nebenbedingung nur in Europa produzierte Kraftstoffe zu nutzen, d.h. außereuropäische Importe von CO<sub>2</sub>äq.-armen oder -freien Alternativen sind ausgeschlossen. Das Energiesystemmodell DIMENSION wird verwendet, um den kostenminimalen Dekarbonisierungspfad über alle Sektoren und Länder zu bestimmen. Die Beziehung zwischen Investitionen, Energieverbrauch und Emissionseinsparungen im Straßenverkehrssektor wird zusammen mit den Folgen für den

<sup>14</sup> Innerhalb des Abschnittes 6.2 bezieht sich der Begriff „Klimaneutralität“ auf eine 100-prozentige Verringerung der Nettoemissionen in Bezug auf CO<sub>2</sub>-Äquivalente (ggü. 1990). Andere Arten von Emissionen werden nicht berücksichtigt.

Stromsektor analysiert. Darüber hinaus wird ein zweites Szenario betrachtet, das die Auswirkungen eines exogen definierten Fahrzeugmixes untersucht, der von der optimalen Lösung abweicht. Die Szenarien werden in Bezug auf Investitionsentscheidungen, Energiebilanzen und Wirtschaftsindikatoren verglichen.

### 6.2.1 Abbildung des Verkehrssektors im Energiesystemmodell DIMENSION

Der zukünftige Verkehrssektor wird als Teil des gesamten Energiesystems mit dem EWI-Modell DIMENSION optimiert. Das Energiesystemmodell DIMENSION minimiert sektorenübergreifend die kurz- und langfristigen Bereitstellungskosten aller Energieträger im europäischen Energiesystem bei gegebenen Emissionsminderungszielen. Dabei ermittelt das Modell die zur Deckung der Nachfragen nach Strom, Wärme und synthetischen Brennstoffen in Europa nötigen Kraftwerks- und Erzeugungskapazitäten und deren zeitlich aufgelösten Einsatz. Das Modell ist in der Lage, die Investitions- und Einsatzentscheidungen von Strom-, Wärme- und Kraft-Wärme-Kopplungserzeugern sowie von elektrischen und thermischen Speichern, Power-to-X (PtX)-Systemen und Fahrzeugtechnologien in jedem der vier entsprechenden Module—Strommarktmodul, Wärmemodul, PtX-Modul und Straßenverkehrsmodul—zu optimieren. Für Sektoren, die nicht von den Modulen abgedeckt werden, wird ein jährlicher brennstoffspezifischer Endenergieverbrauch bis zum Jahr 2050 definiert. Dazu gehören z. B. die Sektoren Industrie und Landwirtschaft sowie der sonstige nicht straßengebundene Verkehr wie Luftfahrt, Schiffe und Schienen. Dabei wählt das Modell den Technologie- und Brennstoffmix, der gleichzeitig die CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen reduziert und die Gesamtsystemkosten minimiert [414].<sup>15</sup>

Im Rahmen dieser Forschung und Helgeson (2022) [414]<sup>16</sup> wurden das Straßenverkehrsmodul sowie die Abbildung des sonstigen nicht straßengebundene Verkehrs in DIMENSION weiterentwickelt. Die wesentlichen Aspekte und Ergänzungen sind in den folgenden Absätzen zusammengefasst.

#### Endogene Optimierung des Fahrzeugmixes

Das sogenannte „Straßenverkehrsmodul“ wurde im Hauptprojekt des Virtuellen Instituts „Strom zu Gas und Wärme“ [415] sowie in Helgeson & Peter (2020) [110] entwickelt, um die Auswahl der Fahrzeugtechnologie und Kraftstoffarten endogen zu bestimmen. Das Straßenverkehrsmodul investiert sowohl in Fahrzeugtechnologien als auch in die entsprechende Infrastruktur, um eine exogene Nachfrage im Straßenverkehr zu decken. Die Straßenverkehrsnachfrage entspricht den jährlichen Kilometern, die in jedem Fahrzeugsegment pro Land bis 2050 gefahren werden („Fahrzeugkilometer“, Fz-km). Die Annahmen zu der Entwicklung der Straßenverkehrsnachfrage in Deutschland für die drei Fahrzeugsegmenten Personenkraftwagen (PKW), Leichtnutzfahrzeuge (LNF) und Lastkraftwagen (LKW) sind in Abbildung 120 dargestellt.<sup>17</sup>

<sup>15</sup> Eine vollständige Beschreibung des DIMENSION-Modells befindet sich im Band I des Kompetenzzentrums [1] sowie in Helgeson & Peter (2020) [110] und Helgeson (2022) [414].

<sup>16</sup> Die Methodik wurde erstmalig in Helgeson (2020) [414] entwickelt und veröffentlicht. Die Veröffentlichung ist im Rahmen des Kompetenzzentrums entstanden.

<sup>17</sup> Als Leichtnutzfahrzeuge gelten alle Fahrzeuge mit einem Gewicht von weniger als 3,5 Tonnen und Lastkraftwagen sind alle Fahrzeuge mit einem Gewicht von mehr als 3,5 Tonnen.

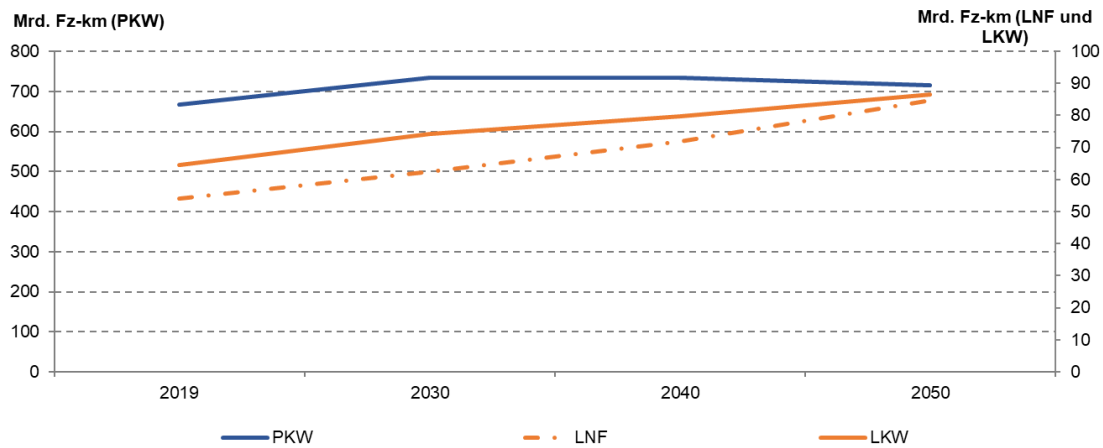


Abbildung 120: Fahrleistung in Deutschland bis 2050 nach Segment [110], [416], [417] vgl. Helgeson (2022) [414]

Zur Deckung der Straßenverkehrsnachfrage erfolgen endogene Investitionen in Fahrzeugtechnologien. Für jede Fahrzeugtechnologie wurden jährliche Fahrleistung eines Fahrzeugs angenommen (13.800 km für PKW, 21.800 km für LNF und 70.000 km für LKW; siehe Tabelle A 21). Zum Beispiel kann ein einzelner Brennstoffzellen-PKW (FCV-PKW) 13.800 km an CO<sub>2äq.</sub>-freien Fahrten zum jährlichen Straßenverkehrsbedarf eines Landes beisteuern. Unterschiede in der jährlichen Fahrleistung wirken sich auf die Lebensdauer des Fahrzeugs aus, die für PKW mit 15 Jahren und für LNF und LKW mit 10 Jahren angenommen wird (siehe Tabelle A 21) [420–422]. Solche Merkmale können sich auf die Ergebnisse auswirken, da Technologien in einem Fahrzeugsegment möglicherweise häufiger ersetzt werden müssen als andere (z. B. FCV-LKW gegenüber FCV-PKW). Der bestehende Fahrzeugmix wird in pro Land für jedes Fahrzeugsegment exogen vorgegeben. Das Basisjahr für den Fahrzeugmix ist 2018 [418]–[420]. Solche Merkmale können sich auf die Ergebnisse auswirken, da Technologien in einem Fahrzeugsegment möglicherweise häufiger ersetzt werden müssen als andere (z. B. FCV-LKW gegenüber FCV-PKW). Der bestehende Fahrzeugmix wird in jedem Land für jedes Fahrzeugsegment exogen vorgegeben. Das Basisjahr für den Fahrzeugmix ist 2018 [418]–[420].

Zu den betrachteten Fahrzeugtechnologien gehören Benzinmotoren, Benzin-Hybride, Dieselmotoren, Diesel-Hybride, Erdgasmotoren (CNG), Erdgas-Hybride, Batterie-Elektrofahrzeuge (BEV) und Brennstoffzellen-Fahrzeuge (FCV). Hybridfahrzeuge (Benzin, Diesel, Erdgas) sind durch Mild-Hybride (HEV) und Plug-in-Hybride (PHEV) vertreten. Abbildung 121 zeigt die Fahrzeugtechnologien in den jeweiligen Fahrzeugsegmenten.<sup>18</sup>

<sup>18</sup> Flüssiges Erdgas (LNG) und flüssiger Wasserstoff können ausschließlich von LKW verbraucht werden, wobei Benzin für den Schwerlastverkehr nicht in Frage kommt. Gasförmige Wasserstoff und Erdgas (CNG) sind mit LKW-Motoren nicht kompatibel, da sie eine geringere Energiedichte und der damit verbundenen geringeren Reichweite haben [110].



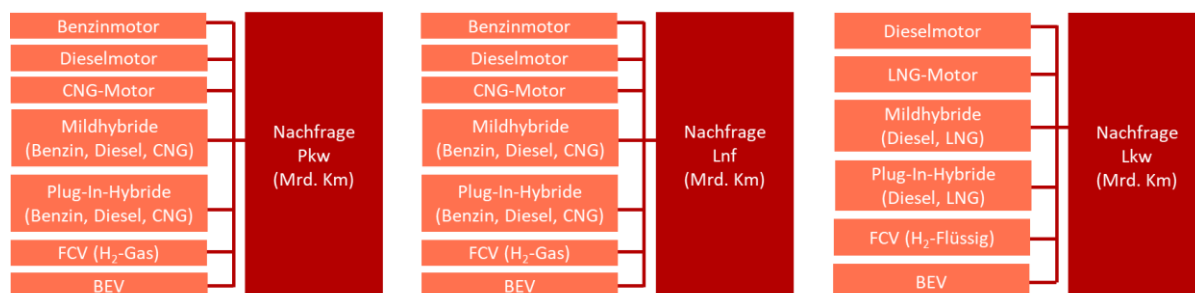


Abbildung 121: Investitionsoptionen für Fahrzeuge nach Fahrzeugsegment

Die Modellierung des europäischen Straßenverkehrssektors erfordert einen detaillierten Datensatz zur Definition von Parametern, die je nach Fahrzeugsegment, Fahrzeugtechnologie und Kraftstofftyp bzw. Energieträger variieren. Eine wesentliche Kostenkomponente für Fahrzeuge sind die Investitionskosten bzw. der Kaufpreis, die in Tabelle A 19 dargestellt sind. Die Kosten der Fahrzeugtechnologien sowie die entsprechenden Energieverbräuche variieren zwischen Motortypen sowie zwischen den Fahrzeugsegmenten. Die jeweiligen Werte können, z. B. zwischen einem Dieselfahrzeug und einem FCV oder zwischen einem Diesel-PKW und einem Diesel-LKW, sehr variieren. (siehe Tabelle A 19). Daraus folgt, dass mit ambitionierten Dekarbonisierungszielen verschiedene Fahrzeugtechnologien nicht nur innerhalb ihres Segments konkurrieren (z. B. Diesel-PKW vs. FCV-PKW), sondern auch mit den CO<sub>2äq.</sub>-Vermeidungskosten der anderen Segmente (z. B. FCV-PKW vs. FCV-LKW). Um zu verhindern, dass eine einzige Technologie den Markt von einer Periode zur nächsten dominiert, wurden maximale jährliche Adoptionsraten festgelegt, um den Anteil der Neuzulassungen zu begrenzen.<sup>19</sup>

Neben der Investitionsentscheidung für Fahrzeuge wird auch die Auswahl des Kraftstoffs endogen optimiert. Wie in Helgeson & Peter (2020) [110] erläutert, sind die Kraftstoffe nach dem Herstellungsart unterteilt (z. B. fossil, biogen oder synthetisch bzw. „Power-to-X“, PtX). Diese Differenzierung wird vorgenommen, um u. a. die unterschiedlichen Bepreisungen sowie CO<sub>2äq.</sub>-Emissionsfaktoren der verschiedenen Herstellungsarten im Modell zu berücksichtigen. Zum Beispiel können fossil-basierte Kraftstoffe wie Wasserstoff, CNG, LNG, Benzin und Diesel sowie biogene Kraftstoffe wie Biogas, Bio-LNG, Biobenzin und Biodiesel zu Weltmarktpreisen beschaffen werden.<sup>20</sup> Diese Brennstoffkosten spiegeln nicht nur die Preise für den Rohbrennstoff wider, sondern auch zusätzliche Produktionskosten wie z. B. Erdgasreformierung und Öltraffination. Die Preise für strombasierte Kraftstoffe, z. B. PtX-Gas, PtX-Diesel usw., sowie der Strompreis für BEV und PHEV werden endogen zusammen mit den Strommarkt- und PtX-Modulen vom Modell bestimmt. Für alle Kraftstoffe werden direkte (sogenannte „Tank-to-Wheel“, TTW) sowie vorgelagerte (sogenannte „Well-to-Tank“, WTT) CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen berücksichtigt (siehe Tabelle A 18). Passend zu dem

<sup>19</sup> Die Obergrenzen der Adoptionsraten werden aus aktuellen Daten über Neuzulassungen entnommen und liegen zwischen 1,8 % und 4,8 % pro Jahr [73], [110]. Langfristig wird von einem Anstieg auf bis zu 6,6 % ausgegangen. Die Werte sind für alle Fahrzeugtechnologien gleich, variieren aber aufgrund der unterschiedlichen Flottengrößen zwischen den einzelnen Fahrzeugsegmenten. Diese maximalen Adoptionsraten wurden festgelegt, um eine exponentielle Einführungskurve für neue Technologien bestmöglich zu berücksichtigen. Bei strengen Dekarbonisierungszielen kann diese Bedingung verbindlich werden.

<sup>20</sup> Die angenommenen Brennstoffpreise befinden sich in Band I des Kompetenzzentrums [1].



vorherigen Beispiel werden damit nicht nur die Kosten, sondern auch die Emissionen für Erdgasreformierung und Ölraffination berücksichtigt. Für Bio- sowie PtX-Kraftstoffe wird angenommen, dass die TTW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen aus der Verbrennung wieder bei der Herstellung ausgeglichen werden, um „CO<sub>2äq.</sub>-Neutralität“ zu schaffen. Während bei biogenen Kraftstoffen CO<sub>2äq.</sub> über Photosynthese gewonnen wird, gewinnen PtX-Anlagen CO<sub>2äq.</sub> durch „Direct Air Capture“ (DAC) aus der Luft.<sup>21</sup>

Zusätzlich zu den Investitionen in Fahrzeugtechnologien baut das Modell auch endogen die notwendige Tankstellen- und Ladeinfrastruktur auf<sup>22</sup>. Genau wie bei Fahrzeugen ist Infrastruktur ein Investitionsobjekt mit Kapital-, FOM- und variablen Kosten (siehe Tabelle A 19). Neben den Tankstellen- und Ladeinfrastrukturkosten werden auch die Verteilungskosten zur Tankstelle oder Ladestation berücksichtigt.

### Einführung von Nutzungsprofilen

Um Konkurrenz und Synergie verschiedener Verkehrstechnologien zu untersuchen, müssen Annahmen zu der zeitlichen Verwendung der verschiedenen Verkehrsmittel getroffen werden. Insbesondere für Elektrofahrzeuge ist es entscheidend zu wissen, ob das Auto unterwegs ist oder parkt, bzw. ob das Auto mit dem Stromnetz verbunden werden kann oder nicht. Deshalb wurden „Nutzungsprofile“ für jedes Fahrzeugsegment in DIMENSION eingeführt, um die Jahresfahrleistungen aus Abbildung 120 auf Stundenbasis zu unterteilen. Die aggregierten Profile für jedes Fahrzeugsegment mit jeweils zwei Typtagen, Wochentag (WT, Montag-Freitag) und Wochenende (WE, Samstag und Sonntag)<sup>23</sup>, sind in Abbildung 122 dargestellt, wobei die Balken die durchschnittliche Anzahl der pro Stunde gefahrenen Kilometer in dem entsprechenden Zeitraum angeben. Für PKW werden die meisten Kilometer zwischen 16 und 18 Uhr gefahren, ca. 175 Mio. km pro Stunde am Wochentag und ca. 125 Mio. km pro Stunde am Wochenende. Für LNF und LKW wird angenommen, dass diese nur an Wochentagen unterwegs sind: Während LNF zwischen 5 Uhr und 18 Uhr zwischen 14 und 16 Mio. km pro Stunde für Lieferungen zurücklegen, wird für LKW angenommen, dass sie im Durchschnitt 12 Mio. km pro Stunde über alle 24 Stunden für den Gütertransport zurücklegen [414].

<sup>21</sup> Die angenommenen Preise für DAC sind 170 EUR/tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2019 und erreichen 85 EUR/tCO<sub>2äq.</sub> bis 2050 (siehe Band I des Kompetenzzentrums [1]).

<sup>22</sup> Zu der betrachteten Ladeinfrastruktur gehören die Ladestationen sowie die Verstärkung des Verteilnetzes in der direkten Umgebung des Ladepunkts. Zusätzlicher Stromnetzausbau wird in DIMENSION nicht berücksichtigt.

<sup>23</sup> Um ein ganzes Jahr im DIMENSION-Modell abzubilden, werden die Typtage (typische Tage) hochskaliert, indem jeder Typtag mit der Häufigkeit seines Auftretens multipliziert wird. Jeder Typtag besteht aus vier Zeitabschnitten, die sechs aufeinanderfolgenden Stunden entsprechen. Die Typtage variieren in Bezug auf Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung, Winter oder Sommer sowie Wochentag oder -ende (siehe Band I des Kompetenzzentrums [1] sowie Helgeson (2022) [414]).

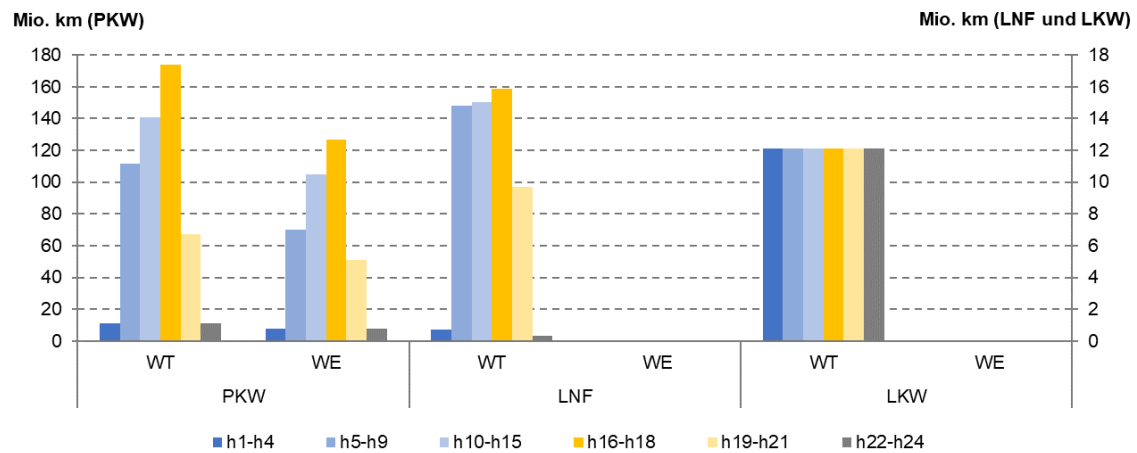


Abbildung 122: Durchschnittliche Fahrkilometer pro Stunde innerhalb verschiedener Zeitfenster für die drei Fahrsegmente an Wochentagen (WT) und Wochenenden (WE) in Deutschland für das Jahr 2030 [110], [416], [421] vgl. Helgeson (2022) [414]

Da die Fahrprofile in Abbildung 122 das aggregierte Fahrverhalten innerhalb jedes Fahrsegments darstellen, müssen zusätzliche Annahmen getroffen werden, um die Fahrweise der einzelnen Fahrzeuge zu bestimmen. Wie oben beschrieben, wird davon ausgegangen, dass die einzelnen Fahrzeuge eine spezifische jährliche Fahrleistung aufweisen, z. B. 13.800 km pro Jahr für einen PKW, was im Durchschnitt 37,8 km pro Tag entspricht. Um den Tagesdurchschnitt in ein individuelles stündliches Fahrprofil umzuwandeln, wird das sogenannte „Verkehrsaufkommen“ im Modell definiert. Dies geben die Anzahl der Wege pro Tag an, in denen ein Fahrzeug genutzt wird. Es wird angenommen, dass PKW im Durchschnitt ein Verkehrsaufkommen von 3,52, LNF 8 und LKW 9 Wegen pro Tag verursachen ([414], [422], [423], siehe Tabelle A 21). Die individuelle tägliche Fahrleistung wird durch das Verkehrsaufkommen geteilt, d. h. für PKW wird beispielsweise angenommen, dass ein Weg ca. 10,7 km entspricht (37,8 km / 3,52 Wege) und innerhalb einer Stunde zurückgelegt wird. Durch die Individualisierung der aggregierten Nutzungsprofile kann die Anzahl der Autos, die in einer Stunde fahren, berechnet werden:

$$\frac{\text{aggregierte stündliche Fahrleistung}}{\left(\frac{\text{individuelle tägliche Fahrleistung}}{\text{Verkehrsaufkommen}}\right)} = \text{Anzahl von Autos, die in einer Stunde fahren} \quad (13)$$

Die Einführung der Nutzungsprofile ermöglicht dem Modell den Energieverbrauch sowie die  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ -Intensität des Straßenverkehrssektors in einer stündlichen Auflösung bei der Optimierung zu berücksichtigen. Insbesondere für die Elektromobilität sind die Synergien mit dem Strommarkt ein zentraler Faktor, um deren wirtschaftliche und ökologische Potenzial zu bestimmen [414]. Insbesondere für die Elektromobilität sind die Synergien mit dem Strommarkt ein zentraler Faktor, um deren wirtschaftliche und ökologische Potenzial zu bestimmen [414]. Die Einführung der Nutzungsprofile ermöglicht dem Modell den Energieverbrauch sowie die  $\text{CO}_{2\text{äq.}}$ -Intensität des Straßenverkehrssektors in einer stündlichen Auflösung bei der Optimierung zu berücksichtigen.

### Bidirektionales Laden von Elektrofahrzeugen

Sowohl im Hauptprojekt des Virtuellen Instituts „Strom zu Gas und Wärme“ [415] als auch bei Helgeson & Peter (2020) [110] wurde davon ausgegangen, dass Elektrofahrzeuge reine Stromverbraucher sind, die gerade so viel Strom verbrauchen, wie zur Deckung des Fahrbedarfs erforderlich ist. Dabei wurde davon ausgegangen, dass Elektrofahrzeuge Strom nach exogenen Ladeprofilen verbrauchen und daher nicht auf endogene Strommarktsignale reagieren können.

Ein zentrales Ziel der vorliegenden Untersuchung sowie in Helgeson (2022) [414] ist es, die Anzahl der im Modell abgebildeten Flexibilitätsoptionen zu maximieren. Dabei wurde die Modellierung von Elektrofahrzeugen um die Simulation eines mobilen Batteriespeichers erweitert, der z. B. über bidirektionale Ladestationen sowohl positive als auch negative Flexibilität für das Stromsystem bieten kann. Um dies im Modell zu berücksichtigen, müssen die Eingangsparameter für Elektrofahrzeuge um technische Eigenschaften wie z. B. Speichervolumen, Lade- und Entladegeschwindigkeit sowie die Verfügbarkeit der Ladestationen<sup>24</sup> erweitert werden (siehe Tabelle A 21). Zusammen mit den Nutzungsprofilen kann das Modell dann die am Netz angeschlossene mobile Batteriekapazität sowie die Flexibilität, die das Fahrzeug dem Stromsystem zu einem bestimmten Zeitpunkt bieten kann, ermitteln. Analog zu einem stationären Batteriespeicher kann so die Ein- und Auspeisung des Stroms aus den Elektrofahrzeugen endogen mit dem Strommarkt optimiert werden. Damit können Elektrofahrzeuge nicht nur mit anderen Stromverbrauchern um niedrige Strompreise konkurrieren, sondern auch in Spitzenlastzeiten zum Angebot beitragen—solange die Fahrnachfrage gedeckt ist [414].

### **Exogene Nachfragepfade für Schienen-, Luft-, Schiff- und Busverkehr sowie Zweiräder**

Während der Straßenverkehr über das Straßenverkehrsmodul abgebildet wird, werden weitere Verkehrsträger über exogene Pfade in das Modell einbezogen. Exogene Pfade definieren die Energienachfrage für Luftfahrt, Schifffahrt, Züge, Busse und Zweiräder innerhalb jedes Modelljahres für jedes Land. Abbildung 123 zeigt einen Überblick des angenommenen Energieverbrauchs nach Verkehrs- und Kraftstoffart.<sup>25</sup> Im Gegensatz zum Straßenverkehr werden bei den exogenen Pfaden keine Investitionsentscheidungen bezüglich der Verkehrstechnologien getroffen [414].

---

<sup>24</sup> Die Verfügbarkeit von Ladestationen ist ein stündlicher Prozentwert für jedes Fahrzeugsegment basierend auf Daten aus [424], [425]. Dieser Wert wird auf Basis der Wahrscheinlichkeit geschätzt, dass eine Ladestation am geparkten Standort physisch vorhanden ist und über einen Ladeanschluss verfügt, der zu diesem Zeitpunkt nicht in Gebrauch ist.

<sup>25</sup> „The POTenCIA Central scenario“ Studie von der JRC aus Oktober 2019 wird als Basis für die exogenen Kraftstoffpfade für Schiff-, Schienen-, Luft-, Bus- und Zweiradverkehr sowie für Landwirtschaft genommen [416]. Das POTenCIA-Szenario berücksichtigt die bestehenden Klimapolitiken und -maßnahmen, die bis Ende 2017 in Kraft waren. Politische Maßnahmen, die nach diesem Jahr verabschiedet wurden, werden nicht berücksichtigt. Das bedeutet, dass die in Abbildung 123 dargestellten exogenen Pfade als "business as usual"-Entwicklungen basierend auf dem Stand der Technik von 2017 zu interpretieren sind.

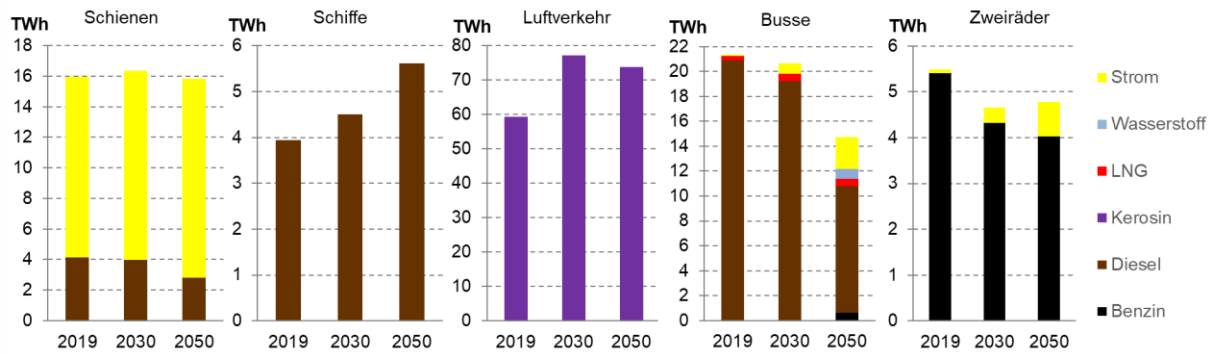


Abbildung 123: Exogene Pfade für alle Verkehrsarten außer Straßenverkehr in Deutschland bis 2050<sup>26</sup>[110], [416] vgl. Helgeson (2022) [414]

Analog zum Straßenverkehrsmodul sind die exogenen Pfade der weiteren Verkehrsarten mit dem Gesamtmodell gekoppelt. Dies bedeutet, dass die Energienachfrage für Schienen, Schiffe, Luftverkehr, Busse und Zweiräder durch die folgenden Optionen gedeckt werden muss: (i) Das Kaufen der konventionellen und/oder biogenen Kraftstoffe auf dem globalen Markt und/oder (ii) Die Erzeugung von Strom und/oder PtX-Kraftstoffen durch eine endogene Investitions- und Einsatzentscheidung innerhalb des Strommarkt- bzw. PtX-Moduls. Darüber hinaus ermöglicht die Einbeziehung exogener Nachfragepfade für Kraftstoffe die Berücksichtigung eines größeren Anteils energiebezogener Emissionen in dem Modell. Unter dem Ziel der Klimaneutralität würde das Modell dann endogen die Kosten für die Bereitstellung zusätzlicher PtX-Kraftstoffe mit dem Preis der Bio-Alternative vergleichen, um den kostenminimalen Energiemix zu bestimmen [414].

## 6.2.2 Definition und Ergebnisse des „Europa Autark“ Szenarios aus Band I des Kompetenzzentrums

### Szenariodefinition

Im Rahmen des ersten Bands des Kompetenzzentrums [1] wurde ein Szenario in DIMENSION untersucht, welches einen „extremen“ Dekarbonisierungspfad in Europa abbildet. In Übereinstimmung mit den Zielen der Europäischen Kommission unterstellt dieses Szenario eine 55 %- bzw. 100 %-Minderung der CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen bis 2030 bzw. 2050 (ggü. 1990) über alle Länder und alle Sektoren in Europa. Allerdings wurde angenommen, dass die Dekarbonisierung nur durch Erzeugung in europäischen Ländern<sup>27</sup> möglich ist. Das heißt, dass Importe von CO<sub>2äq.</sub>-freien oder CO<sub>2äq.</sub>-neutralen Brennstoffen aus Nicht-EU-Länder nicht zugelassen sind. Der ausgewählte Szenariorahmen soll dazu führen europäisches Energiesystem abzubilden, in der sich die Möglichkeit für eine vielfältige und erhöhte Durchdringung von PtX-Anlagen in Europa unter Konkurrenz mit anderen Flexibilitätsoptionen ergibt. Außerdem wird die sektorübergreifende Konkurrenz zwischen Dekarbonisierungstechnologien

<sup>26</sup> Luftverkehr inklusive internationale Flüge.

<sup>27</sup> DIMENSION bildet 28 europäische Länder integriert ab (EU-27 ohne Malta und Zypern, aber inklusive Norwegen, Großbritannien und Schweiz).

zeigen, wann und mit welchem Technologiepfad z. B. der Transportsektor zu der kostenminimalen Erreichung der Klimaneutralität beitragen würde.

### Ergebnisse zum deutschen Fahrzeugmix und Energieverbrauch im Straßenverkehr bis 2050

Das Ziel von Klimaneutralität in Europa bis 2050 führt zu einigen Änderungen in dem deutschen Straßenverkehrsmix. Die Optimierung des Energiesystems aus Band I [1] zeigt, dass insbesondere die Elektrifizierung im Straßenverkehrssektor einen wesentlichen Beitrag zur Dekarbonisierung in Deutschland haben kann. Die Ergebnisse der gesamten Jahresverkehrsnachfrage in Mrd. Kilometern Fahrleistung nach Antriebsart für die verschiedenen Fahrzeugsegmente (PKW, LNF, LKW) sowie für die gesamte Fahrzeugflotte in Deutschland bis 2050 sind in Abbildung 124 dargestellt.

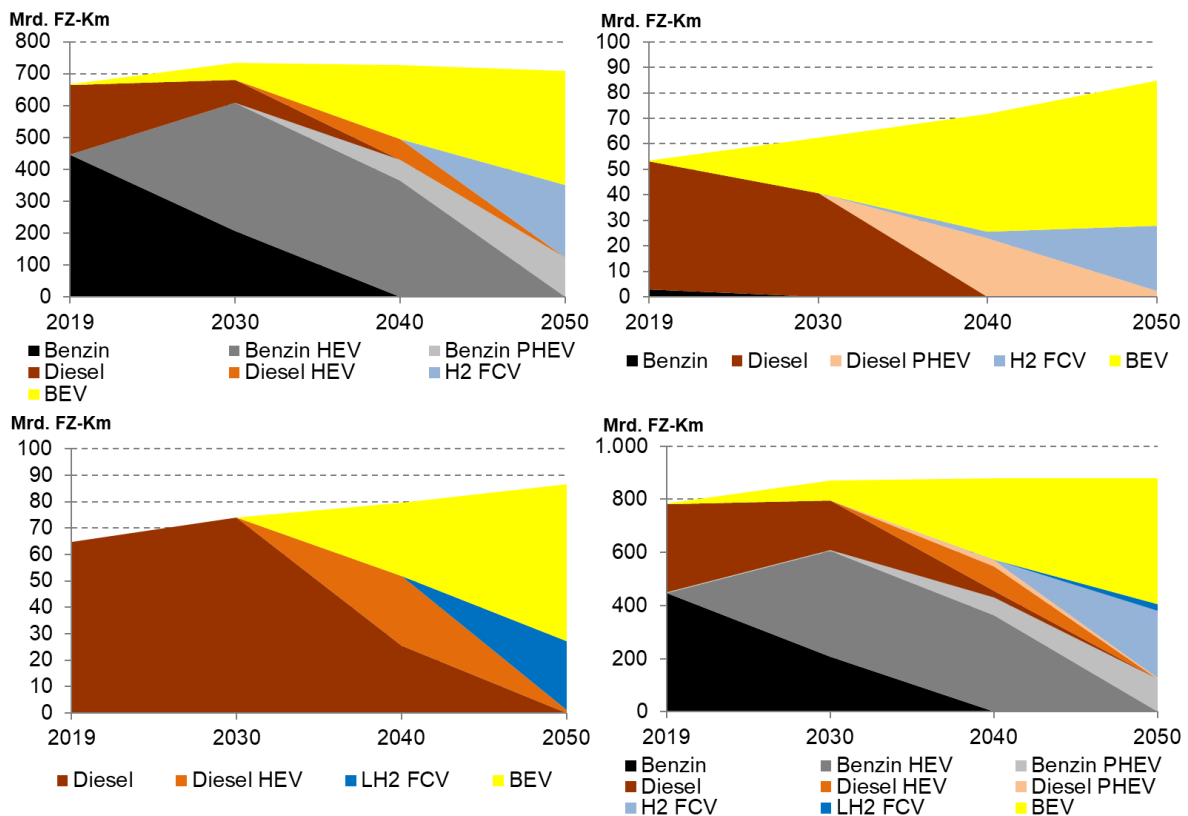


Abbildung 124: Ergebnisse zum deutschen Fahrzeugmix im „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1] für PKW (oben links), LNF (oben rechts), LKW (unten links) und alle Segmente (unten rechts)

Die ersten, die mit der Dekarbonisierung beginnen, sind PKW und LNF, in denen ab 2020 sowohl Mild-Hybride (HEV) als auch Elektrofahrzeuge (BEV) auf den Markt kommen (siehe Abbildung 124, oben links und rechts). Die dunkelgraue Fläche zeigt, dass Benzinverbrennungsmotoren fast umgehend durch Hybridalternativen ersetzt werden, die aus einem kombinierten Motor-Batterie-System bestehen. Bis 2030 sind über 50 % aller PKW Benzin HEV. Auch bei den LNF vollzieht sich ein rascher Wandel: Bis 2030 werden 1 Million BEV (35 % aller LNF) erreicht. Die Verbreitung von Elektro-LNF nimmt bis 2040 weiter linear zu und erreicht mit 2,1 Millionen Fahrzeugen (65 % Anteil) ihr Maximum. Elektrofahrzeuge dringen ab 2030 in das PKW- und LKW-Segment ein und erhöhen ebenso ihren Anteil linear bis 2050. Infolgedessen erreichen BEV bis 2050 einen Anteil von 52 % (29,4 Mio. Fahrzeuge) über alle Segmente (siehe Abbildung 124, unten rechts).

Obwohl BEV die Dekarbonisierung im Straßenverkehrssektor antreiben, werden mittel- und langfristig weitere Fahrzeugtypen benötigt, um Klimaneutralität zu erreichen. Mild- (HEV) und Plug-In (PHEV) Diesel-Hybride erscheinen zum Beispiel in allen drei Segmenten als Brückentechnologie zwischen 2030 und 2050. Dadurch kann von der vorhandenen Tankstelleninfrastruktur profitiert werden, bevor der Dieselmotor im Jahr 2050 vollständig abgeschafft wird. Im PKW-Segment sind auch Benzin PHEV zu sehen, die neben den BEV mit 9 Million Fahrzeugen im Jahr 2050 im Fahrzeugmix bleiben. Weiterhin auffällig ist die Einführung von Brennstoffzellen (FCV) in allen Segmenten ab 2040. Wasserstoffgasbetriebene Fahrzeuge dringen insbesondere in die PKW- und LNF-Segmente ein und erreichen bis 2050 einen Anteil von etwa 30 % in ihren jeweiligen Segmenten. Bei LKW hingegen drängen Flüssigwasserstoff- (LH<sub>2</sub>) Brennstoffzellen auf den Markt, die bis 2050 einen ähnlichen Anteil von 30 % erzielen.

Abbildung 125 zeigt den entsprechenden Energieverbrauch für den in Abbildung 124 dargestellten Fahrzeugmix. Die erste Erkenntnis ist der deutliche Rückgang des absoluten Energiebedarfs der Fahrzeuge: Effizienzsteigerungen sowie der Wechsel von konventionellen zu Elektro- und Brennstoffzellenfahrzeugen führen zu einer Verringerung des Gesamtenergieverbrauchs um 64 % zwischen 2019 und 2050.

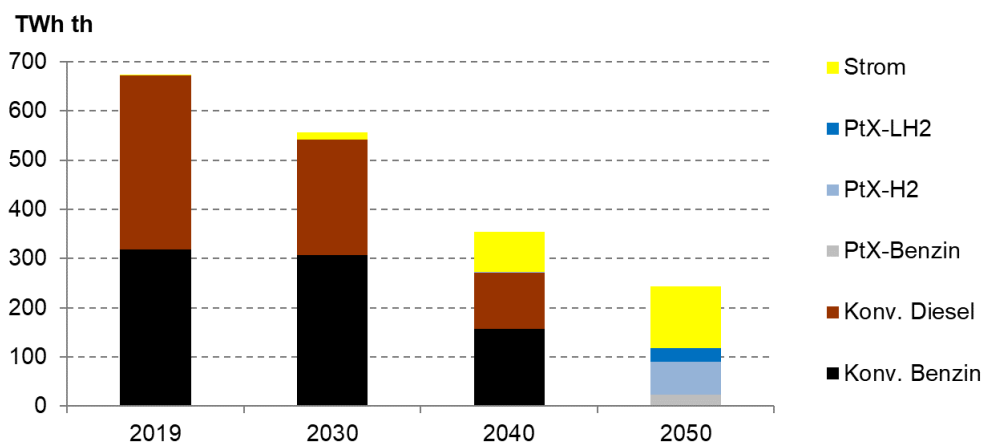


Abbildung 125: Ergebnisse zum Energieverbrauch im deutschen Straßenverkehr bis 2050 im „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1]

Die zweite Erkenntnis ist die verzögerte Dekarbonisierung des Straßenverkehrssektors: Auch im Jahr 2040 werden noch rund 75 % des deutschen Energieverbrauchs im Straßenverkehr durch fossile Kraftstoffe gedeckt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass andere Sektoren außer dem Verkehrssektor kurz- und mittelfristig überproportional dekarbonisieren, da dort die CO<sub>2äq.</sub>-Vermeidungskosten geringer sind. Bei der Strom- und Wärmeversorgung beispielsweise ist zwischen 2020 und 2030 eine erhebliche Dekarbonisierung (ggü. 1990 -80 % bei Strom und -70 % bei Wärme) zu verzeichnen, die auf eine verstärkte Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien und elektrische Heizung zurückzuführen ist (siehe Band I [1]). Der Verkehrssektor hingegen muss zwischen 2040 und 2050 45 % seines Emissionsniveaus aus dem Jahr 2019 reduzieren, was sich im Ausstieg aus der Nutzung konventioneller Kraftstoffe widerspiegelt.

Im Jahr 2050 werden über 50 % des Energiebedarfs im deutschen Straßenverkehrssektor direkt durch erneuerbaren Strom gedeckt. Der restliche Verbrauch wird durch Power-to-X-Prozesse bereitgestellt, zu denen gasförmiger und flüssiger Wasserstoff aus der Elektrolyse (40 %) sowie PtX-Benzin aus einer integrierten Elektrolyseur-Fischer-Tropsch-Anlage (10 %) gehören. Wie in Band I [1] zu sehen ist, wird nur etwa ein Drittel (ca. 9 TWh) des Flüssigwasserstoffbedarfs durch inländische Produktion gedeckt.



Die restliche Nachfrage nach PtX-Kraftstoffen wird durch Importe aus anderen europäischen Ländern bedient, z. B. aus Schweden und Dänemark.

### Ergebnisse zum Energieverbrauch des deutschen Transportsektors bis 2050

Ein ähnlicher Trend lässt sich bei der Betrachtung der Entwicklung des Energieverbrauchs im Verkehrssektor feststellen, wie in Abbildung 126 gezeigt. Da der Straßenverkehr den größten Teil des Energieverbrauchs ausmacht, ähnelt Abbildung 126 der Abbildung 125. Die Dekarbonisierung anderer Energieträger im Verkehrssektor, wie Kerosin für den Flugverkehr, findet ebenfalls erst zwischen 2040 und 2050 statt. In diesem Fall wird der gesamte konventionelle Kerosinbedarf durch PtX-Kerosin aus einem integrierten Fischer-Tropsch-System ersetzt. Gleiches gilt für den zusätzlichen Benzin- und Dieselbedarf, der vor allem durch Schiffe, Busse und Zweiräder entsteht (siehe Abbildung 123). Biokraftstoffe scheinen im deutschen Verkehrssektor keine bedeutende Rolle zu spielen und tragen stattdessen zur Dekarbonisierung des Wärme- und Industriesektors bei (siehe Band I [1]).

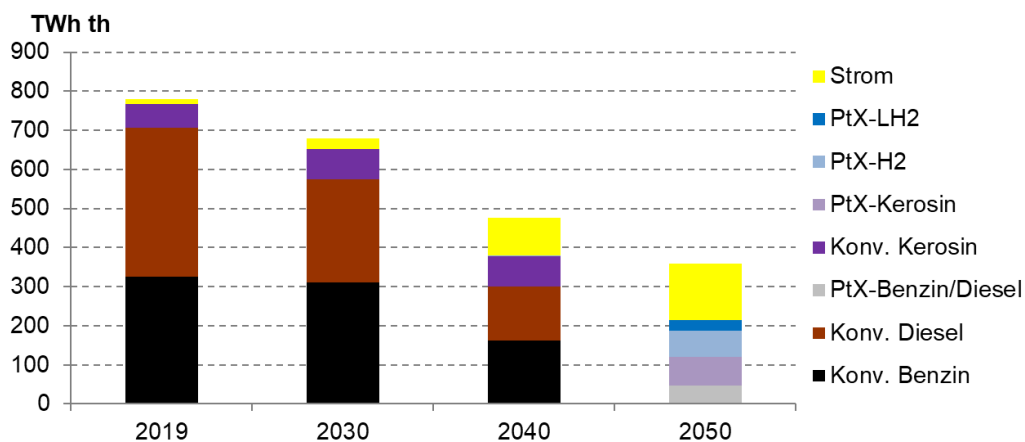


Abbildung 126: Ergebnisse zum Energieverbrauch im Gesamttransportsektor in Deutschland bis 2050 im „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1]

### 6.2.3 Vergleich der Ergebnisse aus Band I zu einem Szenario mit einer alternativen Entwicklung des deutschen Fahrzeugmixes

#### Szenariodefinition

Ein zweites Szenario „IEK-14 PROG-MIX“ wurde gemeinsam mit Projektpartnern aus Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14) entwickelt, um die Auswirkungen auf das Energiesystem bei einer alternativen Entwicklung des Straßenverkehrs zu untersuchen. Wie bei dem in Kapitel 6.2.2 vorgestellten Szenario wird auch hier DIMENSION eingesetzt, um das europäische Energiesystem unter gleichen Rahmenbedingungen zu optimieren. Der einzige Unterschied zwischen den Szenarien liegt in der Bestimmung des Fahrzeugmixes. Abbildung 127 zeigt die wesentlichen Unterschiede im Fahrzeugmix zwischen den Szenarien „EWI-Band I“ (modellendogen; entspricht dem in Kapitel 6.2.2 vorgestellten Szenario „Europa Autark“ aus Band I des Kompetenzzentrums [1]) und dem „IEK-14 PROG-MIX“ (modellexogen).

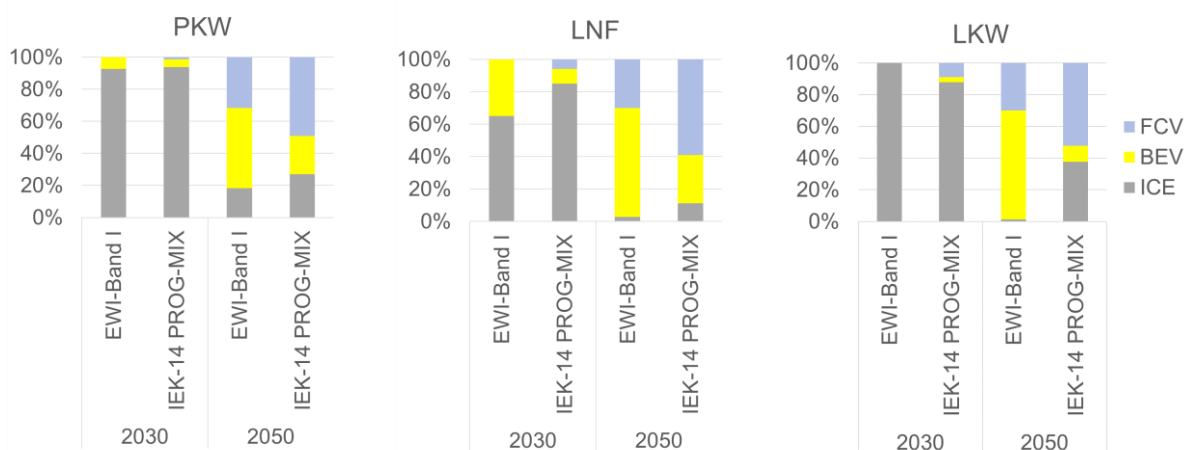


Abbildung 127: Exogener Fahrzeugmix im IEK-14 PROG-MIX Szenario im Vergleich zu den endogenen Ergebnissen aus dem „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1]

Wie oben erläutert, werden die Anteile des EWI-Band I Szenarios endogen nach dem kostenminimalen Dekarbonisierungspfad für das europäische Energiesystem bestimmt. In dem IEK-14 PROG-MIX Szenario wird ein exogener Fahrzeugmix als zusätzliche Eingabebedingung in das Modell aufgenommen, der den Anteil von Verbrennungsmotoren inklusive Hybride (ICE), batteriebetriebenen Elektrofahrzeugen (BEV) sowie Brennstoffzellenfahrzeugen (FCV) für jedes Fahrzeugsegment in Deutschland vorgibt.<sup>28</sup> Für die ICE-Anteile kann das Modell noch endogen entscheiden, welcher Motortyp eingesetzt wird. Dazu stehen die Diesel-, Benzin- und CNG-Motoren sowie alle Hybridkombinationen zur Auswahl (siehe Abbildung 121). Außerdem wird die Wahl der Energieträger für alle Fahrzeuge weiterhin endogen vom Modell bestimmt.

Wie in Abbildung 127 dargestellt, besteht der Hauptunterschied zwischen den beiden Szenarien in der Marktdurchdringung von Elektrofahrzeugen in allen Segmenten. Insbesondere im Jahr 2050 scheinen die Szenarien voneinander abzuweichen, wobei das EWI-Band I Szenario z. B. einen Anteil von 70 % an Elektrofahrzeugen und das IEK-14 PROG-MIX Szenario einen Anteil von 10 % aufweist. Umgekehrt wird im IEK-14 PROG-MIX Szenario ein deutlich höherer Anteil von Wasserstoff-Brennstoffzellenfahrzeugen als im EWI-Band I Szenario festgelegt, z. B. ein Anteil von 50 % im LKW-Segment im Jahr 2050 gegenüber 30 %. Darüber hinaus erfolgt die Einführung von Wasserstoff-Brennstoffzellen-Fahrzeugen im IEK-14 PROG-MIX Szenario auch früher, wobei Wasserstoff-Brennstoffzellen-LNF und -LKW bereits im Jahr 2030 vorkommen. Zu beachten ist auch, dass das IEK-14 PROG-MIX Szenario davon ausgeht, dass ein erheblicher Anteil der Verbrennungsmotoren im LKW-Segment verbleibt und im Jahr 2050 40 % ausmacht. Dies ist im EWI-Band I Szenario nicht der Fall, da BEV und FCV die gesamte LKW-Flotte ausmachen (siehe Kapitel 6.2.2).

### Vergleich der Szenarioergebnisse

Die Einführung einer exogenen Beschränkung der Fahrzeugtypenanteile im IEK-14 PROG-MIX Szenario führt zu einer signifikanten Verschiebung der Fahrzeuginvestitionsentscheidung des Modells. Abbildung 128 vergleicht die Ergebnisse des Fahrzeugmixes aus dem EWI-Band I Szenario (links) mit den Ergebnissen des Fahrzeugmixes aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts).

<sup>28</sup> Für die restlichen betrachteten Länder wird im IEK-14 PROG-MIX Szenario angenommen, dass der Fahrzeugmix im Mittel über alle Länder den in Abbildung 127 dargestellten Anteilen entsprechen muss.

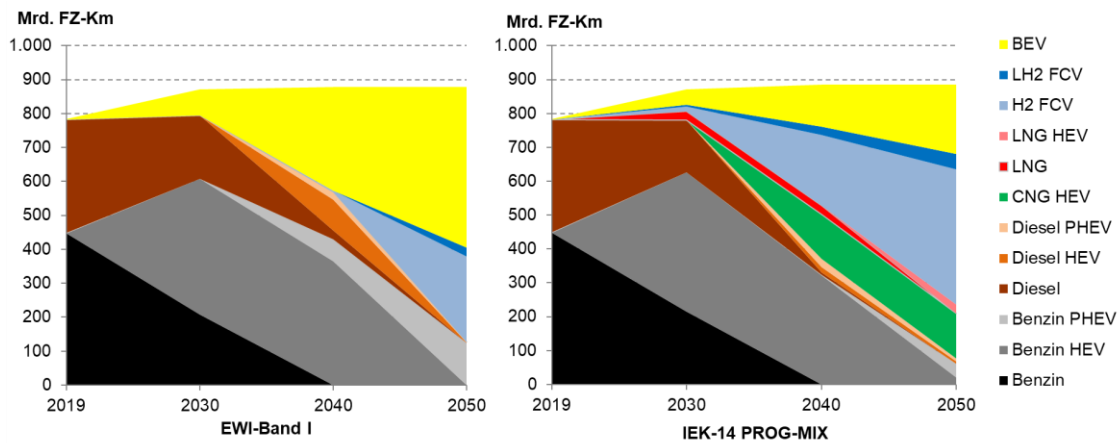


Abbildung 128: Ergebnisse zum deutschen Fahrzeugmix aus Band I [1] (links) und aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts)

Zwischen 2020 und 2030 zeigen die beiden Szenarien ähnliche Entwicklungen in Bezug auf die schrittweise Abschaffung konventioneller Motoren und der schnellen Einführung von Benzin HEV. Ab 2030 ist eine klare Diskrepanz zwischen den Szenarien zu erkennen: Wie erwartet, bremsen die exogenen Beschränkungen, die über das IEK-14 PROG-MIX Szenario (gemäß Abbildung 127) eingeführt werden, den Einsatz von BEV (gemäß der gelben Fläche in Abbildung 128) und erhöhen die Marktdurchdringung von Wasserstoff-Brennstoffzellenfahrzeugen (gemäß der blauen Fläche in Abbildung 128).

Allerdings führt die langfristige Beibehaltung eines gewissen Anteils an Verbrennungsmotoren im IEK-14 PROG-MIX Szenario zu wesentlichen Unterschieden in den endogenen Investitionsentscheidungen für die entsprechenden Fahrzeugtypen. Beispielsweise treten neue Akteure wie CNG-Hybride und LNG-getriebene LKW schon früh in den Markt des IEK-14 PROG-MIX Szenarios ein. Die CNG HEV sind im IEK-14 PROG-MIX Szenario der Verbrennungsmotor die Wahl für das PKW-Segment und verdrängen die Diesel HEV und Benzin PHEV, die einen Teil der kostenoptimalen Lösung im EWI-Band I Szenario sind. Ähnlich verhält es sich im LKW-Segment, wo LNG-LKW ab 2025 auf den Markt treten und den Einsatz von Diesel-LKW reduzieren. Dazu wird auch die entsprechende CNG/LNG-Tankstelleninfrastruktur gebaut, die mit einer technischen Lebensdauer von 25 Jahren ein wichtiger Treiber der langfristigen Investitionsentscheidungen ist (siehe Tabelle A 21).<sup>29</sup> Bis 2050 erreichen Erdgas-Hybridfahrzeuge im IEK-14 PROG-MIX Szenario einen Anteil von 67 % aller verbleibenden Verbrennungsmotoren auf deutschen Straßen und damit 18 % des gesamten Fahrzeugmixes.

Um die Investitionsentscheidung für Verbrennungsmotoren im IEK-14 PROG-MIX Szenario besser zu verstehen, ist es wichtig, den vom Modell gewählten endogenen Energieverbrauchsmix zu untersuchen. Dieser ist in Abbildung 129 dargestellt und wird wiederum mit dem EWI Band I Szenario auf der linken Seite verglichen.

<sup>29</sup> Für eine georeferenzierte Analyse der Erweiterung des CNG- und LNG-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen siehe Abschnitt 6.1.1.

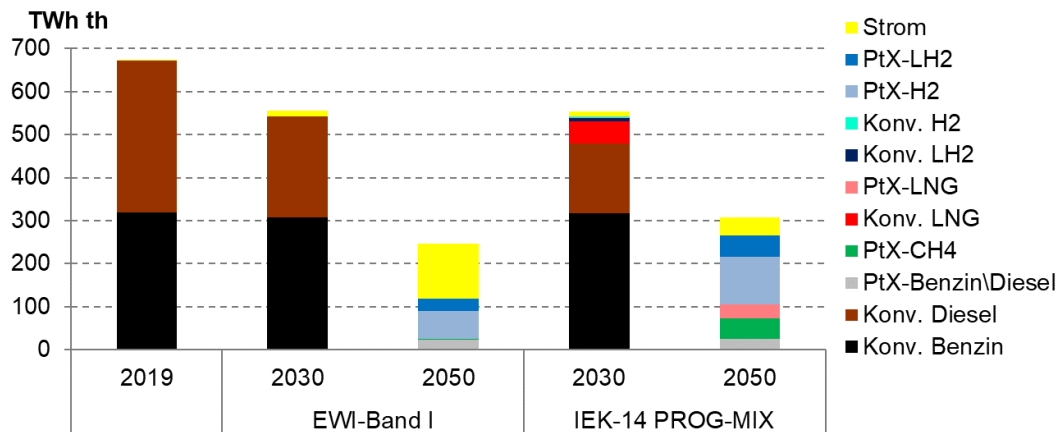


Abbildung 129: Ergebnisse zum Energieverbrauch im deutschen Straßenverkehr aus Band I [1] (links) und aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts)

Wie oben angedeutet, führt die Einführung von LNG-LKW zu einer erheblichen Nachfrage nach konventionellem LNG im IEK-14 PROG-MIX Szenario. Diese Nachfrage entspricht einem Anteil von 10 % am Energieverbrauch im Straßenverkehr im Jahr 2030. Im Gegensatz hierzu verlagert sich das LKW-Segment im EWI-Band I Szenario erst nach 2030 vom Diesel weg und erhöht zwischen 2020 und 2030 den Anteil der Diesel-LKW leicht, um die steigende LKW-Fahrleistung zu decken (siehe Abbildung 120 und Abbildung 124).

Ein wesentlicher Grund für die Entscheidung des Modells von Diesel im EWI-Band I Szenario auf LNG im IEK-14 PROG-MIX Szenario umzusteigen ist die Notwendigkeit die  $CO_{2\text{äq.}}$ -Emissionen zu reduzieren. Die in Abbildung 127 dargestellten Anteile des IEK-14 PROG-MIX Szenarios schreiben vor, dass bis 2030 eine bestimmte Menge an  $LH_2$ -LKW auf deutschen Straßen fahren muss. Die Verfügbarkeit von  $CO_{2\text{äq.}}$ -freiem Flüssigwasserstoff aus PtX-Anlagen (verflüssigter „grüner“ Wasserstoff) ist jedoch aufgrund der begrenzten PtX-Kapazitäten im Jahr 2030 knapp (wie in Band I, siehe [1]). Die fehlenden Mengen  $LH_2$  werden vom Modell daher mit konventionellem  $LH_2$  gedeckt, welcher mit hohen WTT  $CO_{2\text{äq.}}$ -Emissionen aus der Dampfreformierung belastet ist (siehe Tabelle A 18). Um diesem Anstieg der  $CO_{2\text{äq.}}$ -Emissionen entgegenzuwirken, entscheidet das Modell, einen Teil der Diesel-LKWs durch LNG-LKWs zu ersetzen, da LNG einen niedrigeren  $CO_{2\text{äq.}}$ -Emissionsfaktor als Diesel hat (siehe Tabelle A 18). Daher kompensiert der Umstieg von Diesel auf LNG den Anstieg der Emissionen und bietet eine langfristige Option zur Dekarbonisierung des LKW-Segments.

Eine ähnliche Entwicklung ist im PKW-Segment zu beobachten. In diesem Fall ist es jedoch nicht die Einführung  $CO_{2\text{äq.}}$ -intensiver Technologien, sondern die Beschränkung der Verbreitung von BEV, die den Druck auf  $CO_{2\text{äq.}}$ -arme Technologien erhöht, in den Markt einzutreten. Wie bei den LNG-LKW profitieren auch CNG-HEV-PKW von besseren Emissionsfaktoren als die Diesel-Alternativen (siehe Tabelle A 18). Daher verdrängt konventionelles CNG den konventionellen Diesel im Jahr 2035 (nicht in Abbildung 129 dargestellt) vollständig aus dem PKW-Segment und erreicht seinen Spitzenverbrauch von 51 TWh.

Bis 2050 werden alle fossilen Kraftstoffe im IEK-14 PROG-MIX Szenario durch PtX-Alternativen ersetzt, die einen Anteil von 86 % am Gesamtenergieverbrauch im Straßenverkehr ausmachen. Der größte Unterschied zu den Ergebnissen des EWI-Band I Szenarios besteht in der Rolle von PtX- $CH_4$  und PtX-LNG, was hauptsächlich auf die frühen Investitionen in CNG-betriebene PKW sowie den exogenen

Anteil von Verbrennungsmotoren im LKW-Segment im Jahr 2050 zurückzuführen ist. Die Ergebnisse zum Energieverbrauch des Gesamttransportsektors im IEK-14 PROG-MIX Szenario sind identisch mit den Ergebnissen im EWI-Band I Szenario, wie in Abbildung 126 dargestellt. Durch die im IEK-14 PROG-MIX Szenario definierten exogenen Pfade steigt die europäische PtX-Produktion im Jahr 2050 im Vergleich zum EWI-Band I Szenario um fast 1.000 TWh.

Der Rückgang des direkten Stromverbrauchs durch BEV und der Anstieg des Verbrauchs von PtX-Kraftstoffen führt zu einer Verschiebung der Stromverbrauchsanteile zwischen den Sektoren im IEK-14 PROG-MIX Szenario. Abbildung 130 zeigt die Ergebnisse für den sektorspezifischen Stromverbrauch in den Szenarien EWI-Band I (links) und IEK-14 PROG-MIX (rechts).

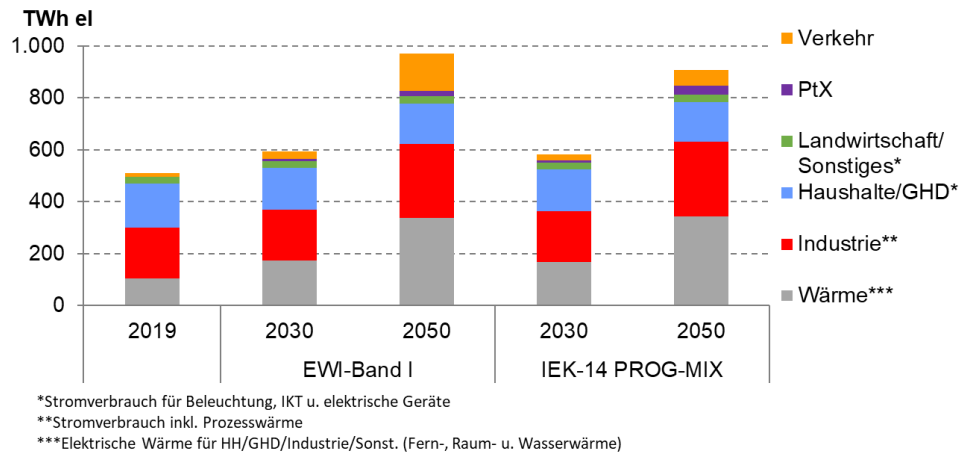


Abbildung 130: Ergebnisse zum Endverbrauch von Strom in Deutschland nach Sektoren aus Band I [1] (links) und aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts)

In Übereinstimmung mit den in Abbildung 127 dargestellten exogenen Fahrzeuganteilen ist der Stromverbrauch im deutschen Verkehrssektor im Jahr 2050 fast 60 % niedriger im IEK-14 PROG-MIX Szenario als im EWI-Band I Szenario (gemäß dem orangefarbenen Bereich in Abbildung 130). Der Stromverbrauch aus PtX-Anlagen in Deutschland steigt dagegen um etwa 75 %, so dass im Jahr 2050 in Deutschland 13,9 TWh PtX-LH<sub>2</sub> (gegenüber 8,7 TWh PtX-LH<sub>2</sub> im EWI-Band I Szenario) erzeugt werden. Die verbleibenden 250 TWh des PtX-Kraftstoffverbrauchs im Straßenverkehr (siehe Abbildung 129) werden aus nahegelegenen europäischen Ländern wie z. B. Dänemark und Schweden importiert. Die anderen Sektoren scheinen keine Veränderung ihres Verbrauchs zu zeigen.

Die Umstellung von BEV, die überwiegend mit lokal erzeugtem Strom betrieben werden, auf Fahrzeuge, die mit importierten PtX-Kraftstoffen betrieben werden, führt jedoch zu einer Reduzierung des absoluten Stromverbrauchs in Deutschland um 60 TWh im Jahr 2050. Für den Stromsektor bedeutet dies einen langfristigen Rückgang der Stromerzeugungskapazität um 14 GW: 10 GW weniger PV und 4 GW weniger Onshore-Wind im Vergleich zum EWI-Band I Szenario.

Die Veränderungen im Strom- und Verkehrssektor haben direkte Auswirkungen auf die Strom- und CO<sub>2äq.</sub>-Preisstrukturen. Wie auf der rechten Seite von Abbildung 131 dargestellt, bewirkt der schnelle Anstieg der absoluten Stromnachfrage in beiden Szenarien einen Anstieg des jährlichen Strompreises in Deutschland von durchschnittlich 36,5 EUR/MWh im Jahr 2030 auf 60,5 EUR/MWh im Jahr 2050. Allerdings führt die Verringerung der inländischen Stromnachfrage im IEK-14 PROG-MIX Szenario zu niedrigeren Strompreisen im Vergleich zum EWI-Band I Szenario (mit einem Delta von max. 4 EUR/MWh).

Um die Entwicklung des CO<sub>2äq.</sub>-Preises interpretieren zu können, ist es wichtig zu verstehen, wo genau die Dekarbonisierung stattfindet. Die linke Seite von Abbildung 131 bietet zusätzliche Informationen zu den Veränderungen der sektorspezifischen CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen zwischen den beiden Szenarien. Wie in Band I [1] beschrieben, führt das europäische Ziel der Klimaneutralität über alle Sektoren und Länder bis 2050 dazu, dass verschiedene Sektoren zu unterschiedlichen Zeitpunkten dekarbonisiert werden. Die Sektoren Strom- und Wärmeerzeugung scheinen beispielsweise durch die rasche Einführung von Stromerzeugern aus erneuerbaren Energien und die Nutzung von Strom aus erneuerbaren Energien, z. B. in Wärmepumpen, schnell zu dekarbonisieren. Der Verkehrssektor hingegen ist der letzte Sektor, der dekarbonisiert wird (siehe Band I [1]).

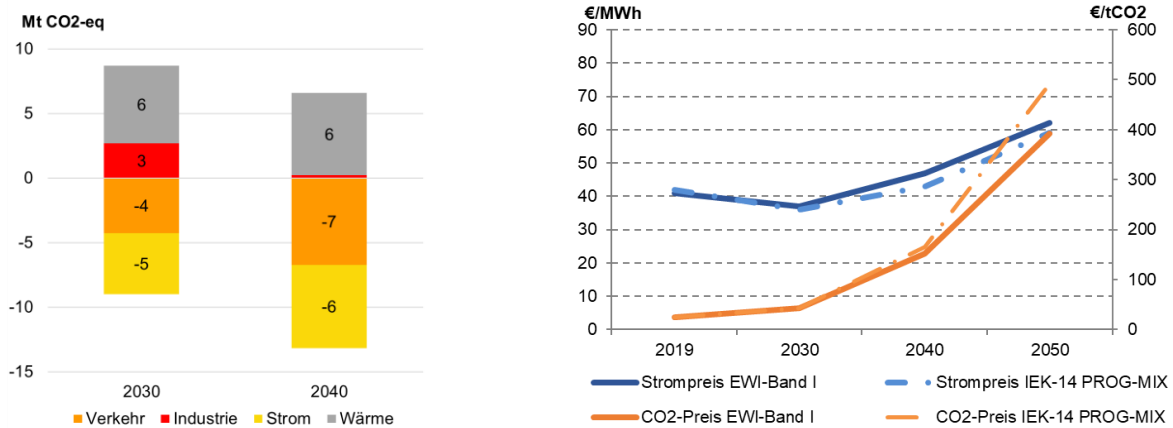


Abbildung 131: Delta der sektoralen Emissionen in Deutschland zwischen dem IEK-14 PROG-MIX und dem EWI-Band I Szenario (links), Ergebnisse zur Entwicklung der Strom- und CO<sub>2äq.</sub>-Preise in Deutschland für beide Szenarien (rechts)

Allerdings führen die hohe Nachfrage nach Wasserstoff sowie die in Abbildung 129 dargestellte Umstellung von Diesel auf Erdgas im IEK-14 PROG-MIX Szenario dazu, dass der deutsche Verkehrssektor seine Emissionen früher und stärker reduziert als im EWI-Band I Szenario (-4 Mio. tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2030 und -7 Mio. tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2040). Darüber hinaus hilft der Rückgang der Gesamtstromnachfrage aufgrund des geringeren Einsatzes von BEV dem Stromsektor bei der Reduzierung seiner Gesamtemissionen (-5 Mio. tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2030, -6 Mio. tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2040). Durch die „übermäßige“ Dekarbonisierung im Verkehrssektor können jedoch die anderen Sektoren ihre Emissionen erhöhen, da das Dekarbonisierungsziel für alle Sektoren aggregiert wird. Der Wärmeerzeugungssektor beispielsweise verbraucht mehr konventionelles Gas und verzeichnet daher einen Anstieg der Emissionen um 6 Mio. tCO<sub>2äq.</sub> im Jahr 2030 und 2040. Auch der Industriesektor weist im IEK-14 PROG-MIX Szenario im Jahr 2030 leicht höhere Emissionen auf, was auf einen höheren Einsatz von konventionellem Wasserstoff zurückzuführen ist.

Die oben beschriebenen Änderungen in der CO<sub>2äq.</sub>-Emissionsstruktur führen dazu, dass die CO<sub>2äq.</sub>-Preise langfristig im IEK-14 PROG-MIX Szenario deutlich von denen des EWI-Band I Szenarios abweichen, wie die orangefarbenen Linien auf der rechten Seite von Abbildung 113 zeigen. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Grenzvermeidung im Jahr 2050 im Verkehrssektor stattfindet. Infolgedessen steigt der sektorübergreifende CO<sub>2äq.</sub>-Preis auf 392 EUR/tCO<sub>2äq.</sub> im EWI-Band I Szenario und 491 EUR/tCO<sub>2äq.</sub> im IEK-14 PROG-MIX Szenario. Dieses Preisniveau ist erforderlich, um insbesondere Kostenparität zwischen konventionellen Kraftstoffen und PtX-Kraftstoffen herzustellen. Die Diskrepanz zwischen den Szenarien resultiert aus den Unterschieden im Fahrzeug- und



Energieverbrauchsmix. So gibt es im IEK-14 PROG-MIX Szenario z. B. PtX-LNG betriebene LKW—deren Kraftstoff relativ hohe Erzeugungskosten aufweist—die im EWI-Band I Szenario nicht eingesetzt werden.

Die zusätzlichen Kosten für die Investition und den Betrieb von PtX-Anlagen, sowie der im Vergleich zum EWI-Band I Szenario vorzeitig erfolgende Wechsel zu kostenintensiveren Fahrzeugen in Europa, führen im IEK-14 PROG-MIX Szenario zu jährlichen Mehrkosten von ca. 38 Mrd. EUR im Jahr 2030, 190 Mrd. EUR im Jahr 2040 und 162 Mrd. EUR im Jahr 2050 über alle im Modell betrachteten Länder und Sektoren.

## 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten

bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14)

### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- Bei weiterer Verwendung fossilen Diesels und Benzins im Straßenverkehr sinken die  $\text{NO}_x$ -Emissionen des Straßenverkehrs bereits um 90 % bis 2030 und um 92 % bis 2050.
- Bei weiterer Verwendung von Dieselmotoren in der Binnenschifffahrt sinken die  $\text{NO}_x$ - und PM-Emissionen bereits um 66 % und 77 % bis 2030 bzw. um 85 % und 93 % bis 2050.
- Effektive Maßnahmen zur Verminderung von lokalen Schadstoffemissionen sind der kurzfristige Einsatz von Drop-In Kraftstoffen kombiniert mit dem mittel- und langfristigen Einsatz von brennstoffzellen- und batterie-elektrischen Antriebssystemen.

Die in diesem Kapitel beschriebene Methodik, das entwickelte Modell und die dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen der durch dieses Projekt geförderten Dissertation von Janos Lucian Breuer [9] an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen erarbeitet. Weitere, an dieser Stelle nicht aufgeführte, Details zur Methodik können in Breuer [9] nachgelesen werden.

### 6.3.1 Straße

Das in 2.2.1 (S.28) bereits beschriebene Straßenverkehrsmodell wurde für die Berechnung der zukünftigen Emissionen erweitert und angepasst. Die Anpassungen werden im Folgenden erläutert.

Die Entwicklung der Fahrleistung für die zukünftigen Szenarien des Straßenverkehrs basiert auf dem von Decker [426] entwickelten Marktdiffusionsmodell. Dieses wurde um folgende Punkte erweitert:

- Bestandsentwicklung PKW (siehe Breuer [9]),
- Aktualisierung der durchschnittlichen Jahresfahrleistungen basierend auf Kraftfahrtbundesamt [14].

Die mit diesem Modellansatz berechneten Fahrleistungen mussten anschließend mit den Fahrzeugklassen des entwickelten Modells (vgl. 2.1.1, S.5) und jenen in HBEFA 4.1 [71] zusammengeführt werden. Die Zuordnung und Verrechnung der Klassen untereinander wurde basierend auf dem Flottenmix in HBEFA 4.1 [71], den in HBEFA 4.1 [71] verwendeten Umrechnungsfaktoren für LKW mit und ohne Anhänger [71], [427], Daten des Kraftbundesamtes [73] und eigenen Annahmen durchgeführt. Details können in Breuer [9] nachgelesen werden. Der Ansatz zur Berechnung der zukünftigen Fahrleistung generiert nationale Fahrleistungen, welche im Modell anschließend über die in 2.1.1 (S.5) beschriebene Methodik auf die einzelnen Straßen verteilt wird. Die Modellergebnisse für die nationalen Fahrleistungen sind in Abbildung 132 und Abbildung 133 dargestellt.

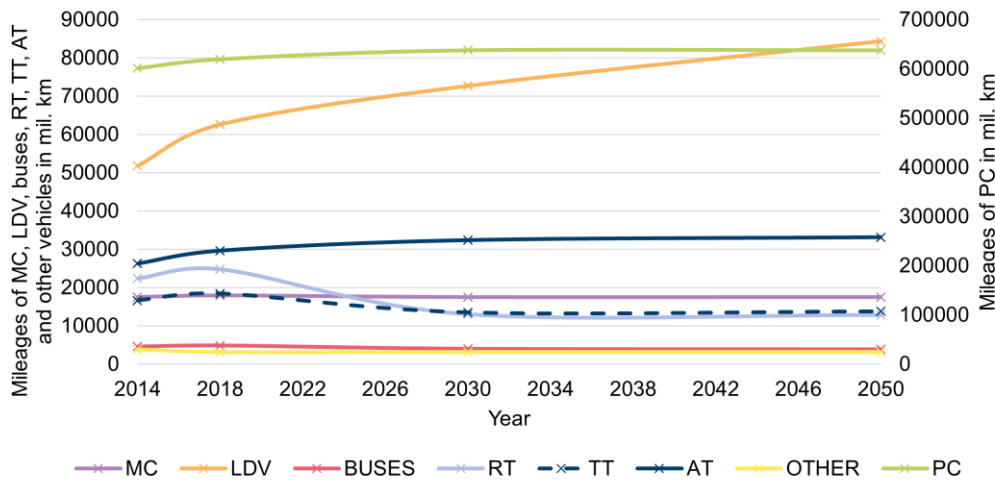


Abbildung 132: Berechnete Fahrleistungen der Klassen Krafträder (MC), PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW mit Anhänger (TT), LKW ohne Anhänger (RT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstigen Kraftfahrzeugen (Other) differenziert nach Unterklassen der Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland.

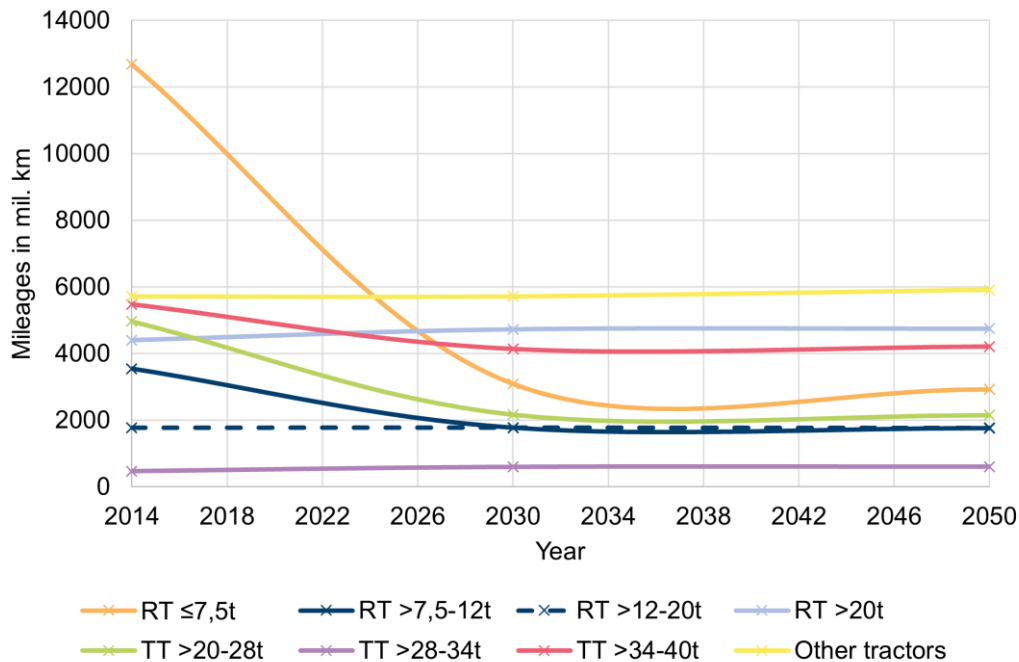


Abbildung 133: Berechnete Fahrleistungen der Klassen LKW mit Anhänger (TT), LKW ohne Anhänger (RT) und sonstigen Zugmaschinen (Other tractors), differenziert nach Unterklassen für die Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland.

Für Entwicklung der Flotte wurde angenommen, dass die Größenklassenverteilung innerhalb der Fahrzeugklassen in Abbildung 132 und Abbildung 133 konstant bleiben. Eine Änderung findet in Folge nur über die dargestellte Fahrzeugklassenentwicklung statt. Über das im letzten Abschnitt beschriebene Marktdiffusionsmodell und die Übersetzung in die in HBEFA 4.1 [71] und in Abbildung 132 und Abbildung 133 dargestellten Fahrzeugklassen wird auch die Altersverteilung zu jedem Zeitpunkt und die Anzahl der Neuzulassungen in jedem Jahr berechnet. Diese sind notwendig, um die Anteile der unterschiedlichen Emissionstechnologien über jahresabhängige Anteile der Emissionsklassen nach Allekotte et al. [169] für jedes Jahr zu berechnen. Für Krafträder wurde der

Flottenmix aus HBEFA 4.1 [71] übernommen. Eine Ausnahme bildet der Zeitpunkt 2050. Für dieses Jahr wurde für Krafträder angenommen, dass der Flottenmix ausschließlich aus Krafträdern mit der höchsten Emissionsklasse besteht. Das bedeutet in Folge Euro 5 für Kleinkrafträder und 4-Takt Krafträder, sowie Euro 4 für 2-Takt Krafträder.

Die Ergebnisse der Flottenentwicklung sind in Abbildung 134, Abbildung 135 und Abbildung 136 dargestellt.

Abbildung 134 zeigt die Anteile der Emissionsklassen für (a) Kleinkrafträder (*Mopeds*), (b) 4-Takt Motorräder (*MC 4T*) und (c) 2-Takt Motorräder (*MC 2T*). Wie Abbildung 134 a zeigt, beinhaltet die Flotte der Kleinkrafträder aktuell die ältesten Fahrzeuge. 98 % der Kleinkrafträder sind mit Emissionsnormen vor und inklusive Euro 2 klassifiziert. Die Euro 2 Richtlinie galt ab 2002 für alle neu zugelassenen Kleinkrafträder. Lediglich 2 % der Kleinkrafträder sind im Jahr 2018 mit der Norm Euro 4 klassifiziert, welche ab 2017 für alle neuen Kleinkrafträder gilt. Im Jahr 2030 ist ein Großteil der Kleinkraftradflotte mit Euro 2 und Euro 5 klassifiziert. Die Euro 5 Norm gilt ab 2021 für alle neu zugelassenen Krafträder. Bei den Viertakt-Krafträdern besteht die aktuelle Flotte zu 53 % aus Krafträdern, welche mit Euro 3 oder neuer klassifiziert sind (vgl. Abbildung 134 b). Die Euro 3 Norm galt ab 2007 für alle neuen Krafträder. Nach dem verwendeten HBEFA 4.1 [71] Flottenmix besteht die Flotte der Viertaktkrafträder im Jahr 2030 schließlich hauptsächlich aus Euro 4 (14 %) und Euro 5 (47 %) Fahrzeugen. Wie Abbildung 134 c zeigt, besteht die Flotte der Zweitaktkrafträder im Jahr 2018 im Vergleich zu jener der Viertaktkrafträder eher aus älteren Fahrzeugen. Von den Zweitaktkrafträdern sind im Jahr 2018 40 % vor 1998/1999 zugelassen und sind entsprechend noch nicht nach einer Euro Abgasnorm klassifiziert. Bis 2030 wird ein Großteil dieser alten Fahrzeuge ausgetauscht, so dass im Jahr 2030 86 % der Zweitaktkrafträder mit Euro 4 klassifiziert sind. Die Euro 4 Norm gilt ab 2017 für alle neuen Krafträder. Im Jahr 2050 sind alle Kleinkrafträder, Viertaktkrafträder und Zweitaktkrafträder vollständig mit Fahrzeugen der jeweils neusten Abgasnorm ausgetauscht. Dies ist durch die getroffene, im letzten Absatz beschriebene, Annahme begründet.

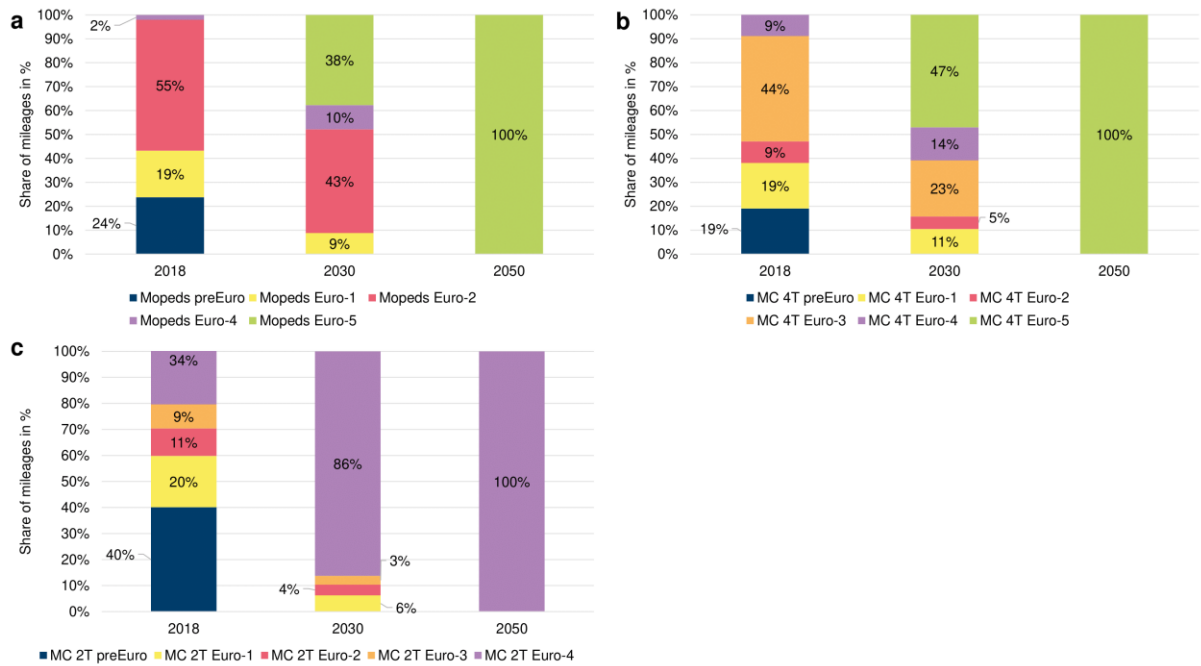


Abbildung 134: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Kleinkraftträder (Mopeds), (b) 4-Takt Kraftträder (MC 4T) und (c) 2-Takt Kraftträder (MC 2T) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [71].

Abbildung 135 zeigt die berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Otto- und (b) Diesel-Personenkraftwagen und (c) Otto- und (d) Diesel- leichte Nutzfahrzeuge für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018. Im Jahr 2018 ähneln sich tendenziell die Flottenzusammensetzungen der benzinbetriebenen Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeuge in Abbildung 135 a und b sowie der dieselbetriebenen in b und d. In 2030 sind hingegen die Flottenzusammensetzungen der benzin- und dieselbetriebenen Personenkraftwagen in a und b sowie der benzin- und dieselbetriebenen leichten Nutzfahrzeuge in c und d jeweils fast identisch. Dies liegt an den im Modell identisch angenommen Lebensdauern für Personenkraftwagen (18 Jahre) und leichten Nutzfahrzeugen (12 Jahre). Details können in Breuer [9] nachgelesen werden. Im Jahr 2030 sind 51 % der Personenkraftwagen mit der ab 2021 geltenden Euro 6d Norm klassifiziert (vgl. Abbildung 135 a und b). Bei den leichten Nutzfahrzeugen sind hingegen 70 % mit der neusten Euro 6d Norm klassifiziert (vgl. Abbildung 135 c und c). Im Jahr 2050 sind schließlich alle Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeuge nach der neusten Abgasnorm Euro 6d klassifiziert. Abbildung 136 zeigt die berechneten Flottenzusammensetzungen im Referenzszenario in Bezug auf Emissionsklassen für (a) Reisebusse, (b) Linienbusse, (c) LKW ohne Anhänger (RT) und (d) LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen (TT/AT) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018. Die neuste EURO VI Norm gilt ab Ende 2013 für alle Fahrzeuge. Im Modell wurde aber, basierend auf Allekotte et al. [169], angenommen, dass erst ab 2016 100 % der neu zugelassenen Busse, LKW und Sattelzugmaschinen dieser Norm entsprechen. Wie Abbildung 136 d zeigt, ist mit 73 % der Anteil an EURO VI Fahrzeugen bei den Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhängern am höchsten. Es folgen die Linienbusse mit 41 % EURO VI (vgl. Abbildung 136 b), die LKW ohne Anhänger mit 39 % (vgl. Abbildung 136 c) und schließlich die Reisebusse mit 34 % (vgl. Abbildung 136 a). In den Jahren 2030 und 2050 sind 100 % der schweren Nutzfahrzeuge Fahrzeuge der EURO VI Norm. Dies ist durch die angenommenen Lebensdauern von 6-

10 Jahren für LKW, 5 Jahren für Sattelzugmaschinen, 10 Jahren für sonstige Zugmaschinen, 6 Jahren für Linienbusse und 5 Jahren für Reisebusse begründet.

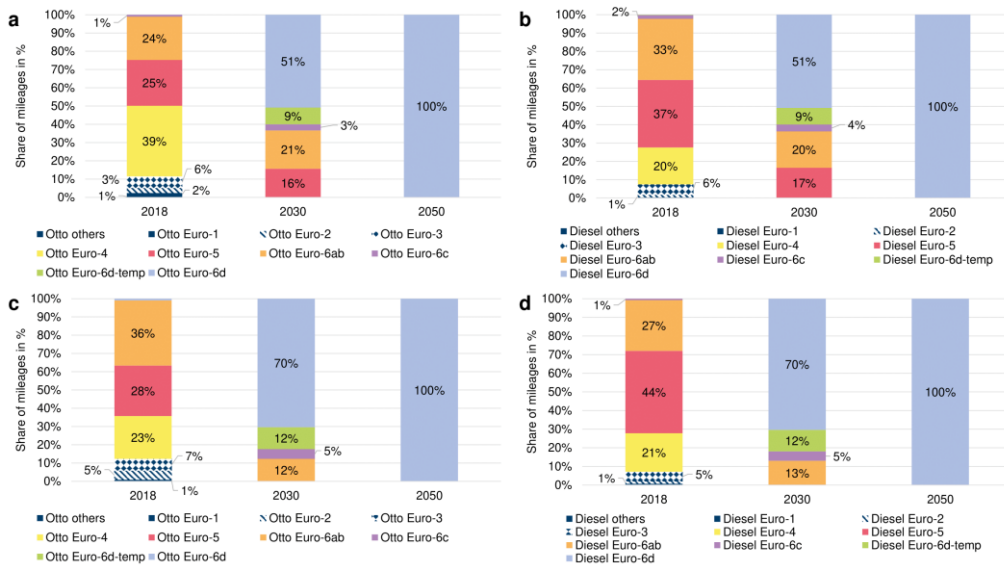


Abbildung 135: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Otto- und (b) Diesel-Personenkraftwagen und (c) Otto- und (d) Diesel- leichte Nutzfahrzeuge für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [71].

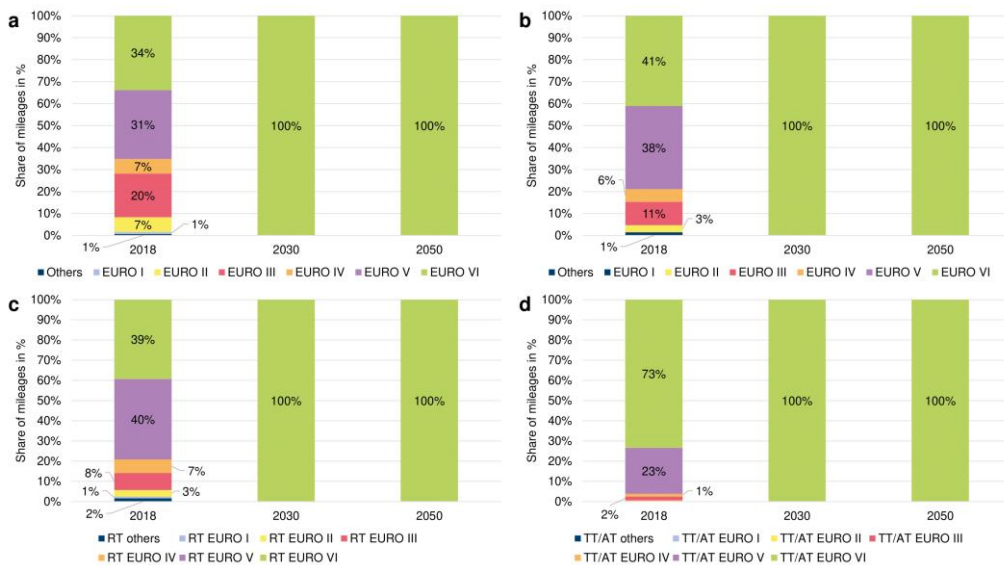


Abbildung 136: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Reisebusse, (b) Linienbusse, (c) LKW ohne Anhänger (RT) und (d) LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschine (TT/AT) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [71].

Die zukünftigen Abriebsemissionen wurden analog zur in 2.2.1 (S.28) vorgestellten Methodik berechnet. Für die Berechnung der zukünftigen Emissionen wurde basierend auf HBEFA 4.1 [71] eine eigene Datenbank entwickelt. Diese enthält differenzierte Emissionsfaktoren für Fahrzeugklassen, Schadstoffe, Verkehrssituationen, Kraftstoffe, Größenklassen und Emissionskonzepte. Für die Berechnung werden weiterhin im Modell nur Emissionsfaktoren für den Motor bei Betriebstemperatur berücksichtigt. Die HBEFA 4.1 Faktoren wurden wie folgt erweitert:



- Vervollständigung der Faktoren für alle Klassen für die Antriebe LNG Dual-Fuel HDPI, CNG, batterieelektrischer Antrieb und brennstoffzellen-elektrischer Antrieb basierend auf HBEFA 4.1 [71] und eigenen Annahmen.
- Erweiterung mit Faktoren für MtG, FT-Diesel, HVO, und DME basierend auf [302], [428] und eigenen Annahmen.

Details können in Breuer [9] nachgelesen werden. Die so erstellte Datenbank umfasst circa 12.000 Einträge. Die Berechnung mit diesen neuen Faktoren ist ähnlich wie jene mit den Faktoren für das Jahr 2018 (vgl. 2.2.1, S.28).

Um die Effekte unterschiedlicher Antriebstechnologien auf die lokalen Emissionen zu untersuchen, wurden unterschiedliche Szenarien entwickelt, welche im Folgenden vorgestellt werden. Die Basis ist ein Referenzszenario, in welchem weiterhin fossile Kraftstoffe verwendet werden und die Kraftstoffanteile innerhalb einer Fahrzeugklasse, beispielsweise Personenkraftwagen, identisch zum Jahr 2018 angenommen wurden. Über die bereits vorgestellte Flottenentwicklung ändern sich jedoch die Fahrleistungsanteile und die Anteile der unterschiedlichen Emissionskonzepte (vgl. Abbildung 134, Abbildung 135 und Abbildung 136). Neben diesem Referenzszenario wurden unterschiedliche Kraftstoffszenarien berechnet. Berücksichtigt wurden die in Kapitel 5 identifizierten vielversprechenden Antriebe und Energieträger. Die berücksichtigten Optionen sind Wasserstoff, batterie-elektrische Antriebe, Erdgas, DME und die Drop-In Kraftstoffe MtG-Benzin und FT-Diesel/HVO. Die Diffusion der neuen Antriebe in die bestehende Flotte wurde über das bereits beschriebene Marktdiffusions-Modell berechnet. Ein Retrofit von bestehenden Fahrzeugen wurde entsprechend nicht berücksichtigt. Das Ziel der Szenarien war nicht eine realistische Prognose zukünftige lokaler Emissionen, sondern das Aufzeigen von maximalen lokalen Emissionseinflüssen durch die Nutzung unterschiedlicher Technologie-Optionen im Mobilitätssektor. Für die Einführung neuer Antriebe wurde angenommen, dass ab 2025 100 % der neuen Fahrzeuge mit der jeweiligen Technologie ausgestattet werden. Die einzige Ausnahme bilden die Kleinkrafträder. Da diese sehr hohe Nutzungsdauern haben und, wie durch die in 2.2.1 (S.28) dargestellten Ergebnisse ersichtlich, einen relativ hohen Einfluss auf die PM-Emissionen, wurde für diese ein vollständiger Austausch bis 2030 angenommen. Für die restlichen Krafträder wird in allen Szenarien, mit Ausnahme des *PtF Drop-In*-Szenarios, ein zu 2018 identischer Energieträgermix angenommen. In diesem wird konventionelles Benzin durch MtG-Kraftstoff ersetzt. Hiervon sind entsprechend auch die Krafträder betroffen. Dies wird in diesem Abschnitt noch im Detail erläutert. Die durch das Marktdiffusionsmodell berechneten Fahrleistungsanteile neu zugelassener Fahrzeuge ab 2025 der unterschiedlichen Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs in den Jahren 2030 und 2050 sind im Anhang in Abbildung A 12 (S.382) abgebildet.

Abbildung 144 zeigt die Anteile der Antriebe bei zugelassenen Fahrzeugen im *PtF Drop-In*-Szenario sowie die eingesetzten Drop-In Kraftstoffe, während Abbildung 138 die angenommenen Anteile der verschiedenen Antriebe an den Neuzulassungen in den Szenarien  $H_2$ -Szenario, *Gas*-Szenario, *PtF New Drive*-Szenario und *E*-Szenario zeigt. In Allen Szenarien, mit Ausnahme des Referenzszenarios, werden die Kleinkrafträder mit batterie-elektrischem Antrieb ausgestattet. Dies gilt allerdings, wie bereits erläutert, nicht nur für neu zugelassene Krafträder, sondern für die gesamte Kleinkraftrad-Flotte.

Im *PtF Drop-In*-Szenario (vgl. Abbildung 137) werden neu zugelassene Personenkraftwagen und leichte Nutzfahrzeuge zu 100 % mit Hybridantrieben ausgestattet. Alle verbleibenden Fahrzeugklassen werden weiterhin mit konventionellen Antrieben betrieben. Fossiles Benzin wird allerdings zu 100 % durch MtG-Benzin und fossiler Diesel zu 100 % durch oder FT-Diesel/HVO ersetzt.

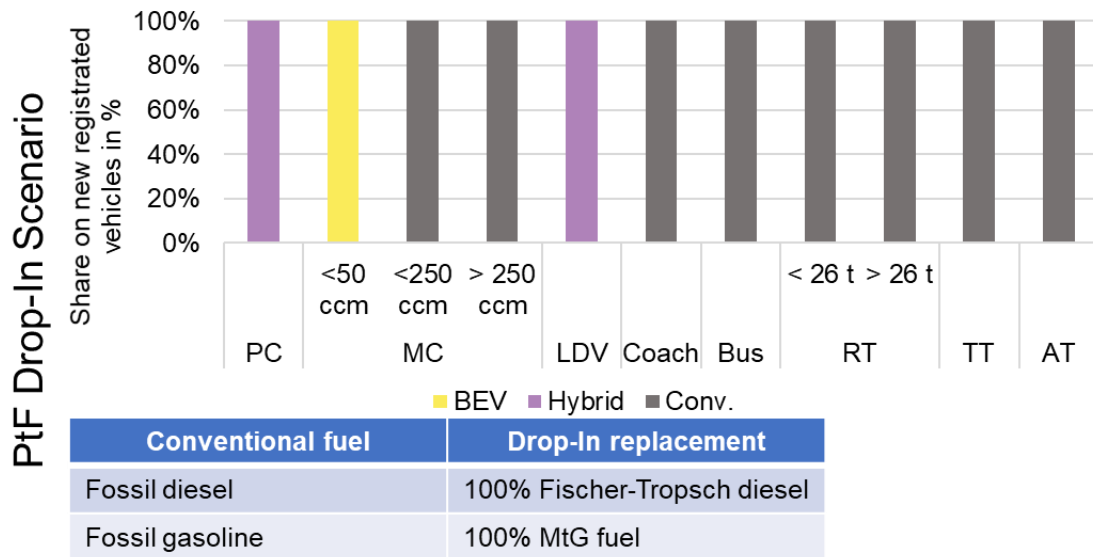


Abbildung 137: Anteile alternative Antriebe an den Neuzulassungen im PtF Drop-In Szenario und Anteil der alternativen Drop-In Kraftstoffe an den konventionellen fossilen Kraftstoffen.

Im H<sub>2</sub>-Szenario sind 50 % der neu zugelassenen Personenkraftwagen batterie-elektrisch betrieben und 50 % brennstoffzellen-elektrisch (vgl. Abbildung 138). Das gleiche gilt für leichte Nutzfahrzeuge. Neu zugelassene Reisebusse, Linienfahrzeuge, LKW und Sattelzugmaschinen werden mit Brennstoffzellen betrieben.

Im Gas-Szenario werden alle schweren Nutzfahrzeuge, Busse sowie leichte Nutzfahrzeuge mit Gasantrieb betrieben, wobei LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen mit Dual-Fuel LNG Antrieben ausgestattet werden und alle anderen Fahrzeuge mit Gasmotoren. Bei den Personenkraftwagen sind 75 % der neu zugelassenen Fahrzeuge Hybridfahrzeuge und 25 % gasbetrieben.

Im PtF New Drive-Szenario sind, analog zum PtF Drop-In-Szenario alle neu zugelassenen Personenkraftwagen und leichte Nutzfahrzeuge Hybridfahrzeuge. Alle neu zugelassenen schweren Nutzfahrzeuge und Busse sind hingegen mit DME-Antrieb ausgestattet.

Das E-Szenario ist auf den batterie-elektrischen Antrieb fokussiert. Hier werden alle neu zugelassenen Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeuge mit batterie-elektrischem Antrieb ausgestattet. Beim schweren Nutzverkehr wird ein Teil elektrifiziert. Hierzu zählen die Linienbusse und LKW ohne Anhänger < 26 t. Letztere werden eher dem lokalen Verteilerverkehr zugeordnet und haben, wie in 2.1.1 (S.5) gezeigt, eher kürzere tägliche Reichweiten.

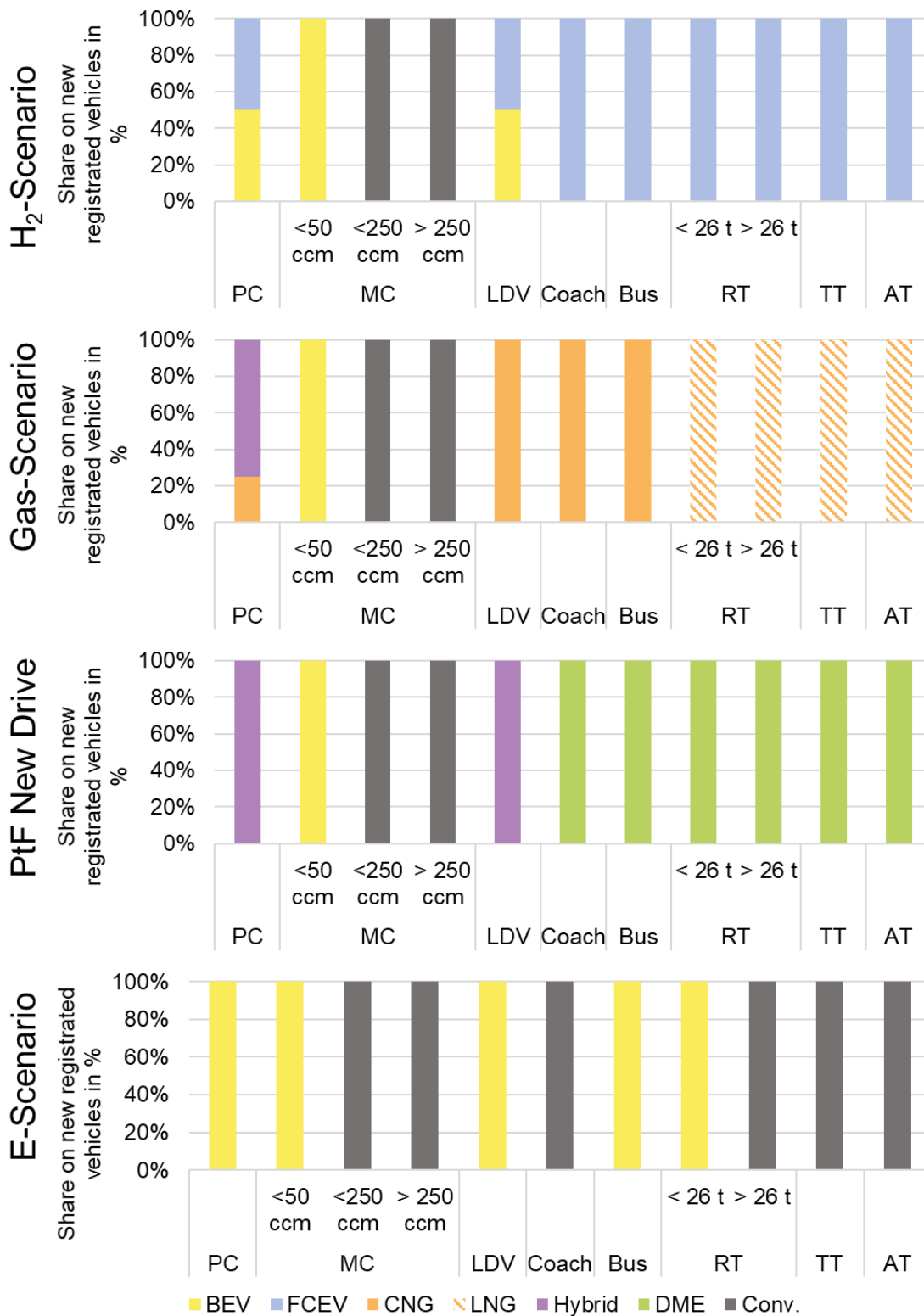


Abbildung 138: Anteile der alternativen Antriebe an den Neuzulassungen für die Szenarien H<sub>2</sub>-Szenario, Gas-Szenario, PtF New Drive-Szenario und E-Szenario.

Durch die getroffenen Annahmen ähnelt die räumliche Verteilung der zukünftigen Emissionen im Straßenverkehr jener der aktuellen Emissionen 2018. Die räumliche Verteilung wird ausschließlich

über die unterschiedliche Fahrleistungsentwicklung beeinflusst (vgl. Abbildung 132 und Abbildung 133). Dieser Einfluss ist aber eher gering. Eine räumliche Auswertung aller Szenarien würde zu 108 Abbildungen führen. Deshalb werden im Folgenden, analog zur Detailanalyse der aktuellen Emissionen des Straßenverkehrs in 2.2.1 (S.28), ausschließlich die Einflüsse der unterschiedlichen Szenarien auf den Hotspot Oberhausen untersucht.

Abbildung 139 zeigt die zukünftigen berechneten  $\text{NO}_x$ -,  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen und Fahrleistungen der Straßenverkehrsklassen PKW (*PC*), Krafträder (*MC*), leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), Busse (*Buses*), LKW ohne Anhänger (*RT*), LKW mit Anhänger (*TT*), Sattelzugmaschinen (*AT*) und sonstige Fahrzeuge (*Other vehicles*) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2030 und 2050 im Basisszenario normiert auf die Werte des Jahres 2018. In diesem Szenario werden, wie bereits erläutert, keine alternativen Antriebe und Energieträger eingeführt. Die Emissionen verändern sich ausschließlich durch die veränderte Fahrleistung, die Erweiterung der Flotte bzw. das Ersetzen von Fahrzeugen in der Flotte durch neue Fahrzeuge mit neueren Emissionstechnologien. Abbildung 139 zeigt, dass bereits im Referenzszenario die  $\text{NO}_x$ -Emissionen um 78 % bzw. um 92 % bis 2030 und 2050 sinken. Bis 2030 sinken zunächst die  $\text{NO}_x$ -Emissionen der schweren Nutzfahrzeuge. Dies ist durch die kurzen Nutzungsdauern und den entsprechend schnellen Austausch begründet (vgl. Abbildung 136). Von 2030 bis 2050 folgt anschließend eine starke Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Personenkraftwagen durch steigende Anteile von Euro 6d in der Flotte (vgl. Abbildung 135). Die  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen im Referenzszenario, dargestellt in Abbildung 139, sinken im Vergleich zu den  $\text{NO}_x$ -Emissionen deutlich weniger. Bis 2030 sinken die  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen des Straßenverkehrs um 27 % und 36 % des 2018'er Wertes. Von 2030 bis 2050 steigen diese dann wieder um 3 % und 2 % an. Dies ist begründet durch den hohen Anteil an Abriebsemissionen. Abbildung 138 zeigt die zukünftigen berechneten abriebsbedingten  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen der unterschiedlichen Klassen für das Stadtgebiet von Oberhausen. Die Abriebsemissionen verhalten sich direkt proportional zu den Fahrleistungen in Abbildung 132 und Abbildung 133. In Folge sinken die Abriebsemissionen von LKW und Bussen von 2018 bis 2030, während jene von leichten Nutzfahrzeugen, Sattelzugmaschinen und Personenkraftwagen ansteigen (vgl. Abbildung 140). Von 2030 bis 2050 bleiben die Fahrleistungen von LKW und Bussen konstant bzw. sinken nur noch leicht. Entsprechend bleiben auch die Abriebsemissionen konstant. Die Fahrleistungen und entsprechend die Abriebsemissionen von Sattelzugmaschinen und leichten Nutzfahrzeugen steigen im Zeitraum 2030 bis 2050 hingegen an. Insgesamt führen diese Effekte zu leicht sinkenden abriebsbedingten  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen des Straßenverkehrs auf 842  $\text{kg}/\text{km}^2$  und 458  $\text{kg}/\text{km}^2$  bis 2030 und steigenden abriebsbedingten  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen auf 858  $\text{kg}/\text{km}^2$  und 467  $\text{kg}/\text{km}^2$  bis 2050.

Diese Entwicklung der abriebsbedingten Emissionen führt zu den in Abbildung 139 beobachteten Effekten bei der Entwicklung der  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen bis 2030 und 2050. Des Weiteren sind die Effekte der ansteigenden und abfallenden Fahrleistungen der unterschiedlichen Klassen erkennbar. Die gesamten Fahrleistungen steigen um 2 % bzw. 4 % bis 2030 und 2050 im Vergleich zum Jahr 2018.

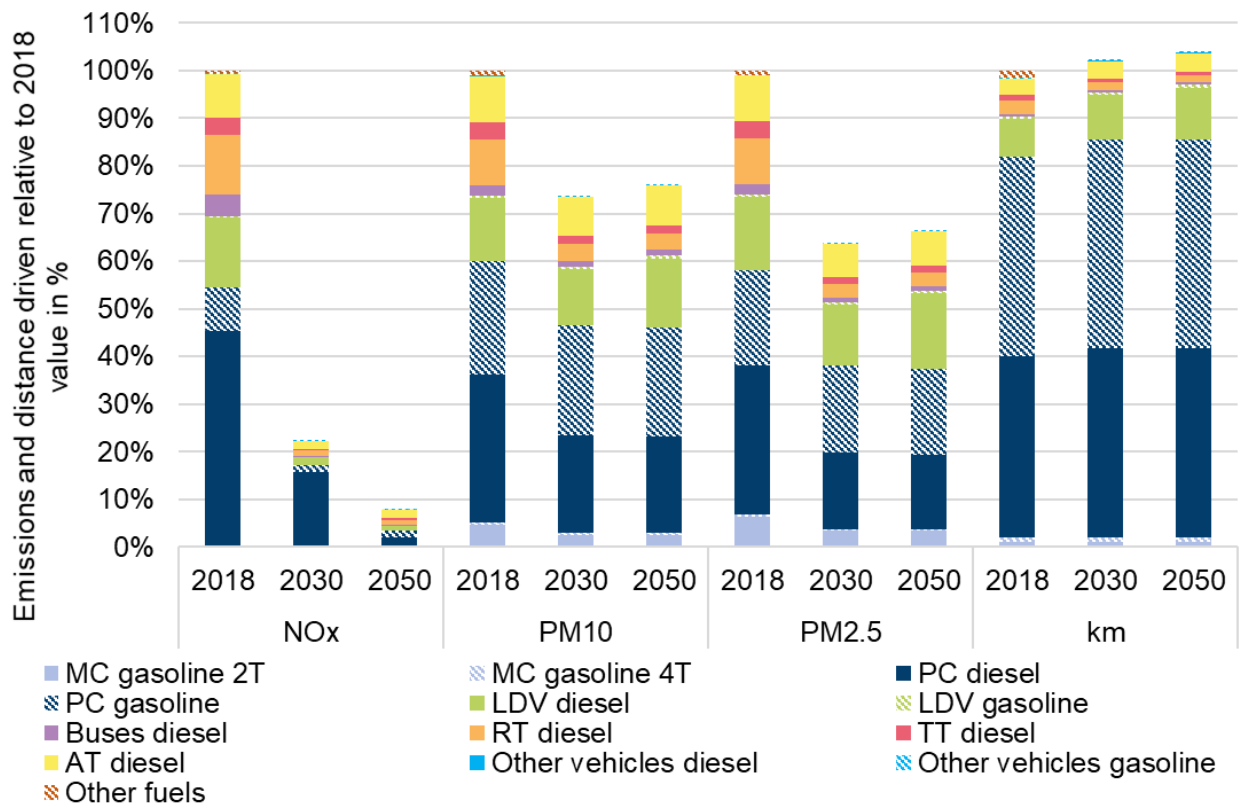


Abbildung 139: Zukünftige berechnete  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen und Fahrleistungen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2030 und 2050 im Basisszenario normiert auf die Werte des Jahres 2018.

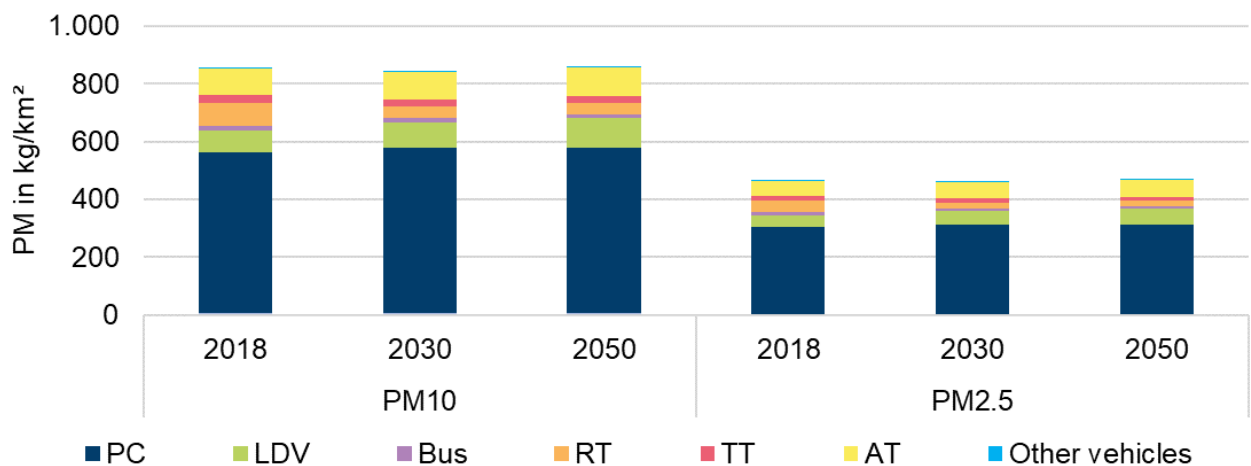


Abbildung 140: Zukünftige berechnete abriebsbedingte  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2018, 2030 und 2050.

Nachdem das Referenzszenario bzw. die Entwicklung der abriebsbedingten PM-Emissionen bis 2050 im letzten Abschnitt vorgestellt wurde, werden in den folgenden Abschnitten die Auswirkungen der vorgestellten Szenarien auf die Emissionen bis 2050 erläutert.

Abbildung 141 zeigt die berechneten NO<sub>x</sub>-Emissionen der untersuchten Straßenverkehrsklassen für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für die unterschiedliche Szenarien. Die in Abbildung 137 und Abbildung 138 dargestellten alternativen Antriebe sind in Abbildung 141 unter *alternative* zusammengefasst. Lediglich die *Drop-In*-Kraftstoffe MtG und FT-Diesel/HVO bilden eine Ausnahme, da diese in den bestehenden Antriebssystemen verwendet werden. Entsprechend werden diese zu *gasoline* bzw. *diesel* gezählt. Des Weiteren ist für alle Szenarien, in welchen Hybridfahrzeuge eingesetzt werden (i.e. *Gas*, *PtF New Drive* und *PtF Drop-In*) ein Minimal- und Maximalfall angegeben. Der minimale optimistische Wert gilt für 100 % elektrische Fahrleistung der Hybride im Stadtgebiet von Oberhausen, während der maximale konservative Fall von 0 % elektrischer Fahrleistung im Stadtgebiet ausgeht. Der Realfall wird irgendwo zwischen diesen beiden betrachteten Fällen liegen. Nach beispielsweise Plötz et al. [108] fahren private Hybrid-Fahrzeuge in Deutschland durchschnittlich 43 % elektrisch, während Dienstwagen nur 18 % elektrisch fahren. Nach [108] fahren private Hybrid-Fahrzeuge in Deutschland durchschnittlich 43 % elektrisch, während Dienstwagen nur 18 % elektrisch fahren.

Wie Abbildung 141 a zeigt, ist der größte Einflussfaktor die Reduktion im Segment der dieselbetriebenen Personenkraftwagen. Diese sind im *Base*-Szenario für 4,5 t/km<sup>2</sup> NO<sub>x</sub> verantwortlich. In den alternativen Szenarien sinken diese lediglich auf 4,4 t/km<sup>2</sup> ab, die einzige Ausnahme bildet das *PtF Drop In*-Szenario mit 3,7 t/km<sup>2</sup>. Begründet ist dies durch die langen Nutzungsdauern der PKW. Entsprechend ist im Jahr 2030 erst ein geringer Anteil ausgetauscht. Im *PtF Drop In*-Szenario ist die Reduktion allerdings unabhängig von der Austauschrate, so dass hier größere Reduktionen möglich sind. Das *PtF Drop In*-Szenario ermöglicht insgesamt eine Reduzierung der NO<sub>x</sub>-Emissionen auf 5,22-5,6 t/km<sup>2</sup>, je nach elektrischem Fahrleistungsanteil der Hybridfahrzeuge. Nach diesem folgen das *H<sub>2</sub>*- und das *E*-Szenario mit 5,39 t/km<sup>2</sup> und 5,95 t/km<sup>2</sup>. Die niedrigeren Emissionen des *H<sub>2</sub>*-Szenarios sind im Wesentlichen durch den Einsatz von Brennstoffzellen in Sattelzugmaschinen, in LKW mit Anhängern und in LKW ohne Anhänger > 27 t begründet. Durch kurze Nutzungsdauern sind diese Fahrzeuge 2030 bereits größtenteils durch Fahrzeuge mit neuen Antriebstechnologien ausgetauscht und emittieren in Folge keine Emissionen mehr. Die Szenarien *Gas* und *PtF New Drive* ermöglichen nur kleinere Reduktionen.

Im Jahr 2050 ist die Flotte vollständig durch Fahrzeuge mit neuen Emissionstechnologien bzw. neuen Antrieben ausgestattet. Wie Abbildung 141 b zeigt, sind die Emissionen im *H<sub>2</sub>*-Szenario entsprechend nahezu 0. Lediglich die Viertakt-Krafträder emittieren noch 6 kgNO<sub>x</sub>/km<sup>2</sup>. Im *E*-Szenario werden noch Emissionen von den nicht elektrifizierten Klassen des schweren Nutzverkehrs, welche im letzten Absatz beschrieben wurden, emittiert. Die Szenarien *Gas*, *PtF New Drive* und *PtF Drop-In* weisen im Jahr 2050 höhere Emissionen in den Bereichen 1,02-1,83 t/km<sup>2</sup>, 0,68-2,08 t/km<sup>2</sup> und 0,82-2,08 t/km<sup>2</sup> auf. Das Referenzszenario liegt mit 2,23 t/km<sup>2</sup> leicht über diesen Werten.

Insgesamt wird durch Abbildung 141 b die Bedeutung des elektrischen Fahranteils von Hybridfahrzeugen im Stadtgebiet deutlich. Werden PKW und leichte Nutzfahrzeuge nicht durch brennstoffzellen- oder batterie-elektrische Fahrzeuge ersetzt, sondern durch Hybridfahrzeuge, ist ein möglichst hoher elektrischer Fahranteil für das Erreichen niedriger Emissionen notwendig. Dies betrifft die Szenarien *Gas*, *PtF New Drive*, und *PtF Drop In*. Auch der Einsatz von CNG-Fahrzeugen in den Klassen PKW und leichte Nutzfahrzeuge ermöglicht langfristig eine Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen im Vergleich zum konventionellen Betrieb mit Diesel und Benzin. Der Vergleich des *PtF Drop-In* mit dem Referenz-Szenario zeigt, dass der Einsatz von DME-Antrieben in schweren Nutzfahrzeugen mit hohen täglichen



Reichweiten, i.e. Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhänger, NO<sub>x</sub>-Reduktionen ermöglicht. Diese sind aber geringer als beim Einsatz von brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen in diesen Klassen. Des Weiteren ermöglicht der Einsatz vom DME-Antrieb bei Bussen Reduktionen im Vergleich zum Referenz-Diesel-Fall. Diese sind aber geringer als beim Einsatz in Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhänger.

Abbildung 142 zeigt die verbrennungsbedingten PM-Emissionen der untersuchten Straßenverkehrsklassen für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für die betrachteten Szenarien. Die abriebsbedingten PM-Emissionen wurden bereits anhand von Abbildung 140 (S.229) erläutert. Diese lagen für PM<sub>10</sub> im Bereich um die 800 kg/km<sup>2</sup> und für PM<sub>2,5</sub> um die 400 kg/km<sup>2</sup>. Die verbrennungsbedingten PM (=PM<sub>10</sub>=PM<sub>2,5</sub>)-Emissionen in Abbildung 142 betragen hingegen maximal 180 kg/km<sup>2</sup> im *Base*-Szenario im Jahr 2050. Die im folgenden aufgezeigten Reduktionen der verbrennungsbedingten PM-Emissionen haben durch die vorhandenen abriebsbedingten Emissionen einen deutlich kleineren Einfluss auf die gesamten PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen.

Abbildung 142 a zeigt deutlich den bereits erläuterten hohen Anteil der Krafträder im *Base*-Szenario (vgl. 2.2.1, S.28). Dieser sinkt auch bis 2050 nur geringfügig, obwohl ein vollständiger Austausch der Krafträder durch Fahrzeuge mit der neusten Emissionstechnologie angenommen wurde (vgl. Abbildung 142 b). In allen alternativen Szenarien wurde deshalb eine vollständige Elektrifizierung der Kleinkrafträder angenommen. Diese Maßnahme ermöglicht die Reduktion von 33 bzw. 32 kg/km<sup>2</sup> auf 2,4 bzw. 1,8 kg/km<sup>2</sup>. In 2.2.1 (S.28) wurde bereits der große Anteil der leichten Nutzfahrzeuge an den verbrennungsbedingten PM-Emissionen diskutiert. Abbildung 142 a illustriert, dass diese kurzfristig im *H<sub>2</sub>*- und *E*-Szenario auf 79 kg/km<sup>2</sup> und auf 40 kg/km<sup>2</sup> reduziert werden können. Der Einsatz von CNG-betriebenen leichten Nutzfahrzeugen im *Gas*-Szenario ermöglicht eine Reduktion auf 56 kg/km<sup>2</sup>, während die Reduktionen im *PtF New Drive*- und im *PtF Drop-In*-Szenario stark vom elektrischen Fahranteil im Stadtgebiet abhängen. Auch insgesamt werden im *H<sub>2</sub>*- und *E*-Szenario im Jahr 2030 mit 72 und 86 kg/km<sup>2</sup> die geringsten Emissionen verursacht (vgl. Abbildung 142 a). Im Jahr 2050 ist das *H<sub>2</sub>*-Szenario mit 1,8 kg/km<sup>2</sup> jenes mit den geringsten Emissionen. Dies ist begründet durch den im Rahmen der NO<sub>x</sub>-Emissionen bereits diskutierten Einsatz von Brennstoffzellen in schweren Nutzfahrzeugen. Die Emissionen des *Gas*-Szenarios liegen zwischen jenen der Maximal- und Minimalfälle des *PtF New Drive* und *PtF Drop-In* Szenarios. Auffallend ist der im Vergleich höhere Wert der PKW-Emissionen im *Gas*-Szenario. Die CNG-PKW haben höhere PM-Emissionen im Vergleich zu Diesel- und Benzin-PKW, während die CNG-betriebenen leichten Nutzfahrzeuge niedrigere Emissionen im Vergleich aufweisen. In der Klasse der Busse ist der CNG-Antrieb im Vergleich mit 1,1 kg/km<sup>2</sup>, nach der Brennstoffzelle und der Batterie, jener Antrieb mit den geringsten Emissionen. Die mit Fischer-Tropsch Diesel betriebenen Busse und die DME-Busse emittieren 2050 2,7 kg/km<sup>2</sup> und 3,3 kg/km<sup>2</sup> PM, während die Dieselsebusse im *Base*-Szenario 3,4 kg/km<sup>2</sup> emittieren. (vgl. Abbildung 142 b). Die LKW ohne Anhänger mit LNG-Antrieb emittieren 2050 mit 1,7 kg/km<sup>2</sup> niedrigere Emissionen im Vergleich zu den anderen alternativen Szenarien (0-6,8 kg/km<sup>2</sup>), während die LKW mit Anhänger mit 3,3 kg/km<sup>2</sup> höhere Emissionen im Vergleich zu den anderen alternativen Szenarien (0-2,1 kg/km<sup>2</sup>) produzieren. Ähnlich verhalten sich die Emissionen der Sattelzugmaschinen. Dies ist begründet durch den verwendeten Antrieb: Während LKW ohne Anhänger im *Gas*-Szenario mit Gasmotoren ausgestattet wurden, wurden Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhänger mit gasbetriebenen Dual-Fuel Dieselmotoren ausgerüstet

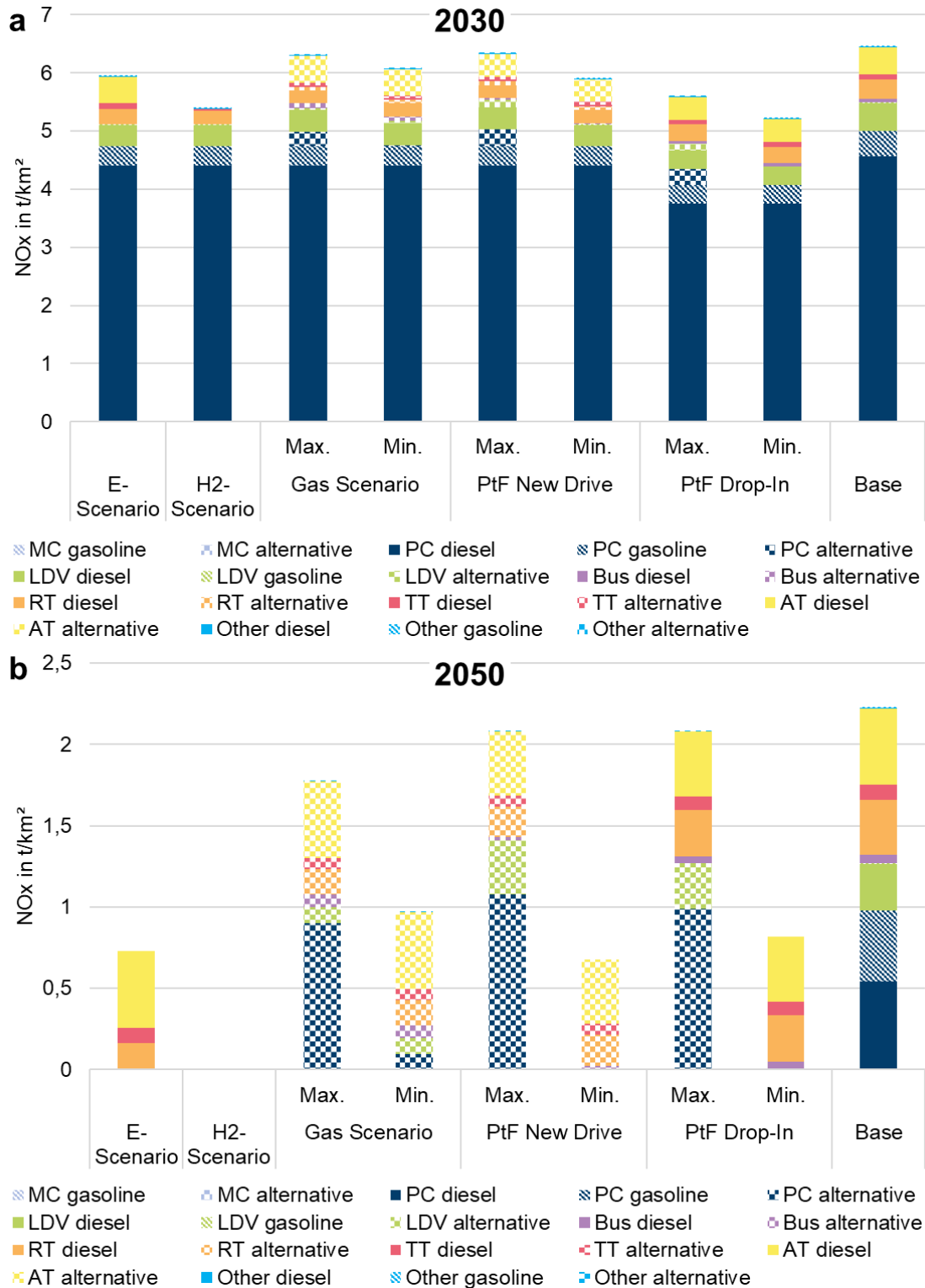


Abbildung 141: Zukünftige berechnete NO<sub>x</sub>-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien.

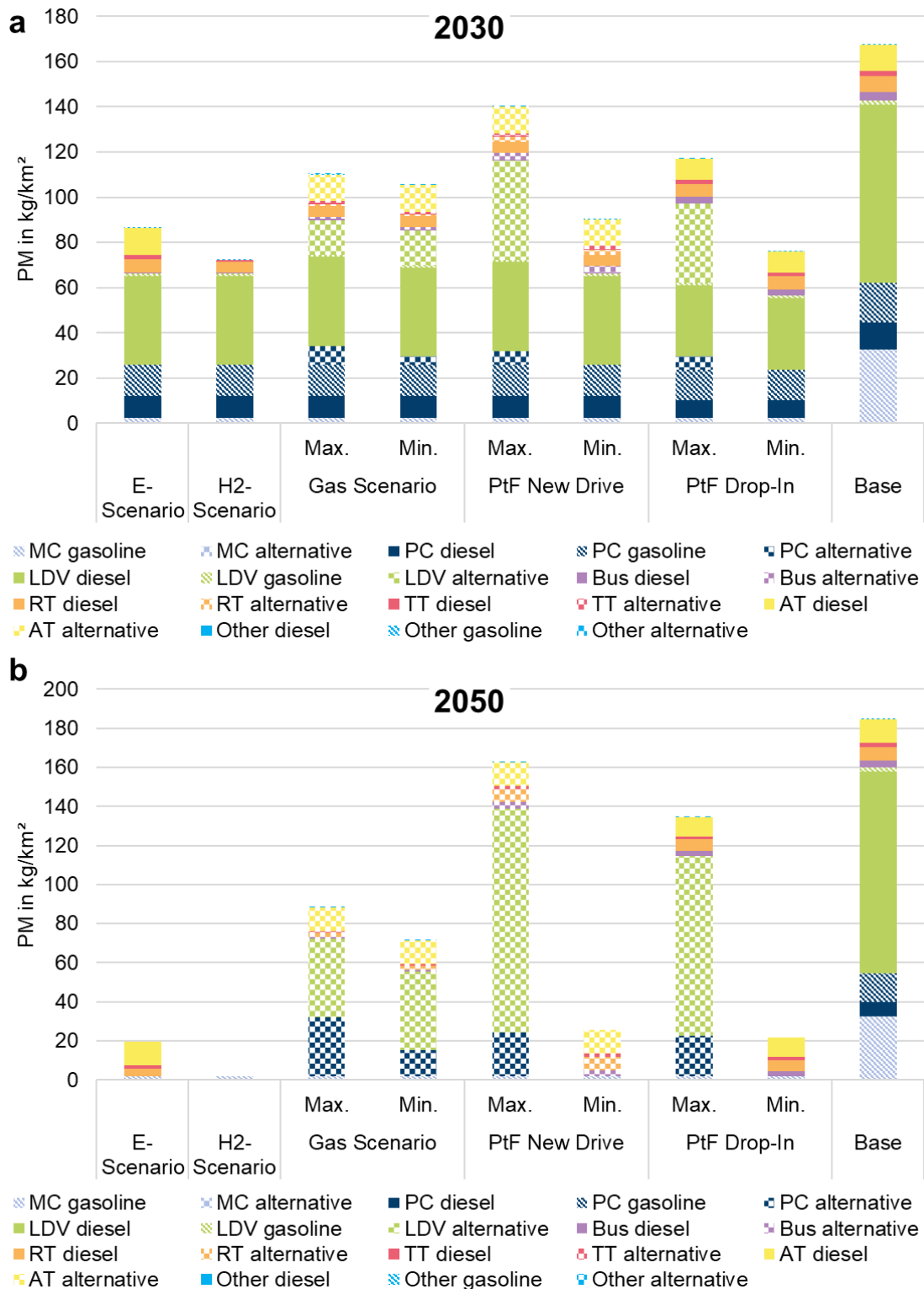


Abbildung 142: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte PM-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien.

Basierend auf den Analysen für das Stadtgebiet von Oberhausen werden im Folgenden **Kernerkenntnisse** für alle in 2.2.1 (S.28) identifizieren Hotspots getroffen. Dies ist möglich, da in 2.2.1

gezeigt wurde, dass die Anteile der unterschiedlichen Fahrzeugklassen an den gesamten Emissionen in Hotspots nicht identisch, aber sehr ähnlich sind.

Einordnung der berechneten Fahrleistung

- Im Referenzszenario wird bei weiterer Nutzung von fossilem Diesel und Benzin durch die Marktdurchdringung von Fahrzeugen, welche den neusten Emissionsrichtlinien entsprechen, bereits eine Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen um 80 % bis 2030 und um 92 % bis 2050 erreicht. 2030 sind dieselbetriebene PKW der Hauptverursacher der NO<sub>x</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs. Besonders stark sinken die NO<sub>x</sub>-Emissionen der schweren Nutzfahrzeuge und der Busse bis 2030 und 2050. Dies ist begründet durch die kurzen Nutzungsdauern dieser Fahrzeuge und dem entsprechend schnellen Austausch.
- Die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen werden im Referenzszenario um 26 % und 36 % bis 2030 bzw. um 24 % und 33 % bis 2050 reduziert. Begründet ist die im Vergleich zu den NO<sub>x</sub>-Emissionen geringere Reduktion durch den hohen Anteil der Abriebsemissionen. PKW haben durch den hohen Anteil an den Fahrleistungen auch einen entsprechend hohen Anteil an den Abriebsemissionen.
- Der Einsatz von Fischer-Tropsch Diesel und der Einsatz von brennstoffzellen-elektrischen Sattelzugmaschinen sind effektive kurzfristige Maßnahmen zur NO<sub>x</sub>-Reduktion und ermöglichen 13 % bzw. 7 % NO<sub>x</sub>-Reduktion im Jahr 2030 im Vergleich zum Referenzszenario. Langfristig werden die NO<sub>x</sub>-Emissionen bis 2050 nur im H<sub>2</sub>-Szenario vollständig vermieden. Die Reduktionen beim Einsatz von Hybridfahrzeugen sind stark abhängig vom elektrischen Fahranteil im Stadtgebiet. Geringe Reduktionen bei schweren Nutzfahrzeugen im Bereich 6-13 % sind durch den Einsatz von CNG/LNG, DME und FT-Diesel erreichbar.
- Der verbrennungsbedingte Anteil bei den PM<sub>10</sub>-Emissionen beträgt im Referenzszenario lediglich 9 % bzw. 10 % in 2030 bzw. 2050, während dieser bei den PM<sub>2,5</sub>-Emissionen 15 % und 17 % beträgt. Entsprechend sind die Auswirkungen der Reduktionen der verbrennungsbedingten PM-Emissionen geringer im Vergleich zu den jenen bei den NO<sub>x</sub>-Emissionen. 17-18 % Reduktion der verbrennungsbedingten PM-Emissionen sind durch den Einsatz von elektrischen Kleinkrafträdern möglich. Die leichten Nutzfahrzeuge haben einen hohen Anteil von 50-60 % bei den verbrennungsbedingten PM-Emissionen. Entsprechend sind bei leichten Nutzfahrzeugen hohe Reduktionen durch den Einsatz von brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen oder Hybridfahrzeugen möglich. Diese Maßnahmen reduzieren die verbrennungsbedingten PM-Emissionen um maximal 50 % im Vergleich zum Referenzszenario. Analog zu den NO<sub>x</sub>-Emissionen werden die verbrennungsbedingten PM-Emissionen langfristig bis 2050 ausschließlich im H<sub>2</sub>-Szenario vollständig vermieden. Die Reduktionen durch die Nutzung von Hybridkonzepten hängen vom elektrischen Fahranteil ab, sind aber geringer im Vergleich zu möglichen Reduktionen der NO<sub>x</sub>-Emissionen. Der Einfluss von gasbetriebenen Antriebskonzepten auf die PM-Emissionen ist deutlich geringer im Vergleich zu jenem auf die NO<sub>x</sub>-Emissionen.

### 6.3.2 Binnenschifffahrt

Das in 2.2.1 (S.28) bereits beschriebene Binnenschifffahrtsmodell wurde für die Berechnung der zukünftigen Emissionen erweitert und angepasst. Die Anpassungen werden im Folgenden erläutert.

Zunächst wird die Modellierung der zukünftigen Fahrleistung und Flotte erläutert. Anschließend werden fünf unterschiedliche zukünftige Szenarien und abschließend die Anpassung der Emissionsfaktoren erläutert.

Für die Entwicklung der zukünftigen Verkehrsleistung wurde die prognostizierte Verkehrsleistung im Szenario *BDI Klimapfade- Referenz* [213] mit statistischen Werten nach Radke [154] kombiniert. Das Resultat ist eine Verkehrsleistungssteigerung von 65 % bzw. 86 % von 2018-2030 bzw. 2018-2050. Die hohen Steigerungen entstehen durch die niedrigen Wasserstände im Jahr 2018. Abbildung 143 zeigt eine Zusammenfassung unterschiedlicher Verkehrsleistungsentwicklungen der Binnenschifffahrt in der Literatur nach Breuer [9]. Der Tiefstand im Jahr 2018 ist deutlich zu erkennen. Dieser Trend hat nach GDWS [355] aber keine Auswirkungen auf die zukünftig prognostizierten Verkehrsleistungen. Wie Abbildung 143 zeigt, liegen die Verkehrsleistungssteigerungen des *BDI Klimapfade- Referenz Szenarios* im oberen Drittel des von der Literatur aufgespannten Intervalls.

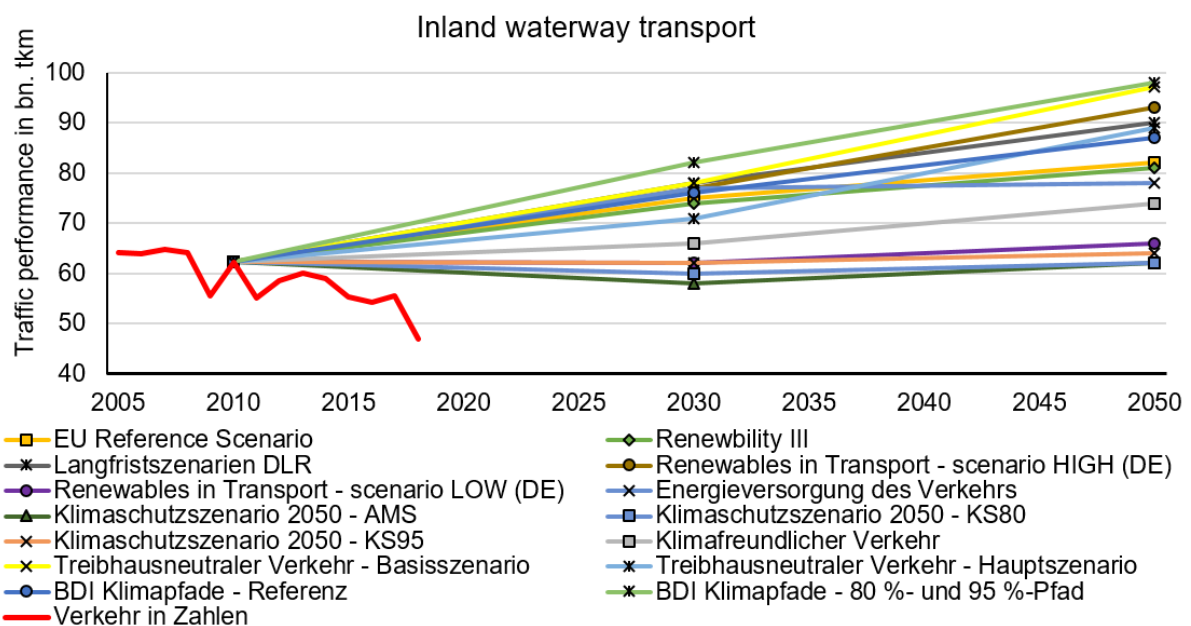


Abbildung 143: Verkehrsleistungsentwicklung der Binnenschifffahrt (inland waterway transport) in Deutschland von 2010 bis 2050. [9]

In Kapitel 5 wurden LNG und H<sub>2</sub> als vielversprechende Energieträger für die Binnenschifffahrt identifiziert. FT-diesel erfüllt nicht die ab 2020 geltende EURO V Norm und könnte in Folge, analog zu fossilem Diesel, nur in Kombination mit einer Abgasnachbehandlung eingesetzt werden. LNG kann in Gasmotoren oder in Dual-Fuel Dieselmotoren eingesetzt werden. Letztere erfüllen aber ohne Abgasnachbehandlung nicht die EURO V Norm. In Folge werden für die zukünftigen Szenarien nur Gasmotoren berücksichtigt. Die betrachteten Szenarien sind in Tabelle 45 zusammengefasst.

Tabelle 45: Zukünftige Szenarien der Binnenschifffahrt.

EURO V-Szenario	Alle neuen Motoren ab 2020 emittieren entsprechend der EURO V Norm.
Referenz-Diesel-Szenario	Alle neuen Motoren ab 2020 werden mit Partikelfilter und SCR Katalysator ausgestattet und weiterhin mit fossilem Diesel betrieben.
H <sub>2</sub> -Szenario Verbrennung	Bis 2024 Diesel-Motoren mit Partikelfilter und SCR Katalysator. Ab 2025 sind 100 % der neuen Motoren H <sub>2</sub> -Verbrennungsmotoren.
H <sub>2</sub> -Szenario Brennstoffzelle	Bis 2024 Diesel-Motoren mit Partikelfilter und SCR Katalysator. Ab 2025 sind 100 % der neuen Antriebe Brennstoffzellensysteme.
LNG-Szenario	Bis 2024 Diesel-Motoren mit Partikelfilter und SCR Katalysator. Ab 2025 sind 100 % der neuen Antriebe Gasmotoren.

Im EURO V-Szenario wurde angenommen, dass alle neuen Schiffe ab 2020 Emissionen entsprechend der EURO V Richtlinie für Schiffe über 130 kW [369] emittieren. Für das Referenz-Diesel-Szenario und das LNG-Szenario wurden Emissionsfaktoren für LNG-Schiffe mit Gasmotor und Dieselschiffe mit Abgasnachbehandlung basierend auf Otten et al. [302] und Knörr et al. [38] verwendet. Für Schiffe mit H<sub>2</sub>-Verbrennung im H<sub>2</sub>-Szenario Verbrennung wurden leistungsspezifische LKW-Emissionsfaktoren nach KEYOU GmbH [429] angenommen. Die Emissionen der brennstoffzellenbetriebenen Schiffe im H<sub>2</sub>-Szenario Brennstoffzelle wurden zu null angenommen.

Ein weiterer Einflussfaktor auf die zukünftigen Emissionen der Binnenschifffahrt ist die Flottenentwicklung. Schiffe, welche vor Einführung der EURO V Norm 2020 zugelassen wurden, befinden sich auf nach 2020 weiterhin in der Flotte und werden erst über die Jahre durch neue Schiffe ersetzt bzw. mit neuen Schiffsmotoren ausgestattet. Das aktuelle Flottenalter wird bereits für die Berechnung der aktuellen Emissionen in 2.2.1 (S.28) berücksichtigt. Details können in Breuer [9] nachgelesen werden. Die Entwicklung der Flotte wird über eine Überlebenskurve abgebildet. Grundlage für diese sind unter anderem die durchschnittlichen Lebensdauern von Schiffsmotoren nach Knörr et al. [38]. Diese sind in Tabelle 46 zusammengefasst.

Tabelle 46: Lebensdauer von Schiffsmotoren differenziert nach Baujahren nach Knörr et al. [38].

Baujahr	Lebensdauer
Bis Baujahr 1990	38 Jahre
1990 bis 1999	20 Jahre
Ab 2000	12 Jahre

Nach Knörr et al. [38] sind nach der durchschnittlichen Lebensdauer der Motoren noch 50 % dieser in Betrieb und nach der zweifachen durchschnittlichen Lebensdauer 0 %. Über diese Angaben wurde folgende Überlebenskurve ermittelt:

$$v_{\%} = 1 - \frac{1}{1 + e^{\frac{1-t}{0,13}}}; \text{ falls } 0 \leq t \leq 2 \quad (14)$$

$$v_{\%} = 0; \text{ falls } t > 2$$



Hierbei ist  $t$  die durchschnittliche Lebensdauer in % und  $v_{\%}$  der Anteil der ursprünglich vorhandenen Motoren.

Über die entwickelte Überlebenskurve und die aktuelle Flottenzusammensetzung konnten die Altersverteilungen der Jahre 2030 und 2050 ermittelt werden. Diese sind in Abbildung 144 dargestellt. Die Deselemissionsfaktoren für Dieselmotoren vor EURO V wurden entsprechend der neuen Altersverteilung für die Flottenzusammensetzungen 2030 und 2050 angepasst. Des Weiteren wurde für alle Szenarien basierend auf Allekotte et al. [169] eine Reduzierung des Energieverbrauchs von 0,75 % angenommen. Für LNG Motoren wurde basierend auf Kasten et al. [373] ein um 3,4 % höherer Energiebedarf angenommen. Für Dieselschiffe mit Abgasnachbehandlung wurde basierend auf Otten et al. [302] ein 1 % höherer Verbrauch angenommen.

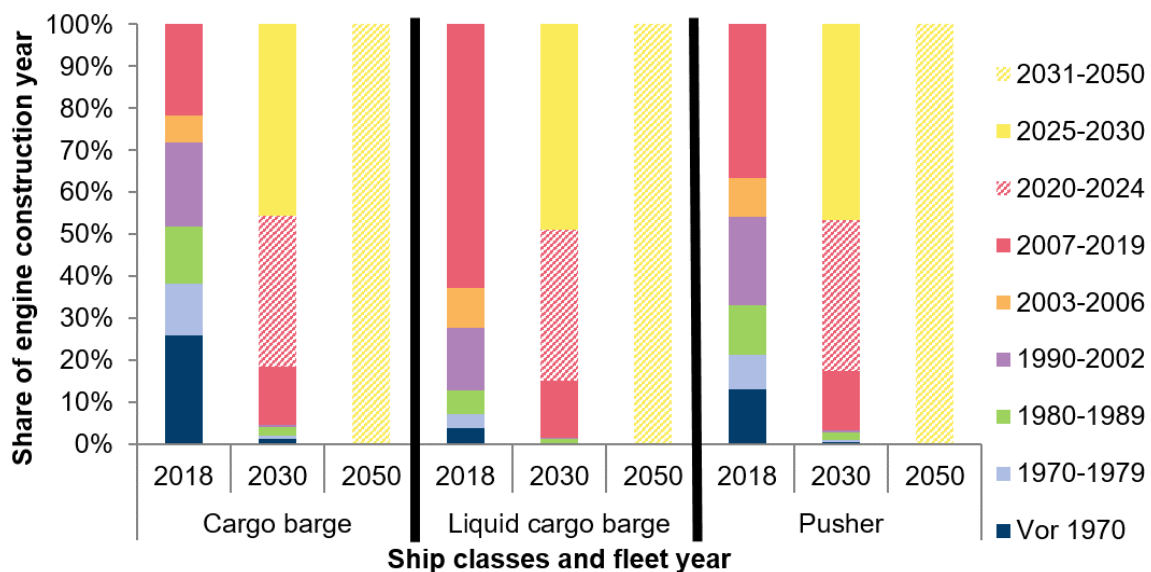


Abbildung 144: Altersverteilung der Binnenschiff flotte in den Jahren 2017, 2030 und 2050. Breuer [9]

Die Ergebnisse der zukünftigen Szenarien werden im Folgenden repräsentativ für den Emissionshotspot Stadtgebiet Duisburg erläutert. Abbildung 145 zeigt die zukünftigen berechneten Emissionen im Stadtgebiet von Duisburg der unterschiedlichen Szenarien der Binnenschiffahrt. 2018 wurden im Stadtgebiet von Duisburg 4.279 kg/km<sup>2</sup> NO<sub>x</sub> und 111 kg/km<sup>2</sup> PM von Binnenschiffen emittiert. Die weitere Verwendung von Dieselmotoren führt durch die neue Abgasnorm EURO V und die entsprechend notwendige Ausstattung der Dieselmotoren mit Abgasnachbehandlung bereits zu NO<sub>x</sub>- und PM-Reduktionen von 66 % und 77 % im Zeitraum 2018-2030. Bis zum Jahr 2050 sinken die NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen im Diesel-Szenario sogar auf 15 % und 7 % der ursprünglichen 2018'er Werte. Dies entspricht einer Reduktion von 85 % und 93 % im Zeitraum 2018-2050. Im Jahr 2030 liegen die Emissionen aller Szenarien nah beieinander, wobei die NO<sub>x</sub>-Emissionen des LNG SI-Szenarios 17 % höher sind als jene des Diesel-Szenarios. Die PM-Emissionen sind allerdings ähnlich. Die beiden Wasserstoff-Szenarien liegen mit 20 % der 2018'er PM-Emissionen und um die 28 % der 2018'er NO<sub>x</sub>-Emissionen leicht unter jenen des Diesel-Szenarios. Im Jahr 2050 ist der Unterschied der Szenarien dadurch, dass ein Großteil der Flotte mit neuen Antrieben ausgestattet ist, wesentlich größer. So sind

die Emissionen der Wasserstoff-Szenarien vernachlässigbar klein. Das LNG-SI Szenario führt zu 71 % höheren NO<sub>x</sub>- und 3 % höheren PM-Emissionen im Vergleich zum Diesel-Szenario im Jahr 2050.

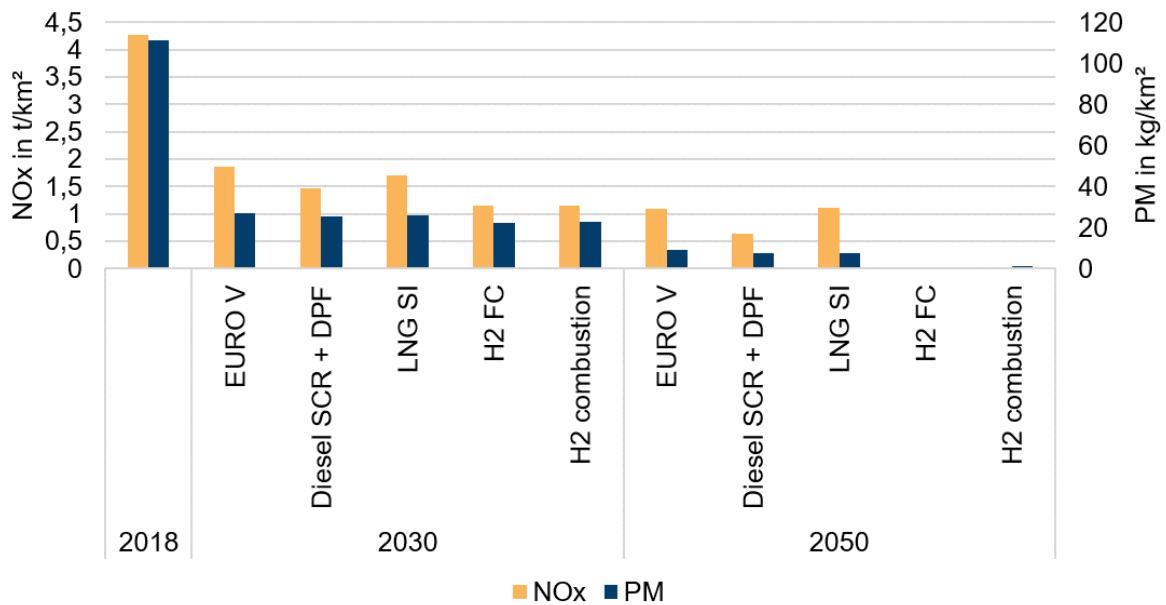


Abbildung 145: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte Emissionen der Binnenschifffahrt für das Stadtgebiet von Duisburg auf 2018 referenziert für unterschiedliche Szenarien.

Aus der Analyse der zukünftigen Emissionen der Binnenschifffahrt in diesem Abschnitt werden für die folgenden Kernerkenntnisse abgeleitet:

- Im Jahr 2030 wird ein Großteil der Emissionen durch vor 2020 zugelassene, noch nicht ausgetauschte Dieselmotoren verursacht. Im Referenz-Diesel-Szenario werden die NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen bis 2030 bereits um 66 % und 77 % reduziert. Von 2018-2050 werden diese sogar um 85 % und 93 % reduziert.
- Kurzfristig können die NO<sub>x</sub>-Emissionen bis 2030 durch die Nutzung von Wasserstoff in der Brennstoffzelle oder im Verbrennungsmotor um 20-21 % im Vergleich zur weiteren Nutzung von Dieselmotoren reduziert werden. Die Verwendung von LNG SI Motoren führt hingegen zu 16 % höheren NO<sub>x</sub>-Emissionen im Jahr 2030 im Vergleich zum Diesel-Szenario. Langfristig ermöglicht die Verwendung von Wasserstoff sogar NO<sub>x</sub>-Reduktionen von 96-99 % im Vergleich zum Diesel-Szenario, während bei der Nutzung von LNG die NO<sub>x</sub>-Emissionen um 71 % höher sind als im Diesel-Referenz-Szenario.
- Im Vergleich sind die Auswirkungen der unterschiedlichen Szenarien auf die PM-Emissionen wesentlich geringer. Die Verwendung von Wasserstoff in der Brennstoffzelle oder im Verbrennungsmotor ermöglicht kurzfristig Reduktionen von 11-14 % im Vergleich zum Diesel-Szenario, während die Verwendung von LNG zu 1 % höheren PM-Emissionen führt. Langfristig ermöglicht die Nutzung von Wasserstoff PM-Reduktionen im Bereich 82-100 % bis 2050 im Vergleich zum Diesel-Szenario. Der Einsatz von LNG führt hingegen zu 1 % höheren PM-Emissionen im Jahr 2050 im Vergleich zum Diesel-Szenario.
- Eine weitere, nicht tiefer untersuchte, Möglichkeit wäre der Einsatz von FT-Diesel, welcher nach Otten et al. [302] zu 10 % geringeren NO<sub>x</sub>- und 20 % geringeren PM-Emissionen bei nach ZKR 2 klassifizierten Motoren führt. Der Einfluss auf EURO V Motoren ist bisher allerdings

unbekannt. Auch eine Kombination mit den untersuchten Szenarien, um die Emissionen der im Jahre 2030 noch vorhandenen Dieselschiffe zu verringern, ist sinnvoll.

### 6.3.3 Schienenverkehr

Für den Schienenverkehr wurden keine Simulationen zukünftiger Emissionen durchgeführt. Im Folgenden werden die zukünftigen Emissionen des Schienenverkehrs aber auf Basis der vorhandenen Literatur abgeschätzt und bewertet. In Abschnitt 2.2.1 (S.28) wurde der Einfluss des Schienenverkehrs auf die  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen in den untersuchten Stadtgebieten als sehr gering bewertet. An den  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen hat der Schienenverkehr hingegen durch die Abriebsemissionen einen höheren Anteil von bis zu 25 %. Die abriebsbedingten Emissionen in städtischen Gebieten sind mit Ausnahme von Kreuztal im Wesentlichen auf den Schienenpersonenverkehr zurückzuführen.

Die Abriebsemissionen hängen direkt von den Fahrleisten ab. Breuer [9] hat in seiner Arbeit eine Meta-Studie über Verkehrsprognosen für unter anderem den Schienenverkehr erstellt. Die Ergebnisse von Breuer [9] sind in Abbildung 146 dargestellt. Die Literatur prognostiziert eine Veränderung der Verkehrsleistung im Schienenpersonenverkehr von 2010-2030 im Intervall -14 % bis +42 % und von 2010-2050 im Intervall -15 % bis +74 % (vgl. Abbildung 146 a). Für den Schienengüterverkehr wird hingegen ein Anstieg von 16 % bis 83 % von 2010-2030 und von 26 % bis 342 % von 2010-2050 prognostiziert, jeweils bezogen auf das Jahr 2010 (vgl. Abbildung 146 Abbildung b). Eine Referenzieren dieser Werte auf statistisch erfasste Zahlen [215] aus dem Jahr 2017 führt zu Intervallen des Schienenpersonenverkehrs von -24 %/+26 % bzw. -25 %/+54 % für 2017-2030 bzw. 2017-2050. Analog führt ein Referenzieren auf Werte aus dem Jahr 2018 für den Schienengüterverkehr [430] zu Intervallen von -9 %/+123 % bzw. -1 %/+180 % für 2018-2030 bzw. 2018-2050. Die Abriebsemissionen sind, wie bereits erläutert, direkt abhängig von der Fahrleistung. Der Hauptverursacher der Emissionen des Schienenverkehrs ist der Schienenpersonenverkehr (vgl. 2.2.1, S.28). Unter Annahme identischer Streckenweiten und Auslastungen könnten die  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen also proportional zu den Verkehrsleistungen stark ansteigen. In Folge könnte der Schienenverkehr einen wesentlichen Anteil an den zukünftigen  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen haben.

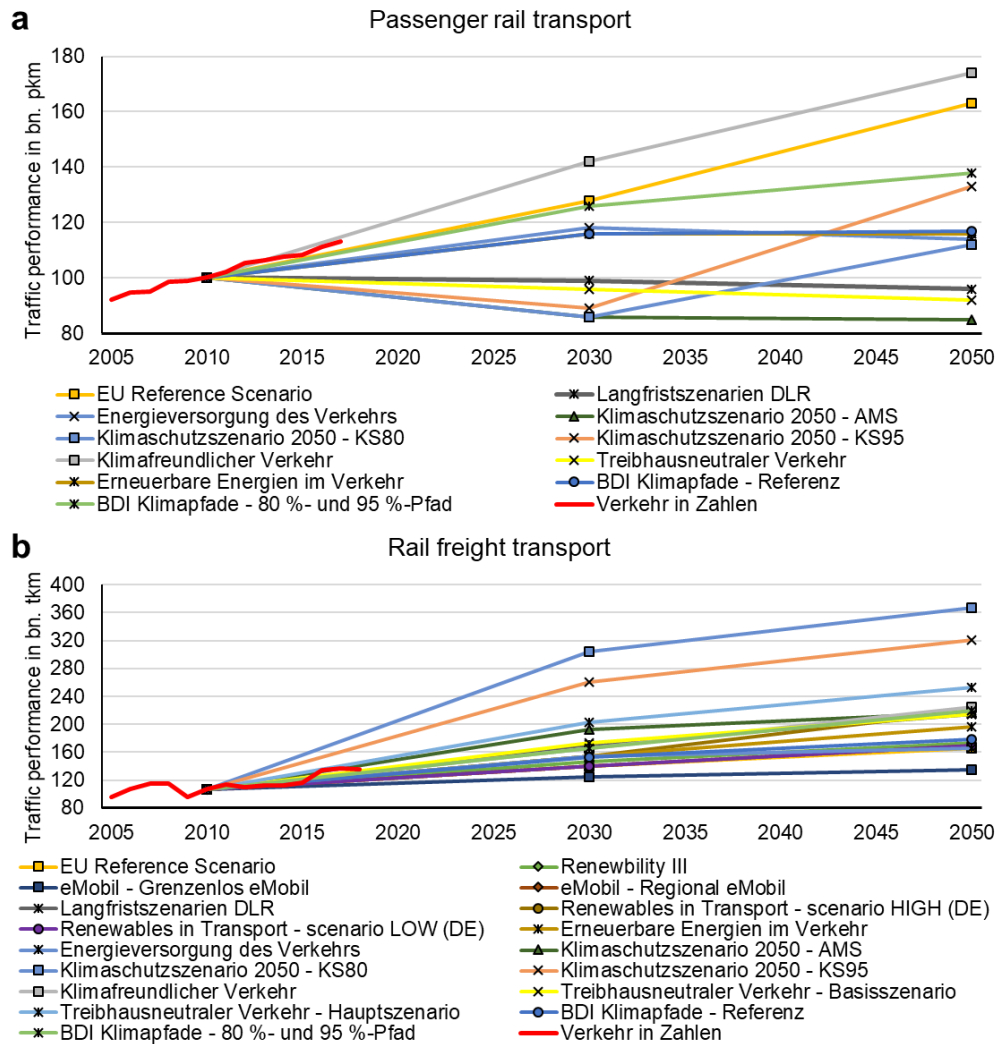


Abbildung 146: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Schienenpersonenverkehrs (passenger rail transport) und (b) Schienengüterverkehrs (rail freight transport) in Deutschland von 2010 bis 2050. [9]

Der absolute Einfluss des Schienenverkehrs auf die  $\text{NO}_x$ -Emissionen ist sehr gering. Dies ist durch unter anderem die geringen Verkehrsleistungen begründet. Auf die Verkehrsleistung bezogen kann der Schienenpersonenverkehr aber beispielsweise auf viel befahrenen Strecken  $0,62 \text{ g}_{\text{NO}_x}/\text{pkm}$  emittieren. Im Vergleich emittiert ein PKW in Deutschland mit einer durchschnittlichen Besetzung von 1,5 Personen im Schnitt  $0,44 \text{ g}_{\text{NO}_x}/\text{pkm}$  auf Autobahnen. Auf Landstraßen und innerorts ist dieser Wert sogar noch geringer. [9] Ab dem 01.01.2021 gilt zwar die neue EURO V Norm für mobile Maschinen und Geräte [369] und in Folge werden die Emissionen von neu zugelassenen Triebwagen und Lokomotiven sinken, aber die durchschnittliche Nutzungsdauer von Schienenfahrzeugen beträgt 10-30 Jahre [431] und die EURO V Grenzwerte sind mit  $2 \text{ g}_{\text{NO}_x}/\text{kWh}$  [369] noch deutlich höher als jene der schweren Nutzfahrzeuge und Busse mit  $0,4\text{-}0,46 \text{ g}_{\text{NO}_x}/\text{kWh}$  [432]. In Folge ist ein lokaler Austausch von dieselbetriebenen Zügen sinnvoll. Ein offensichtlicher Unterschied der verschiedenen alternativen Technologien batterie-elektrisch, brennstoffzellen-elektrisch oder Oberleitung sind die Abriebsemissionen der Oberleitungen. Diese haben aber nur einen kleinen Anteil von 1-2 % an den gesamten Abriebsemissionen [88].

Basierend auf der Diskussion in diesem Abschnitt, werden für den Schienenverkehr folgende **Kernerkenntnisse** definiert:

- Möglicher Anstieg der PM-Emissionen des Schienengüterverkehrs von 123 % und 180 % und des Schienenpersonenverkehrs von 26 % und 54 % bis 2030 bzw. 2050.
- Trotz eines geringen lokalen absoluten Einflusses auf die NO<sub>x</sub>-Emissionen ist der Austausch von diesel-betriebenen Schienenfahrzeugen sinnvoll.

### 6.3.4 Flugverkehr

Zur Berechnung der zukünftigen Emissionen des Flugverkehrs wurde das in 2.2.1 (S.28) beschriebene Modell um eine Flottenentwicklung sowie die zukünftigen Auswirkungen von Effizienzentwicklungen und Schadstoffrichtlinien erweitert. Die Anpassungen sowie die berechneten Szenarien werden im Folgenden erläutert. Abschließend werden die Ergebnisse des Modells diskutiert.

Nach Breuer [9] kann die Verkehrsleistungsentwicklung des Flugverkehrs an den betrachteten Flughäfen als zu den LTO-Werten proportional angenommen werden. Des Weiteren waren die LTO-Werte des nationalen Flugverkehrs an den betrachteten Flughäfen im Zeitraum 2010-2018 weitestgehend konstant [9]. Für die zukünftigen Verkehrsleistungen des Flugverkehrs existieren in der Literatur unterschiedliche Prognosen. Breuer [9] hat einen Vergleich unterschiedlicher Studien durchgeführt. Das Ergebnis ist in Abbildung 147 dargestellt. Die Abbildung zeigt die Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Personenflugverkehrs (*passenger air transport*) und des (b) Luftfrachtverkehrs (*air freight transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Im Modell wurden für die zukünftige Verkehrsleistung die gleichen Annahmen wie im TREMOD Modell [169] getroffen. In TREMOD [169] werden für die Verkehrsleistung des Personenflugverkehrs in den Jahren 2010, 2030 und 2050 194 Mrd. pkm, 345 Mrd. pkm und 420 Mrd. pkm angenommen. Die Annahmen basieren auf der *Verkehrsverflechtungsprognose 2030* [433] und der Studie *Klimaschutzbeitrag des Verkehrs bis 2050* [434]. Die Verkehrsleistungen nach *Klimaschutzbeitrag des Verkehrs bis 2050* [361] sind in Abbildung 147 nicht aufgeführt, da diese in der Quelle nicht aufgeschlüsselt vorliegen. Die Daten der *Verkehrsverflechtungsprognose 2030* [433] für 2030 sind in Abbildung 147 a in *Erneuerbare Energien im Verkehr* enthalten, welche wiederum fast deckungsgleich zu *Energieversorgung des Verkehrs* sind. Im Vergleich zu den in Abbildung 147 a aufgeführten Literaturprognosen sind die von TREMOD [169] angenommenen Verkehrsleistungsentwicklungen an der oberen Grenze der Intervalle 288-345 Mrd. pkm (2030) und 179-420 Mrd. pkm (2050) einzuordnen. Unter Berücksichtigung der erläuterten Entwicklungen und der statistischen Daten der Verkehrsleistung nach Radke [215] wurde eine Steigerung der gesamten Verkehrsleistung von 2018 um 34 % bis 2030 und um 63 % bis 2050 berechnet. Der internationale Flugverkehr steigt entsprechend um 40 % und 74 % von 2018 bis 2030 und 2050.

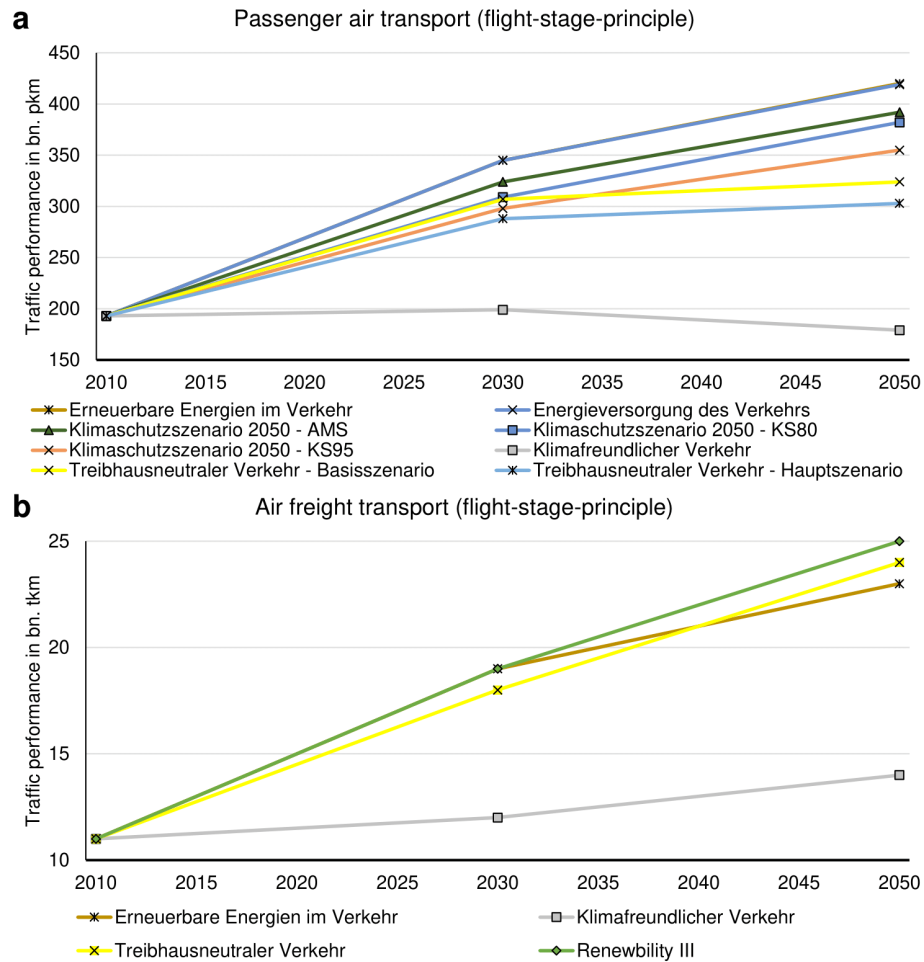


Abbildung 147: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Personenflugverkehrs (passenger air transport) und des (b) Luftfrachtverkehrs (air freight transport) in Deutschland von 2010 bis 2050. Breuer [9]

Zur Modellierung der zukünftigen Flugzeugflotte wurde, basierend auf Bartz et al. [435] folgende Überlebenskurve für Flugzeuge erstellt:

$$y_x = -0,0314 \cdot a^{-1} \cdot (x - x_0) + 1 \quad (15)$$

Hierbei ist  $y_x$  der noch vorhandene Anteil der Flugzeuge im Jahr  $x$ , welche im Jahr  $x_0$  in den Markt eingeführt wurden. Zur Ermittlung der Gleichung wurde angenommen, dass die in Bartz et al. [435] vor 2012 zugelassenen Flugzeuge im Jahr 2012 zugelassen wurden. Die Überlebenskurve schneidet die Abzisse bei 31,85 Jahren. Dies passt zu der in der Literatur angegebenen durchschnittlichen Lebensdauer von Flugzeugen von 20-30 Jahren. Um diese Überlebenskurve auf die betrachteten Flughäfen anzuwenden, wurde angenommen, dass die in Deutschland verkehrenden Flugzeuge dem globalen Durchschnitt im Bezug auf die Nutzungsjahre entsprechen. Die für die Jahre 2030 und 2050 berechnete Flottenzusammensetzung des nationalen und internationalen Flugverkehrs ist in Abbildung 148 dargestellt.



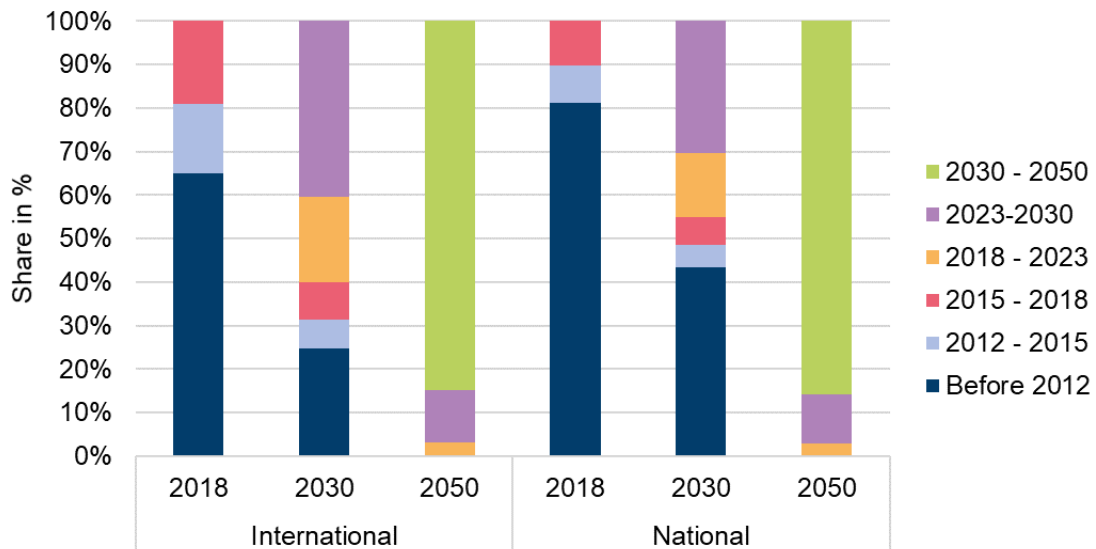


Abbildung 148: Berechnete Flottenzusammensetzung des Flugverkehrs in den Jahren 2030 und 2050, differenziert nach Flugzeugalter. [9]

Im entwickelten Modell werden weiterhin die Emissionsrichtlinien CAEP/8 (NO<sub>x</sub>) und CAEP/11 (PM, Januar 2023) berücksichtigt. Informationen zu den Richtlinien können in ICAO [436] und auf der Webseite der ICAO [437] nachgelesen werden. Für neue Flugzeuge ab 2023 wurde eine Reduktion der PM-Emissionen um 76 % basierend auf der CAEP/11 [80] angenommen. Des Weiteren wurde angenommen, dass neue Flugzeuge ab 2012 durch die Einführung der CAEP/8 [436] 15 % weniger NO<sub>x</sub>-Emissionen verursachen.

Für die Effizienzverbesserungen im Flugverkehr wurde basierend auf Bopst et al. [438] eine jährliche Verbesserung von 4,96 % im Zeitraum 2020 bis 2030 für Bestands- und neue Flugzeug angenommen. Für neue Flugzeuge wurden basierend auf Bopst et al. [438] und IATA [439] Effizienzsteigerungen von 0,9 %/a, 1,4 %/a und 27,5 % für die Zeiträume 2018-2020, 2020-2030 und 2030-2050 angenommen. Insgesamt führen die erläuterten Annahmen zu Effizienzsteigerungen der gesamten Flotte von 17 % für den Zeitraum 2018 bis 2030 und von 29,81 % für den Zeitraum 2018 bis 2050. Details können in Breuer [9] nachgelesen werden.

Aufbauend auf der Analyse der Energieträger in Kapitel 5 (S.89) wurden zwei Szenarien für den Flugverkehr berechnet. Diese sind in Tabelle 47 zusammengefasst.

Tabelle 47: Zukünftige Szenarien des Flugverkehrs.

	100 % konventioneller Treibstoff
	50 % FT-Kerosin in 2030 und 100 % FT-Kerosin in 2050

Die Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen LTO-Phasen bei Verwendung von 50 % FT-Kerosin und 100 % FT-Kerosin wurden nach Wahl et al. [188], Runchal et al. [189] und Lee et al. [190] angenommen.

Die Analyse des Flugverkehrs in Kapitel 2.2.1 (S.28) kam zu dem Schluss, dass ausschließlich der Flugverkehr an den beiden Flughäfen Köln/Bonn und Düsseldorf einen sichtbaren Einfluss auf die

jeweiligen Stadtgebiete haben. Hierbei hat der Flugverkehr am Flughafen Düsseldorf den größeren Einfluss. Deshalb werden im Folgenden die Ergebnisse der zukünftigen Szenarien exemplarisch für den Flughafen Düsseldorf analysiert. Abweichend zu den Analysen der anderen Sektoren werden anstelle des Stadtgebiets die Emissionen des gesamten Flugverkehrs am Flughafen inklusive An- und Abflugrouten analysiert. Abbildung 149 zeigt die berechneten zukünftigen Emissionen der beiden Szenarien am Flughafen Düsseldorf, unterteilt nach internationalen und nationalen Flugverkehr.

Wie Abbildung 149 a zeigt, steigen im Referenzszenario die  $\text{NO}_x$ -Emissionen um 6 % und 9 % bis 2030 bzw. bis 2050. Die Emissionen des nationalen Flugverkehrs sinken um 18 % und um 33 % bis 2030 bzw. bis 2050, während die Emissionen des internationalen Flugverkehrs um 11 % und 19 % bis 2030 und bis 2050 ansteigen. Dies ist durch die in dieser Studie konstant angenommene Verkehrsleistung des nationalen Flugverkehrs begründet. Die angenommenen Effizienzsteigerungen sowie die Emissions-Regulieren wirken sich reduzierend auf die Emissionen aus, während die Steigerung der Verkehrsleistung von 40 % von 2018-2030 und 74 % von 2018-2050 sich emissionssteigernd auswirkt. Die  $\text{NO}_x$ -Emissionen im Fischer-Tropsch-Szenario sinken hingegen zunächst um 3 % bis 2030 und steigen anschließend wieder 3 % bis 2050 an. Dies entspricht Reduktionen im Bezug auf das Referenzszenario von 9 % bzw. 5 %.

Wie Abbildung 149 b zeigt, sinken die  $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen bereits im Referenzszenario stark. Hier werden Reduktionen von 27 % bis 2050 erreicht. Analog zu den  $\text{NO}_x$ -Emissionen sinkt der Anteil des nationalen Flugverkehrs an den  $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen. Die starke Emissionsreduktion ist durch die Einführung der CAEP/11 im Jahr 2023 und die damit einhergehende PM-Reduktion um 76 % bei neuen Flugzeugen begründet. Die starke Reduktion bis 2050 ist in Folge dadurch begründet, dass ein Großteil der Flugzeuge der CAEP/11 entspricht. Im Fischer-Tropsch-Szenario werden die  $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen um Vergleich zum Referenzszenario nochmal um 29 % und 18 % in den Jahren 2030 und 2050 reduziert.

Abbildung 149 b und c zeigen, dass die Abriebsemissionen des Flugverkehrs durch den Anstieg der Verkehrsleistung und die gleichzeitige Reduktion der verbrennungsbedingten Emissionen zukünftig einen immer größeren Anteil an den PM-Emissionen haben. Bei den  $\text{PM}_{2,5}$  Emissionen ist der Anteil der Abriebsemissionen wesentlich kleiner im Vergleich zu den  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen (vgl. Abbildung 149 b und c). Dies begründet auch die zukünftige Reduktion der  $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen und die Steigerung der  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen. Die  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen steigen im Referenzszenario um 15 % und 18 % von 2018-2030 bzw. 2018-2050, während diese im gleichen Zeitraum im Fischer-Tropsch-Szenario um 2 % und 12 % steigen. Dies entspricht Reduktionen von 11 % und 5 % im Bezug auf das Referenzszenario. Im Jahr 2050 sind 97 % der  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen im Referenzszenario und 92 % im Fischer-Tropsch-Szenario abriebsbedingt.

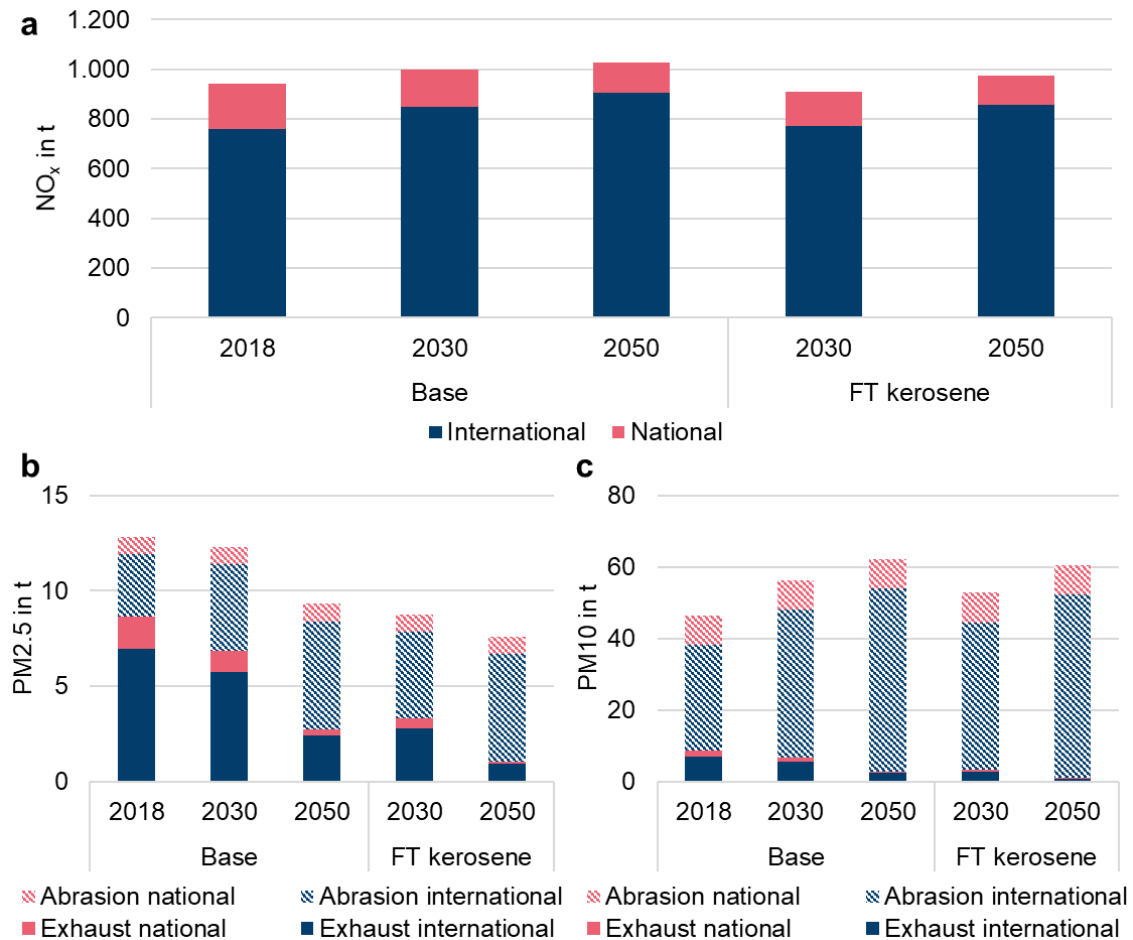


Abbildung 149: Zukünftige berechnete (a) NO<sub>x</sub>-, (b) PM<sub>2.5</sub>- und (c) PM<sub>10</sub>-Emissionen für den internationalen und nationalen Flugverkehr am Flughafen Düsseldorf in 2018, 2030 und 2050. [9]

Basierend auf der Diskussion in diesem Abschnitt, werden für den Flugverkehr folgende **Kernerkenntnisse** definiert:

- Anstieg der NO<sub>x</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen im Referenzszenario um 6 % und 15 % von 2018-2030 und um 9 % und 18 % von 2018-2050. Die PM<sub>2.5</sub>-Emissionen sinken hingegen um 4 % und 27 % bis 2030 bzw. 2050.
- FT-Kerosin ermöglicht langfristige Reduktionen der NO<sub>x</sub>-, PM<sub>2.5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen von 5 %, 18 % und 5 % im Vergleich zum Referenzszenario im Jahr 2050.

### 6.3.5 Fazit

Die wichtigsten Erkenntnisse der berechneten zukünftigen Szenarien der vier Sektoren sind in Abbildung 150 zusammengefasst.

Die Analyse der lokalen Emissionen in Kapitel 2.2.1 (S.28) hat gezeigt, dass der **Straßenverkehr** mit 70-99 %, 72-99 % und 50-95 % Anteil an den aktuellen NO<sub>x</sub>-, PM<sub>2.5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen in Emissionshotspots in NRW der Hauptverursacher von gesundheitsschädlichen Emissionen ist. Des Weiteren hat die detaillierte Auswertung der zukünftigen Emissionen des Hotspots Oberhausen in

diesem Kapitel gezeigt, dass selbst bei weiterer Verwendung fossilen Diesels und Benzins die NO<sub>x</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs bereits um 90 % bis 2030 und um 92 % bis 2050 sinken. Kurzfristig können zusätzlich bis zu 7 % der NO<sub>x</sub>-Emissionen durch den Einsatz von Brennstoffzellen in Sattelzugmaschinen oder zusätzlich bis zu 13 % durch den Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel oder HVO in der gesamten Flotte bis 2030 erreicht werden. Der Einsatz von CNG/LNG- oder DME-Fahrzeugen ermöglicht hingegen kurzfristig, aber auch langfristig nur geringere Reduktionen. Langfristig ist die komplette Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs nur durch den Einsatz von brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen Fahrzeugen in den Segmenten PKW und leichte Nutzfahrzeuge in Kombination mit dem Einsatz von brennstoffzellen-betriebenen schweren Nutzfahrzeugen möglich. Die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs sinken bei weiterer Nutzung von fossilem Diesel und Benzin durch die Marktdiffusion von Fahrzeugen mit neuen Abgastechnologien 26 % bzw. 36 % bis 2030 und um 24 % bzw. 33 % bis 2050. Diese Werte sind im Vergleich mit den NO<sub>x</sub>-Emissionen geringer, da 83-91 % der PM-Emissionen durch Abrieb entsteht. Eine effektive Maßnahme zur Minderung ist die Elektrifizierung von Kleinkrafträdern, welche zu 17-18 % Reduzierung der verbrennungsbedingten PM-Emissionen 2030 bzw. 2050 führt (vgl. Abbildung 150). Des Weiteren reduziert die Elektrifizierung des Segments leichte Nutzfahrzeuge die zukünftigen verbrennungsbedingten PM-Emissionen des Straßenverkehrs um maximal 24 %. Bei hybriden Fahrzeugkonzepten ist zu beachten, dass die Reduktionen direkt vom elektrischen Fahranteil im Stadtgebiet abhängen. Analog zu den NO<sub>x</sub>-Emissionen können die verbrennungsbedingten PM-Emissionen langfristig ausschließlich durch den Einsatz von Brennstoffzellen im schweren Nutzverkehr vollständig vermieden werden.

In Kapitel 2.2.1 (S.28) wurde gezeigt, dass die **Binnenschifffahrt** ausschließlich in den Hotspots im Rheingebiet höhere Anteile an den Emissionen im Bereich 10-25 % aufweist. Die detaillierte Analyse des Emissionshotspots Duisburg in diesem Kapitel hat weiterhin gezeigt, dass, bei weiterer Verwendung von Dieselmotoren, die NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen bereits um 66 % und 77 % bis 2030 bzw. um 85 % und 93 % bis 2050 reduziert werden. Begründet ist dies durch die Einführung der EURO V Richtlinie und die Ausstattung der Schiffsmotoren mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter. Die Szenarienanalyse hat des Weiteren gezeigt, dass der Einsatz von LNG-Gasmotoren langfristig zu 3 % höheren PM- und 71 % höheren NO<sub>x</sub>-Emissionen im Vergleich zum Dieselszenario führt. Der Einsatz von Wasserstoff im Verbrennungsmotor oder in der Brennstoffzelle führt hingegen langfristig zu 96-99 % bzw. 82-99 % geringeren NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen im Vergleich zur Verwendung von Dieselmotoren.

Wie aus der Analyse der lokalen Emissionen in Kapitel 2.2.1 (S.28) hervorgeht, hat der **Schieneverkehr** ausschließlich größere Anteile im Bereich 25-30 % bei den weniger schädlichen PM<sub>10</sub>-Emissionen. Begründet sind diese durch den Abrieb. Der Anteil an den NO<sub>x</sub>-Emissionen in den Emissionshotspots ist hingegen vernachlässigbar klein. Die Diskussion in diesem Kapitel hat gezeigt, dass die die PM-Emissionen des Schienenverkehrs um maximal 26 % bis 2030 und 52 % bis 2050 ansteigen können in den aktuellen Emissionshotspots. Des Weiteren ist ein Austausch von dieselbetriebenen Zügen sinnvoll, auch wenn es aktuell stark belasteten Stadtgebiete kaum beeinflussen würde.

Neben den bereits zusammengefassten Ergebnissen des Kapitels 2.2.1, wurde in diesem auch gezeigt, dass der **Flugverkehr** ausschließlich in den Hotspots Düsseldorf und Köln sichtbare Anteile an den Emissionen hat. Bei den NO<sub>x</sub>-, PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen im Stadtgebiet Düsseldorf sind die Anteile

des Flugverkehrs 15 %, 8 % und 10 %. In Köln betragen die Anteile des Flugverkehrs hingegen unter 5 %. Die detaillierte Analyse der zukünftigen Emissionen des Flughafens Düsseldorf in diesem Kapitel hat gezeigt, dass bei weiterer Nutzung von fossilem Kerosin die  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen um 9 und 18 % bis 2050 ansteigen. Die  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen sinken hingegen um 27 %. Begründet ist diese Entwicklung durch den hohen Anteil an Abriebsemissionen an den  $\text{PM}$ -Emissionen. So sind im Jahr 2050 im Basisszenario 70 % und 92 % der  $\text{PM}_{2.5}$ - bzw.  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen abriebsbedingt. FT-Kerosin ermöglicht eine Reduzierung der Emissionen um 9-29 % und 5-18 % im Bezug auf die Emissionen bei weiterer Verwendung konventionellen Kerosins im Jahr 2030 und 2050.

Diese Entwicklungen führen insgesamt bereits ohne die Einführung von alternativen Antrieben und Energieträgern zu einer starken Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen. Ausnahmen bilden hier die Stadtgebiete Düsseldorf und Köln, aufgrund des Flugverkehrs. Des Weiteren sind, begründet durch die Binnenschifffahrt, im Vergleich auch niedrigere  $\text{NO}_x$ -Reduktionen in an den Rhein angrenzenden Stadtgebieten zu erwarten. In Düsseldorf wird der Flugverkehr zukünftig der Hauptverursacher der Emissionen sein. Hierbei hat der internationale Flugverkehr einen größeren Anteil als der nationale Flugverkehr. Der breite Einsatz von Fischer-Tropsch Kerosin kann die  $\text{NO}_x$ -Emissionen des Flugverkehrs in Düsseldorf zumindest in der Größenordnung von 2018 halten. Andere Antriebstechnologien im Flugverkehr haben nur eine geringe technologische Reife in Bezug auf den Einsatz in großen Flugzeugen. Diese Entwicklungen führen insgesamt bereits ohne die Einführung von alternativen Antrieben und Energieträgern zu einer starken Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen. Ausnahmen bilden hier die Stadtgebiete Düsseldorf und Köln, aufgrund des Flugverkehrs. Des Weiteren sind, begründet durch die Binnenschifffahrt, im Vergleich auch niedrigere  $\text{NO}_x$ -Reduktionen in an den Rhein angrenzenden Stadtgebieten zu erwarten. Die Ergebnisse zeigen aber die Relevanz alternativer Antriebstechnologien. Wasserstoffstofturbinen haben das Potenzial zum Einsatz in Langstreckenflügen. Eine Herausforderung ist bisher nach McKinsey & Company [195] die Speicherung des Wasserstoffs. Diese Technologie könnte die  $\text{NO}_x$ -Emissionen allerdings um 50-80 % reduzieren [195]. Wie bereits erläutert, kann die geringere Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Binnenschifffahrt zu Emissionshotspots in Rheinnähe führen. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen des Weiteren, dass der breite Einsatz der LNG-Technologie in der Binnenschifffahrt diesen Trend noch verstärken kann. Eine Verschärfung der EURO V Richtlinie kann diesem Trend entgegenwirken. Der Einsatz von FT-Diesel in Binnenschiffen ist eine weitere Alternative. Nach Otten et al. [302] kann der Einsatz von FT-Diesel in Binnenschiffen, welcher nach der Abgasnorm ZKR 0-2 zertifiziert sind, die OM- und  $\text{NO}_x$ -Emissionen um 20 % bzw. 10 % reduzieren. Der Einfluss auf mit Abgasnachbehandlung ausgestattete EURO V Motoren ist allerdings unbekannt. Nach Gill et al. [440] ähnelt HVO in seinen Eigenschaften FT-Diesel. Unter Annahme eines ähnlichen Reduktionspotenzials können FT-Diesel oder HVO die Emissionen der Binnenschifffahrt insbesondere bis zum Jahr 2030 reduzieren, da in diesem Zeitraum noch viele ältere Schiffe bzw. Schiffsmotoren in der Flotte existieren. Wasserstoffbetriebe Schiffe sind vielversprechend und haben das Potenzial, die lokalen Schadstoffe langfristig stark zu reduzieren. Der Einsatz von batterieelektrischen Antrieben in der Binnenschifffahrt wurde hingegen in Kapitel 5 als nicht vielversprechend bewertet.

Die zukünftigen  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen werden hauptsächlich durch den Straßenverkehr verursacht. Da diese zu einem Großteil durch Abrieb begründet sind, werden diese auch zukünftig bei Einsatz von alternativen Antrieben und Energieträgern eine Herausforderung sein. Des Weiteren beschränkt der Abriebsanteil auch die reduzierenden Effekte von alternativen Energieträgern. Im analysierten Stadtgebiet von Oberhausen beschränkt die maximale Reduzierung der  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen auf 27-28 %

der gesamten  $PM_{2.5}$ -Emissionen des Straßenverkehrs. Die Analysen in diesem Kapitel haben gezeigt, dass auch der Schienenverkehr einen wesentlichen Anteil an den zukünftigen  $PM_{2.5}$ -Emissionen haben kann. Diese sind fast ausschließlich abriebsbedingt. Begründet ist dies durch mögliche starke Steigerungen der Verkehrsleistungen im Schienenverkehr. Effektive Maßnahmen zur Minderung der verbrennungsbedingten  $PM_{2.5}$ -Emissionen des Straßenverkehrs beinhalten den Einsatz von elektrischen Kleinkrafträdern und eine Elektrifizierung des Segments leichte Nutzfahrzeuge (vgl. Abbildung 150).

Die Entwicklung der zukünftigen  **$PM_{10}$** -Emissionen ähnelt jener der  $PM_{2.5}$ -Emissionen. Die Anteile des Abriebs an den  $PM_{10}$ -Emissionen sind allerdings im Vergleich deutlich höher. Die Binnenschifffahrt hat bereits bei den aktuellen  $PM_{10}$ -Emissionen geringe Anteile, welche zukünftig weiter sinken. Der Schienenverkehr hat hingegen bei den aktuellen  $PM_{10}$ -Emissionen größere Anteile, welche zukünftig bis 2050 nochmal um maximal 50 % ansteigen könnten. Diese Entwicklung kann dazu führen, dass in Stadtgebieten, welche aktuell bereits stark durch den Abrieb des Schienenverkehrs belastet sind, der Schienenverkehr zukünftig der Hauptverursacher der Emissionen ist. Hierzu gehören beispielsweise Essen, Düsseldorf und Köln. Die  $PM_{10}$ -Emissionen des Straßenverkehrs können, bedingt durch den hohen Anteil an Abrieb, maximal um 17-18 % durch den Einsatz von alternativen Technologien reduziert werden. Durch den hohen Anteil des Abriebs sind auch im Flugverkehr zukünftig nur geringe Reduktionen durch alternative Energieträger bei den  $PM_{10}$ -Emissionen erreichbar. Beispielsweise 5 % maximal im Jahr 2050 mit einer geeigneten abgasfreien Technologie (vgl. Abbildung 150).



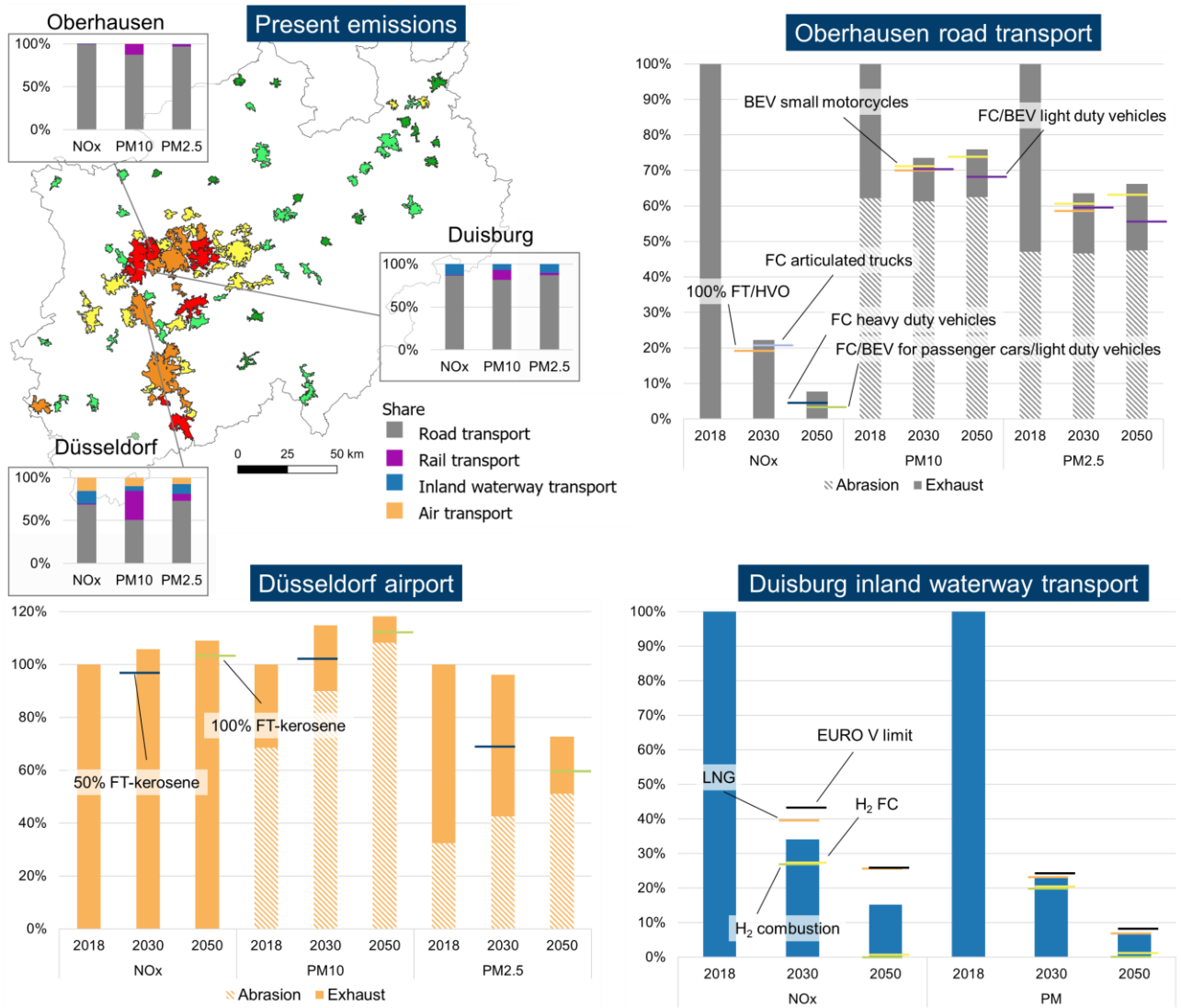


Abbildung 150: Grafische Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse dieser Studie. PM- und NO<sub>x</sub>-Emissionen der drei Emissionshotspots Oberhausen, Duisburg und Düsseldorf sowie die Auswirkungen der zukünftigen Einführung unterschiedlicher alternativer Energieträger und Antriebe im Straßenverkehr, im Flugverkehr und in der Binnenschifffahrt.

## 6.4 Luftchemische Bewertung alternativer Energieträger

bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung (IEK): IEK-8 Troposphäre

### HIGHLIGHT BOX: WICHTIGSTE ERKENNTNISSE DES KAPITELS

- Die Bewertung der untersuchten Kraftstoffe hat gezeigt, dass möglichst realitätsnahe Untersuchungsbedingungen (RDE-Bedingungen) geschaffen werden müssen, um belastbare Aussagen zu tätigen.
- Das größte NO<sub>x</sub>-Reduktionspotential für die Pkw-Flotte wurde beim Austausch für dieselartige Kraftstoffe durch Biodiesel FAME UCOME um mehr als 10% gefunden. Die erzielbaren Reduktionspotentiale für benzinartige Kraftstoffe fallen mehr als eine Größenordnung kleiner aus.
- Der Einsatz von Biodiesel UCOME FAME würde den NO<sub>x</sub>-Austoß der existierenden Euro-5 Dieselfahrzeuge um bis zu 30 % gegenüber dem des konventionellen Diesels reduzieren.
- Die im Kapitel definierte intrinsische Ozonproduktion ist unter gleichen Randbedingungen um etwa 25 % höher für Benzinfahrzeuge als für dieselbasierte Fahrzeuge.
- Der Einsatz alternativer Kraftstoffe bietet keine wesentlichen Vorteile bei der Reduktion sommerlicher Ozonspitzenwerte. Vielmehr muss in jedem Falle ein optimiertes Reduktionsverhältnis zwischen Stickoxidreduktion und VOC-Reduktion eingehalten werden.

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse aus den Analysen der luftchemischen Bewertung konventioneller und alternativer Energieträger vorgestellt. Das Kapitel beschreibt die experimentelle Analyse von verbrennungsbedingten Emissionen unterschiedlicher Kraftstoffe. Die in diesem Kapitel beschriebene Methodik, das entwickelte Portable On-board Measurement System (PEMS) und die dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen einer vom IEK-8 geförderten und gegenwärtig noch laufenden Dissertation von Valentin Polinowski [441] an der Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen erarbeitet.

### 6.4.1 Entwicklung und Aufbau des mobilen on-board Messsystems

Als Ergänzung zu der detaillierten Analyse der Emissionen des Straßenverkehrs in Kapitel 2.2.1, basierend auf den aus HBEFA 4. 1 entnommenen Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs wurden für den Pkw-Bereich an konventionellen und ausgewählten alternativen Kraftstoffen Abgas-Messungen im realen Straßenverkehr durchgeführt. Vordringliches Ziel war dabei ein relatives Ranking des Abgasverhaltens der untersuchten Kraftstoffe. Zu diesem Zweck wurde ein on-board Messsystems konstruiert und aufgebaut, mit welchem die Abgas-Zusammensetzungen verschiedener Kraftstoffe unter Verwendung des gleichen Versuchsfahrzeugs untersucht werden konnten. Hierfür wurde ein

Konzept erarbeitet, welches sowohl den modularen Aufbau der Hardware-Konfiguration, eine on-board-Stromversorgung und die Entwicklung einer dafür abgestimmten Software für die sekunden aufgelöste Datenerhebung beinhaltet. Es wurde besonderer Wert daraufgelegt, ein kompaktes Messsystem zu entwickeln, welches für den vielseitigen Einsatz in unterschiedlichsten Fahrzeugkategorien geeignet ist. Hierbei wurden Untersuchungen des Abgasverhaltens im kalten und warmen Betriebszustand von diesel- und benzinbetriebenen Fahrzeugen anhand sekunden aufgelöster Messungen von NO, NO<sub>2</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, Sauerstoff, N<sub>2</sub>O und unter realen Fahrbedingungen im Straßenverkehr durchgeführt. Zusätzlich wurde eine VOC-Kanisterprobenapparatur in das on-board Gesamtsystem integriert, mit welcher eine detaillierte GC-MS-Analyse der Abgaszusammensetzung für differenzierten Kohlenwasserstoffe C<sub>2</sub> – C<sub>11</sub> erfolgen kann. Da diese Analysemethode auf der Sammlung von Abgasproben in zuvor evakuierten Behältern beruht und die VOC-Probenahme nur mit geringerer Zeitauflösung durchgeführt werden konnte, wurden diese Messungen um sekunden aufgelöste Messungen von Total Organic Carbon (TOC) ergänzt. Auf diese Weise konnte ebenso wie für die anorganischen Komponenten auch der Ausstoß an organischen Gasen im Sekundenbereich ermittelt werden, wobei aus den Resultaten der Zylinderanalysen auf die gemittelte VOC-Zusammensetzung rückgeschlossen werden kann.

Das Auskondensieren von Wasser im erkalteten Abgasstrom wird durch den zusätzlichen Einbau eines Verdünnungstunnels (Verdünnung des Abgases mit N<sub>2</sub> im Falle der organischen Komponenten) sowie durch den Einsatz einer zweistufigen Kühlfalle für die anorganischen Komponenten wirksam<sup>30</sup> verhindert und gewährleistet die korrekte Messung der Gasphase.

Der Einbau des portablen Emissionssystems zur Vermessung von Real-Driving-Emissions (RDE) unter realen Straßenbedingungen erfolgte zunächst in das erste Versuchsfahrzeug Volkswagen T5 2.0 TDI (Diesel Euro-5, BJ. 2014), welches für die Untersuchung der Abgas-Zusammensetzung von diesel-basierten Kraftstoffen dient. Der Aufbau des entwickelten on-board Messsystem ist in Abbildung 151 dargestellt. Die verwendete umfassende Abgasanalytik wird in Tabelle 48 aufgelistet.

---

<sup>30</sup>Eine Verdünnung des Abgasstroms für die anorganischen Komponenten kam wegen der schlechteren Nachweisempfindlichkeit des analytischen Systems nicht in Betracht. Für die Detektion der Volatile Organic Components (VOC) ergibt sich auch bei Verdünnung um eine Größenordnung kein Nachweisproblem. Eine gezielte Auskondensation bei tiefen Temperaturen würde hingegen für die polaren VOCs zu deutlichen Verlusten führen.



Abbildung 151: Messaufbau des on board Emissionsmesssystems in dem Versuchsfahrzeug Volkswagen T5 2.0 TDI.

Tabelle 48: Messgeräte des *Portablen Emissions Mess Systems (PEMS)*, Leistungsbedarf der Analytik: ca. 550 W, fahrzeugunabhängige Versorgung durch Lithium-Ionen-Akkumulator (200 Ah).

	Messkomponente	Messprinzip Instrument	Zeitliche Auflösung
	<b>Gasphase</b>		
1	NO, NO <sub>2</sub>	UV-Absorption LIMAS 11, ABB Corp.	1 s (online)
2	CO, CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub>	IR-Absorption URAS 14, ABB Corp.	1 s (online)
3	N <sub>2</sub> O	IR-Absorption URAS 14, ABB Corp.	1 s (online)
4	VOC-Kanisterproben	Canister samples/ Offline GC/MS GC6890/MSD5975C, Agilent	10 - 60 s (offline)
5	TOC	FID ABB Corp.	0.1 s (online)
	<b>Fahrzeugparameter</b>		
5	Geschwindigkeit, Beschleunigung, Drehzahl, Gaspedalposition	OBD Diagnostics System Würth Snooper+	1 s (online)
	<b>Metadaten</b>		
6	GPS, Routenprofil, Höhenmeter	NL-8022MU Navilock	1 s (online)
	<b>Strömungsmechanische Kenndaten</b>		
7	Massenfluss, Abgas-Temperatur	Differenzdruckmesser Sensors Semtech EFM-HS	0.1 s (online)
8	VOC Temperatur & Druck	Strain gauge & resistance Thermometer PT100 & HBM P3 Class	1 s (online)

Für die exakte Bestimmung der Massenemissionen aus den zuvor im Teilstrom gemessenen Mischungsverhältnissen ist die Bestimmung der Gesamt-Abgasmenge durch einen Volumen-Durchflussmesser (Semtech EFM HS) erforderlich. Dieses System wurde am Ende der Abgasanlage einschließlich eines modularen Abgasrohrleitungssystems in das on-board Gesamtsystem integriert.

Die Notwendigkeit einer solchen Volumen-Durchflussmessung zeigt Abbildung 152 beim Vergleich der aus den Motordaten (Drehzahl, Zylindervolumen) berechneten Abgasmenge mit der tatsächlich gemessenen Gesamt-Abgasmenge. In der Abbildung 152 wird der berechnete und der gemessene Abgasvolumenstrom gemittelt in 50 L/min-Intervallen gegenübergestellt. Hierbei werden die berechneten Abgasvolumenströme bis 2500 L/min in rot und Abgasvolumenströme ab 2500 L/min in grün gezeigt. Abbildung 152 zeigt die lineare Regression von berechnetem und gemessenem Abgasvolumenstrom mit einem Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0.94 und einer Steigung von 0.91 für berechnete Abgasvolumenströme unterhalb von 2500 L/min und ein Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0.97 und einer Steigung von 2.64 für berechnete Abgasvolumenströme oberhalb von 2500 L/min. Der theoretisch höchste berechnete Abgasvolumenstrom des Versuchsfahrzeugs VW T5 2.0 TDI mit einem Hubraumvolumen 1.968 l ergibt sich bei einer Maximaldrehzahl von 4600 U/min zu 4525 L/min.

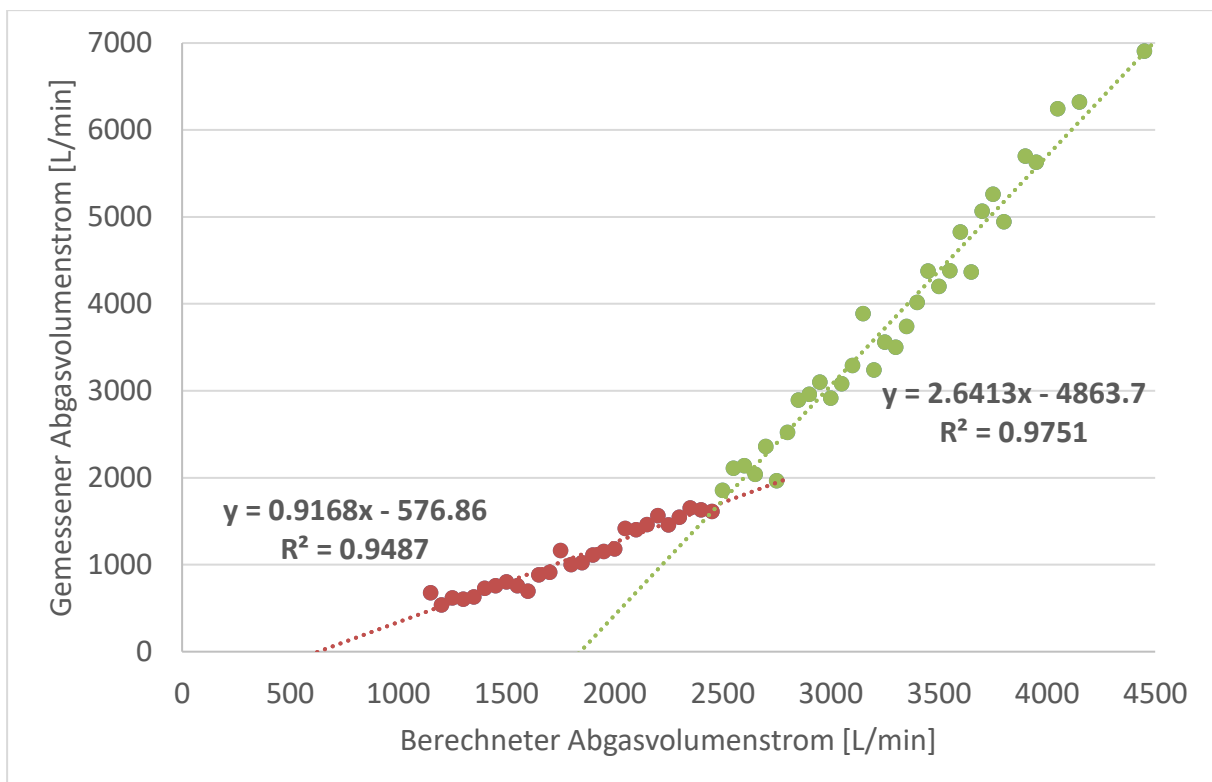


Abbildung 152: Gegenüberstellung von berechneten und gemessenen Abgasvolumenstrom (gemittelt in 50 L/s Schritten)

Als Grund für um den Faktor 2.64 höheren gemessenen Gesamtvolumenstrom für Abgasvolumenströme oberhalb von 2500 L/min ist die Variation des Ladedruckes durch den Turbolader zu benennen. Eine lediglich auf Motordaten (Drehzahl, Zylindervolumen) beruhende Berechnung des Gesamt-Volumenstroms erweist sich als unzureichend für die Beschreibung des realen Abgas-Volumenstroms, da weitere Einflussgrößen den Abgasausstoß beeinflussen. Deutlich wird dieser Effekt bei höheren Motordrehzahlen oberhalb 2500 L/min des berechneten Abgasvolumenstroms: In diesem Bereich wird der Turbolader aktiv und erhöht den Ladedruck in den Zylindern, so dass der gemessene Abgasvolumenstrom wesentlich größer über dem berechneten Volumenstroms ist. Bei niedrigen Motordrehzahlen ist der Turbolader hingegen noch inaktiv und der gemessene Abgasstrom ist in guter Näherung proportional zu dem gemessenen Abgasvolumenstrom. Für die schwache Korrelation des dargestellten Verlaufs bei höheren Motordrehzahlen oberhalb von



2500 L/min dürfte hauptsächlich die variable Abgasrückführung (AGR) als Ursache zu benennen sein, welche für eine kleine veränderliche Zeitverzögerung zwischen dem berechneten und tatsächlich gemessenen Gesamtabgasvolumenstrom sorgt.

Mit der Durchführung einer Messsystemanalyse<sup>31</sup> (MSA), welches als etabliertes Verfahren im Ingenieurwesen gilt, konnte die Messsystementwicklung abgeschlossen und eine Fehlerabschätzung der Resultate gegeben werden. Es sollte überprüft werden, ob die neu entwickelte Apparatur für eine als absolut vorgegebene Eichgaskonzentration hinsichtlich Wiederholbarkeit und systematischer Messabweichung die vorgegebenen Anforderungen erfüllt. Für die Messwertdarstellung wurde eine obere Grenze für die Toleranz von  $\pm 5\%$  des Anzeigewertes vorgegeben. Für das entwickelte PEMS beträgt  $c_g$  7.18 und  $c_{gk}$  3.77 (vgl. Abbildung 153). Somit liegen beide Werte oberhalb des Mindestanforderungsmaßes von 1.33. Nachfolgend zeigt Abbildung 153 beispielhaft die Wiederholbarkeit der Messung von Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) bei einem Istwert von 1.02 Vol.-%. Dieses Verfahren wurde für jede einzelne Messkomponente wie NO, NO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CO, CO<sub>2</sub> O<sub>2</sub> des PEMS erfolgreich angewandt.

Abbildung 153 beschreibt mit der blau gepunkteten Linie den Verlauf der Messwerte, die grünen Linien jeweils mit +2 sg und -2 sg stehen für die doppelte Standardabweichung der Messwerte in der Untersuchung,  $x_m$  zeigt den Referenzmesswert für 1.02 Vol.-% und die blauen Verläufe zeigen die untere und obere Grenze für den Messverlauf bezogen auf den Referenzmesswert  $x_m$ . Es ist ersichtlich, dass der Messwert sich innerhalb der angegebenen Grenzen befindet. Überdies sollte die angegebene Auflösung des Messsystems unterhalb von 5 % der Toleranz liegen. Mit einer Schrittweite von 0.001 Vol.-% und dem gegebenen Toleranzbereich (Zweifache Toleranz) von 10 % erfüllt das hier entwickelte System die notwendigen Anforderungen.

Es wird allerdings ebenfalls deutlich, dass das PEMS-System eine erkennbare systematische Abweichung für die CO<sub>2</sub>-Messung besitzt, welche durch eine entsprechende Offset-Korrektur beseitigt wurde.

---

<sup>31</sup> Als Messsystemanalyse (MSA) wird im Qualitätsmanagementbereich ein Verfahren zur Beurteilung der Fähigkeit von Messsystemen bezeichnet. Die Vorgehensweise ist in Meran et al.[442] erläutert. Die Messmittelfähigkeit der MSA wird unter anderem anhand der beiden Fähigkeitskennwerte  $c_g$  und  $c_{gk}$  beurteilt, welche zum einen die Wiederholbarkeit und zum anderen die systematische Messabweichung beschreiben. Das vom MSA-Verfahren festgelegte Mindestanforderungsmaß muss für  $c_g$  und  $c_{gk}$  größer als 1.33 sein. Werte oberhalb von 1.33 gewährleisten die Fähigkeit des Messsystems hinsichtlich der Wiederholbarkeit und der Streuung des Messmittels. Innerhalb der Gleichungen wird  $x$  für den Mittelwert von  $n$  Messwerten,  $x_m$  als Referenzmesswert,  $T$  für den Toleranzbereich (Differenz: obere Spezifikationsgrenze – untere Spezifikationsgrenze) und  $\sigma$  als die Standardabweichung der Messwerte in der Untersuchung verwendet [442].

Formeln zu Berechnung:  $c_g = \frac{0.2 \cdot T}{4 \cdot \sigma}$  und  $c_{gk} = \frac{(0.1 \cdot T) - |x - x_m|}{2 \cdot \sigma}$

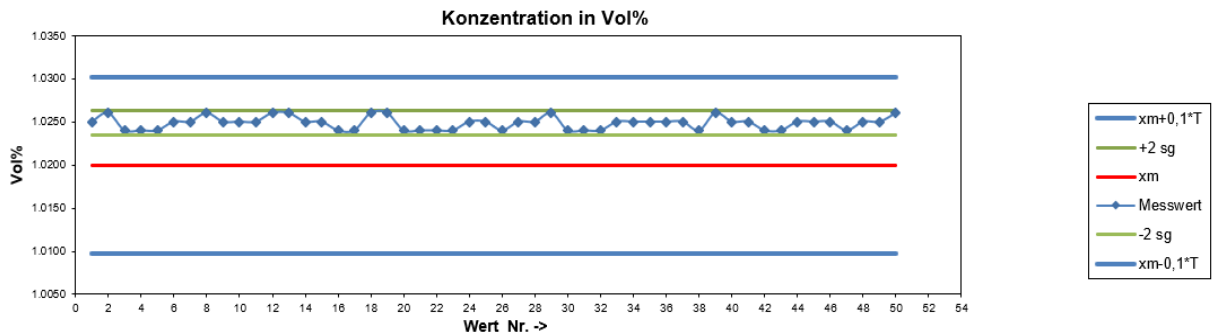


Abbildung 153: Messreihe von Kohlenstoffdioxid bei einem  $\text{CO}_2$ -Referenzwert von 1.02 Vol.-%.

## 6.4.2 Experimentelle Analysen der verbrennungsbedingten Emissionen

Nach der Feststellung der Messmittelfähigkeit des Messsystems wurde mit der Inbetriebnahme des Gesamtsystems unter realen Fahrbedingungen begonnen und die Versuchsdurchführungsphase gestartet. Die ausgewählte Route für die RDE-Messung entspricht den Vorgaben der Europäischen Kommission [443] an eine RDE-Messung und enthält 35% Stadtfahrt, 23% Autobahnfahrt und 42% Landstraßenfahrt. Der Streckenverlauf der sogenannten „Referenzroute“ ist in Abbildung 154 dargestellt: Die Länge der Route beträgt 144 km und verläuft durch Jülich, Düren, Hürtgenwald und Stolberg.



Abbildung 154: Referenzroute für die RDE-Messkampagne (Länge: 144 km, Fahrtzeit 3 Stunden 10 Minuten, Höhe über NN MIN: 83 m MAX: 380 m).

Für die on-board Messungen mit dieselartigen Kraftstoffen wurde das Versuchsfahrzeug VW T5 2.0 TDI verwendet, die Untersuchungen an benzinartigen Kraftstoffen wurden mit dem Versuchsfahrzeug Opel Astra K 1.2 Turbo durchgeführt. Nachfolgend listet Tabelle 49 die Resultate der Untersuchungen

an insgesamt neun unterschiedlichen Kraftstoffen auf. Die hier aufgeführten Kraftstoffe besitzen als Gemeinsamkeit die Einsatzmöglichkeit als Drop-In Kraftstoffe, welche nach Kapitel 5 und Kapitel 5.3.1 den Vorteil besitzen, die gegenwärtig verwendeten Kraftstoffe in der existierenden Fahrzeugflotte unmittelbar ersetzen zu können.

Tabelle 49: Übersichtsplan der untersuchten Kraftstoffe

	Versuchsfahrzeug	Kraftstofftyp	Hersteller
Dieselartige Kraftstoffe	Volkswagen T5 Caravelle 2.0 TDI (Baujahr 2014, Abgasnorm Euro-5)	Diesel B7	Shell plc
		GtL-Diesel	Shell plc
		R33 Blue Diesel	Shell plc
		C.A.R.E Diesel	Neste Oyj
		Biodiesel FAME RME	Biowerk Sohland GmbH
		Biodiesel FAME UCOME	Biowerk Sohland GmbH
Ottobasierte Kraftstoffe	Opel Astra K 1.2 Turbo (Baujahr 2021, Abgasnorm Euro-6)	Super E10	ARAL AG
		Ultimate 102	ARAL AG
		Alkylatbenzin 4T	Julius Hoesch GmbH & Co. KG

### Der Emissionsmatrizen-Ansatz

Die Grundlage zur Charakterisierung der Abgasemissionen in Abhängigkeit unterschiedlichen Fahrverhaltens bilden so genannte Emissionsmatrizen. Emissionsmatrizen beschreiben die streckenbezogenen Emissionen in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit  $v$  und der spezifischen Leistung, welche das Produkt aus Geschwindigkeit und Beschleunigung  $v \cdot b$  sind. Nach Hassel et al. gilt sowohl für Fahrzeuge ohne Katalysator als auch für Fahrzeuge mit Katalysators folgende Proportionalität zwischen der auftretenden Emission  $E$  und der eingesetzter Leistung  $P$  [444]:

$$E \left( \frac{g}{s} \right) \propto P \left( \frac{Nm}{s} \right) \quad (16)$$

Geschwindigkeit und Beschleunigung sind einfach ermittelbare Größen und besitzen der Vorteil, dass diese den Belastungszustand des Motors und den Leistungsanteil zur Überwindung des Roll- und Windwiderstandes korrekt beschreiben. Dabei ist die eingesetzte Motorleistung durch einen Anteil  $P_{tr}$  zur Überwindung der trägen Masse ( $m_{tr}$ ) des Fahrzeugs gegeben, wobei  $v \cdot b$  das Produkt aus Geschwindigkeit und Beschleunigung bilden und über folgende Gleichung berechnet werden:

---

$$P_{tr} = m_{tr} * v * b \quad (17)$$

Ein weiterer Anteil  $P_{wr}$  der eingesetzten Motorleistung wird zur Überwindung von Roll- und Windwiderständen eingesetzt, welcher proportional zur Zugkraft ( $Z$ ) und zur Fahrzeuggeschwindigkeit ist:

$$P_{wr} = Z * v \quad (18)$$

Detaillierte Beschreibungen liefern Untersuchungen von Hassel et al.[444] und Klemp et al.[445]. Somit liefert jeder Datenpunkt, bestehend aus der spezifischen Leistung ( $v*b$ ) und der Geschwindigkeit ( $v$ ) einen bestimmten Emissionswert. In dieser Arbeit wurden die ursprünglich von Hassel et al.[444] für die Resultate von Prüfstandsuntersuchungen angestellten Überlegungen auf die Emissionsverläufe von Katalysatorfahrzeugen unter RDE-Bedingungen angewendet und aus den Sekundendaten der on-Board-Messungen Emissionskennfelder berechnet. Die Mittelung der Sekundendaten nach den  $v$ - und  $v*b$ -Werten sorgt für eine Glättung der Emissionswerte. Insbesondere werden singuläre Effekte wie beispielsweise die kurzzeitige Reduktion der Katalysator-Effizienz durch vorangegangene Sauerstoff-Beladung herausgemittelt. Für beliebige Fahrkurven können aus den Emissionsmatrizen zugehörige sekundengenaue Emissionscharakteristiken erstellt werden.

Abbildung 155 zeigt die Resultate für Stickstoffoxid (NO) aus den durchgeführten Messkampagnen mit dem Versuchsfahrzeug VW T5, welches für diese Messfahrt mit konventionellem Diesel betrieben wurde. Dabei ist auf der x-Achse die Fahrzeug-Geschwindigkeit zwischen 0 und 140km/h, auf der y-Achse die Massenemissionen in mg/s und auf der z-Achse die spezifische Leistung in  $m^2/s^3$  zwischen -25  $m^2/s$  und +25  $m^2/s$  aufgetragen. Negative spezifische Leistungen stellen Bremsvorgänge dar, positive spezifische Leistungen beschreiben Beschleunigungsvorgänge des Fahrzeugs. Die für die jeweiligen Matrixelemente gemittelten NO-Sekundenmittelwerte sind das Resultat einer Messfahrt von mehr als 15000 s Dauer. Aufgrund der hohen Variabilität der Messstrecke bezüglich Leistungsanforderung und Geschwindigkeitsverlauf sind nahezu alle Zellelemente belegt und beschreiben in stetigem Zusammenhang die Zunahme der Massenemissionen bei steigender Geschwindigkeit  $v$  und steigender spezifischer Leistung  $v*b$ .

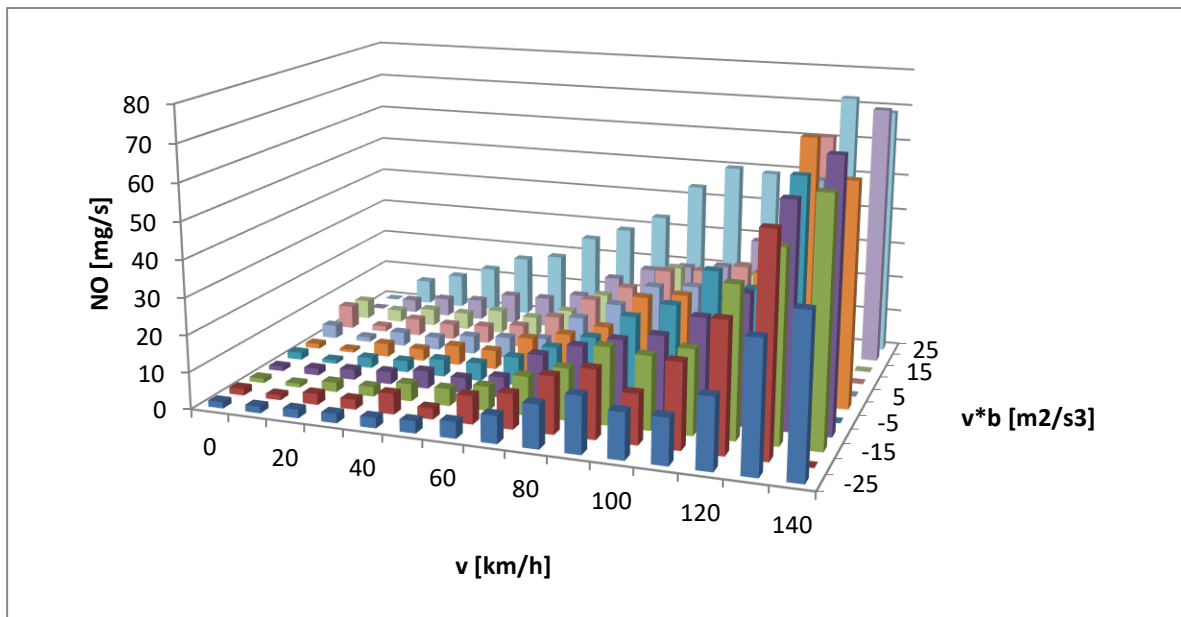


Abbildung 155: Massenemissionen Stickstoffmonoxid (gewonnen aus den NO-Sekundenwerten der RDE-Messungen) des VW T5 2.0 TDI betrieben mit konventionellem Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung unter warmen Betriebsbedingungen, ohne Kaltstart-Anteile aus insgesamt 15376 Datenpunkten.

Die Abbildung 156 illustriert die Massenemissionen für Kohlenstoffdioxid in g/s. Analog zu Abbildung 155 erhöht sich mit steigender Geschwindigkeit und steigender spezifischer Leistung der Ausstoß von Kohlenstoffdioxid.

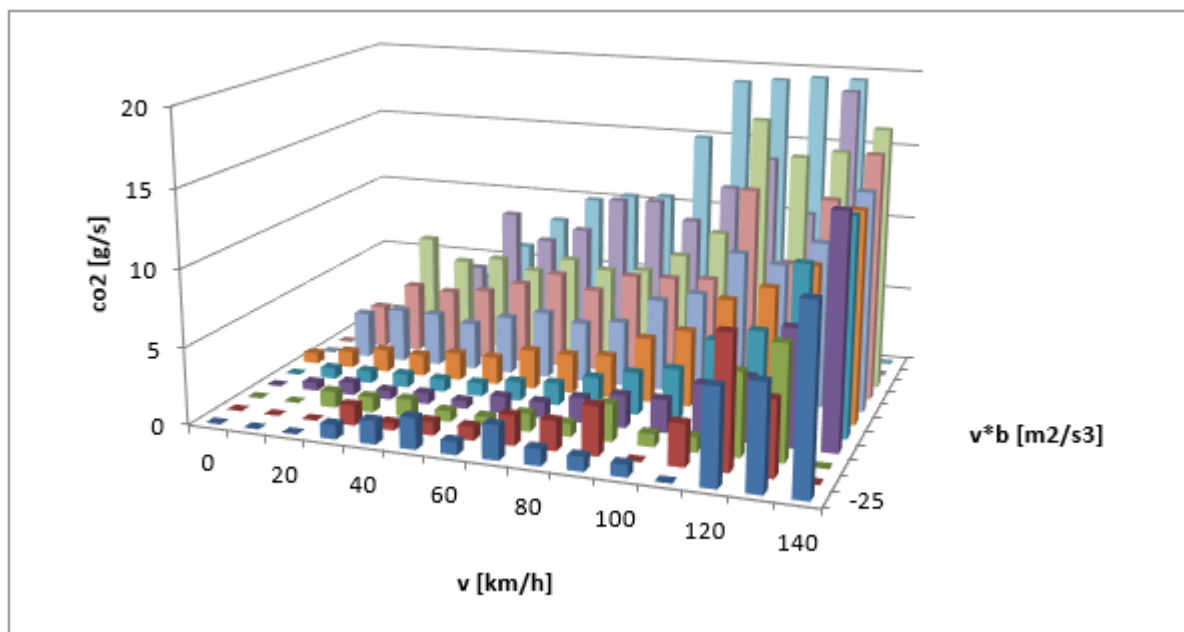


Abbildung 156: Massenemissionen Kohlenstoffdioxid (gewonnen aus den CO<sub>2</sub>-Sekundenwerten der RDE-Messungen) des VW T5 2.0 TDI betrieben mit konventionellem Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung.

Die Abbildung 157 zeigt den Kraftstoffverbrauch des Versuchsfahrzeugs VW T5 2.0 TDI betrieben mit dem konventionellen Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung.



Entsprechend der Abbildung 156 ist erkennbar, dass die Massenemissionen mit steigender Geschwindigkeit und steigender spezifischer Leistung  $v \cdot b$  zunehmen. Dabei sollten die zugehörigen Matrixelemente der  $\text{CO}_2$ -Massenemissionen in der Abbildung 156 und die des Kraftstoffverbrauches in der Abbildung 157 eine proportionale Abhängigkeit für die jeweiligen Fahrzustände besitzen. Dies liegt daran, dass der Kraftstoffverbrauch eines Fahrzeuges äquivalent ist zu dessen  $\text{CO}_2$ -Ausstoß. Daher sollten die beiden Messgrößen zueinander eine proportionale Abhängigkeit von 2.65 Kilogramm  $\text{CO}_2$  pro verbrauchten Liter Dieseldieselkraftstoff aufweisen[446].

Die Gültigkeit dieses Zusammenhangs stellt einen einfachen Test für den entwickelten Emissionsalgorithmus dar.

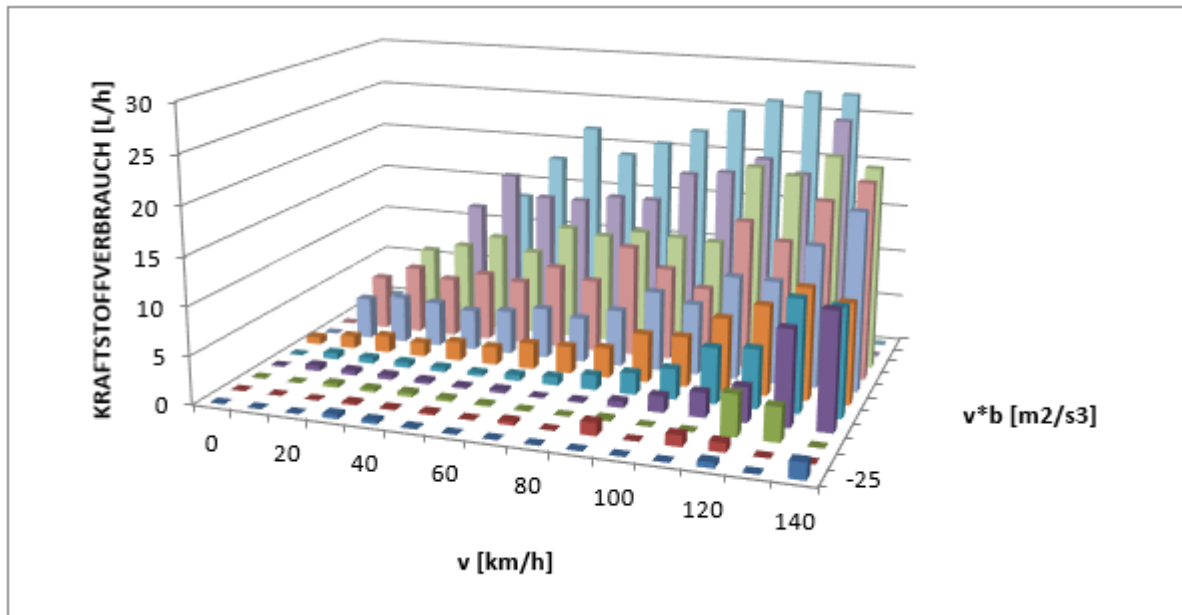


Abbildung 157: Kraftstoffverbrauch des VW T5 2.0 TDI betrieben mit dem konventionellen Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung.

Abbildung 157 illustriert den Kraftstoffverbrauch in L/h des Versuchsfahrzeugs VW T5 und verdeutlicht den durch Messungen erbrachte proportionale Abhängigkeit zu den  $\text{CO}_2$  Emissionen in g/s in Abbildung 156 für moderate Leistungsanforderungen. Unter Zuhilfenahme des Quotienten von 2.65 wurden die volumetrischen Kraftstoffverbrauchswerte in L/h in gravimetrische Kraftstoffverbrauchswerte in g/s für die Geschwindigkeiten 0 bis 120 km/h und einer spezifischen Leistung  $v \cdot b = 5 \text{ m}^2/\text{s}^3$  umgerechnet. Die Gegenüberstellung der gemessenen  $\text{CO}_2$ -Emissionen in g/s und der ausgelesene Kraftstoffverbrauch in g/s des Fahrzeugs in Abbildung 158 macht deutlich, dass die Kohlenstoffbilanz zwischen umgesetztem Kraftstoff der Abbildung 157 und gemessenen  $\text{CO}_2$  der Abbildung 156 nahezu geschlossen ist. Dies kommt daher, dass mehr als 99 % der Kohlenstoffatome im Dieseldieselkraftstoff nach dem Verbrennungsprozess in Kohlenstoffatome im  $\text{CO}_2$  des Abgases überführt werden. Abbildung 158 zeigt einen nahezu linearen Zusammenhang zwischen dem Kraftstoffverbrauch und dem  $\text{CO}_2$ -Ausstoß in g/s mit einer Steigung von 1.05 und einem Bestimmtheitsmaß von 97.71 %.



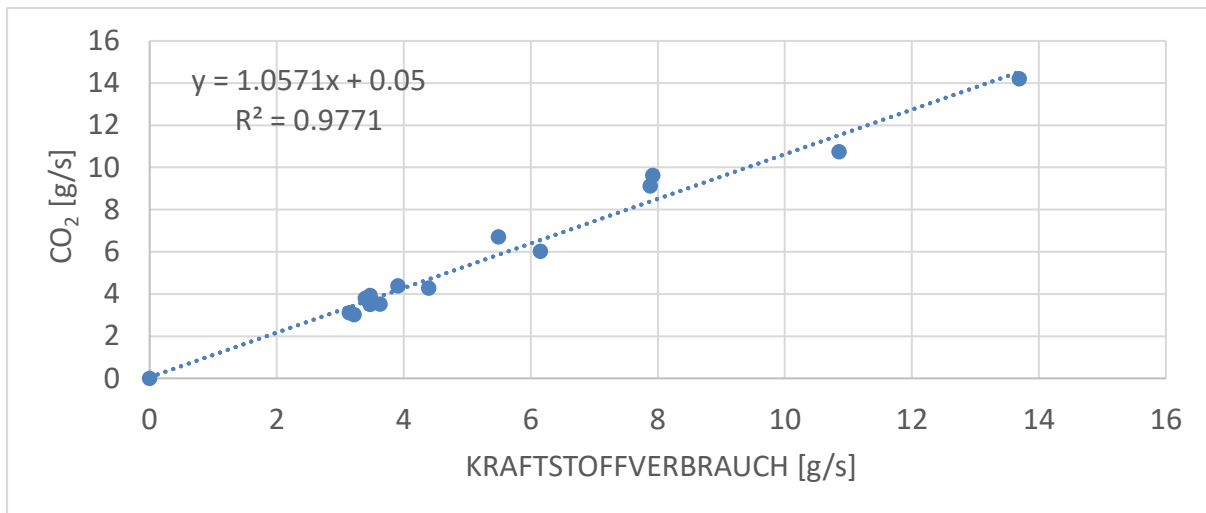


Abbildung 158: Gegenüberstellung von Kraftstoffverbrauch in g/s auf der x-Achse und der CO<sub>2</sub>-Emissionen in g/s auf der y-Achse für die Geschwindigkeiten 0 bis 120 km/h und einer spezifischen Leistung  $v \cdot b = 5 \text{ m}^2/\text{s}^3$ .

Der entscheidende Vorteil bei der Verwendung von Emissionsmatrizen besteht darin, dass für beliebige Fahrtverläufe synthetisierte Emissionsverläufe generiert werden können.<sup>32</sup>

Die in Abbildung 155, Abbildung 156 und Abbildung 157 dargestellten Emissionskennfelder wurden unter Berücksichtigung von betriebswarmen Bedingungen generiert. Betriebswarme Bedingungen wurden bestimmt, indem die Emissionen der ersten 300 s einer Fahrt verworfen wurden und nur der Rest der Sekundendaten zur Generierung aktueller Emissionsmatrizen genutzt wurde. Im Folgenden werden ausschließlich die Emissionen unter warmen Betriebsbedingungen betrachtet.

Als ein Beispiel für die Anwendung eines Fahrverlaufes auf eine Emissionsmatrix wurde der zeitliche Verlauf für den NEFZ Fahrzyklus generiert, welcher in der Abbildung 159 dargestellt ist. Der NEFZ Fahrzyklus gilt als Vergleichsmaßstab für die Bestimmung der gesetzlichen Abgasgrenzwerte der Euro-5-Norm des Versuchsfahrzeugs VW T5. Im Folgenden ist in blau der zeitliche Emissionsverlauf der Stickstoffoxide NO<sub>x</sub> in mg/s und in Rot die kumulierten Streckenemissionen in g/km dargestellt. Die Beziehung zwischen den zeitlichen Emissionen in g/s und den kumulierten Streckenemissionen in g/km für die unterschiedlichen Spurengasen kann wie folgt beschrieben werden:

$$\text{Spurengas(kumuliert)} \left( \frac{\text{g}}{\text{km}} \right) = \frac{\int_0^t \frac{d\text{Spurengas}}{dt} * dt}{\int_0^t \frac{dx}{dt} * dt} \quad (19)$$

<sup>32</sup> Diese Möglichkeit stellt einen wesentlichen Vorteil gegenüber der Verwendung des Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA 4.1) dar, aus welchem für eine begrenzte Zahl von aggregierten Fahrsituationen Mittelwerte für die jeweils betrachtete Einzelsituation auslesbar sind. Es ist daher klar ersichtlich, dass das hier eingesetzte Verfahren insbesondere für hochaufgelöste Modelluntersuchungen (mit Auflösungen im Meterbereich, z. B. für das Stadtklima-Modell PALM-4U) einen entscheidend höheren Detaillierungsgrad der verwendeten Emissionen bietet. Eine weitere Anwendung der Emissionsmatrizen besteht in der nachträglichen Generierung von Zertifikationszyklen. So bietet die Einlesung des Fahrtverlaufes für den NEFZ-Zyklus (gültig für EURO-5-Fahrzeuge) in die ermittelten Emissionsmatrizen eine effektive Methodik zur vergleichenden Emissionscharakterisierung.

Gleichung (19) beschreibt den Zusammenhang zwischen dem gemessenen Spurengaswert innerhalb eines zeitlichen Intervalls  $dt$  und dem innerhalb diesen Zeitintervalls  $dt$  zurückgelegten Weg  $dx$ .

Der grüne Verlauf der Abbildung 159 kennzeichnet den gesetzlichen Abgasgrenzwert von  $0.28 \text{ g/km}$  für die Gesamtstickstoffoxide  $\text{NO}_x$ . Hierbei wird ersichtlich, dass die Streckenemissionen für den NEFZ-Zyklus oberhalb gesetzlicher Anforderungen liegen.

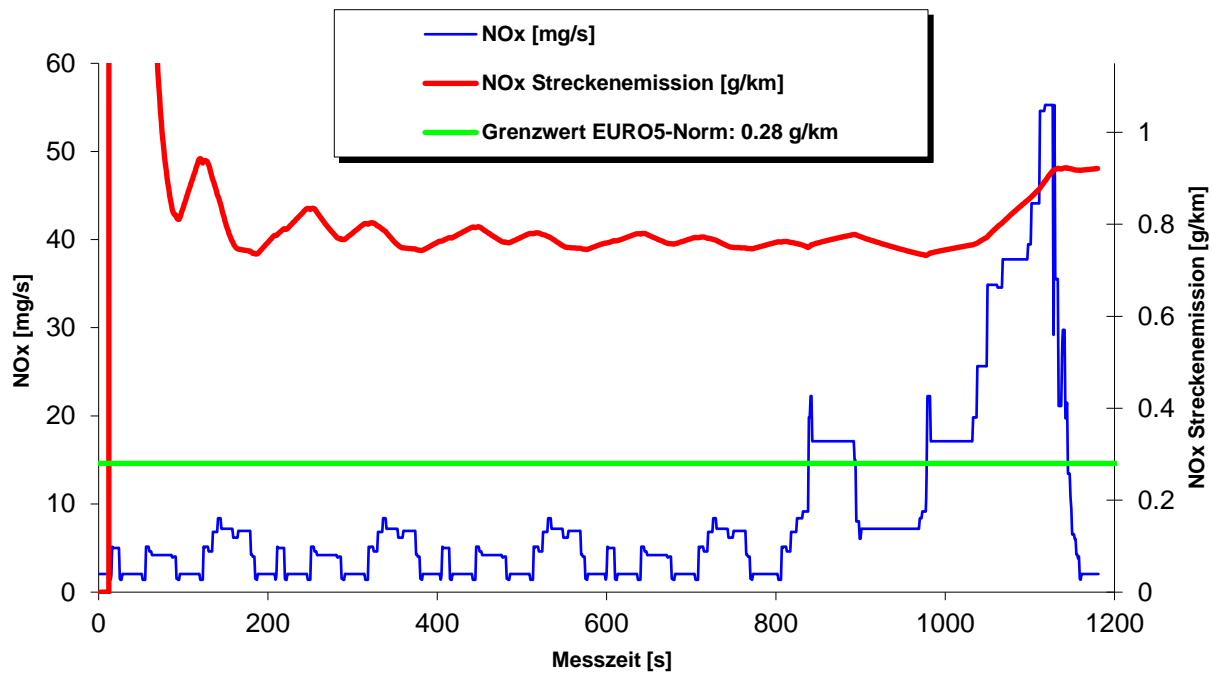


Abbildung 159: Emissionsverlauf von Gesamtstickstoffoxiden  $\text{NO}_x$  in  $\text{mg/s}$  in blau, kumulierte Streckenemissionen  $\text{g/km}$  in rot und der gesetzliche Grenzwert der Diesel Euro-5 Norm mit einem Gesamtgewicht größer  $1760 \text{ kg}$  in grün.

Analog verdeutlicht Abbildung 160 den zeitlichen Verlauf des  $\text{CO}_2$ -Ausstoßes bei Verwendung eines konventionellen Diesel-Kraftstoffs. In blau ist der zeitliche Emissionsverlauf der Stickstoffoxide  $\text{CO}_2$  in  $\text{mg/s}$  und in Rot die Streckenemissionen in  $\text{g/km}$  dargestellt. Der grüne Verlauf kennzeichnet die durchschnittlichen  $\text{CO}_2$ -Streckenemissionen bei neuzugelassenen Fahrzeugen von  $118.7 \text{ g/km}$  im Jahr 2021. Es wird deutlich, dass die Streckenemissionen des VW T5 Euro-5 Diesel für den NEFZ-Zyklus oberhalb der Durchschnittsemissionen der Neuzulassungen im Jahr 2021 liegen.

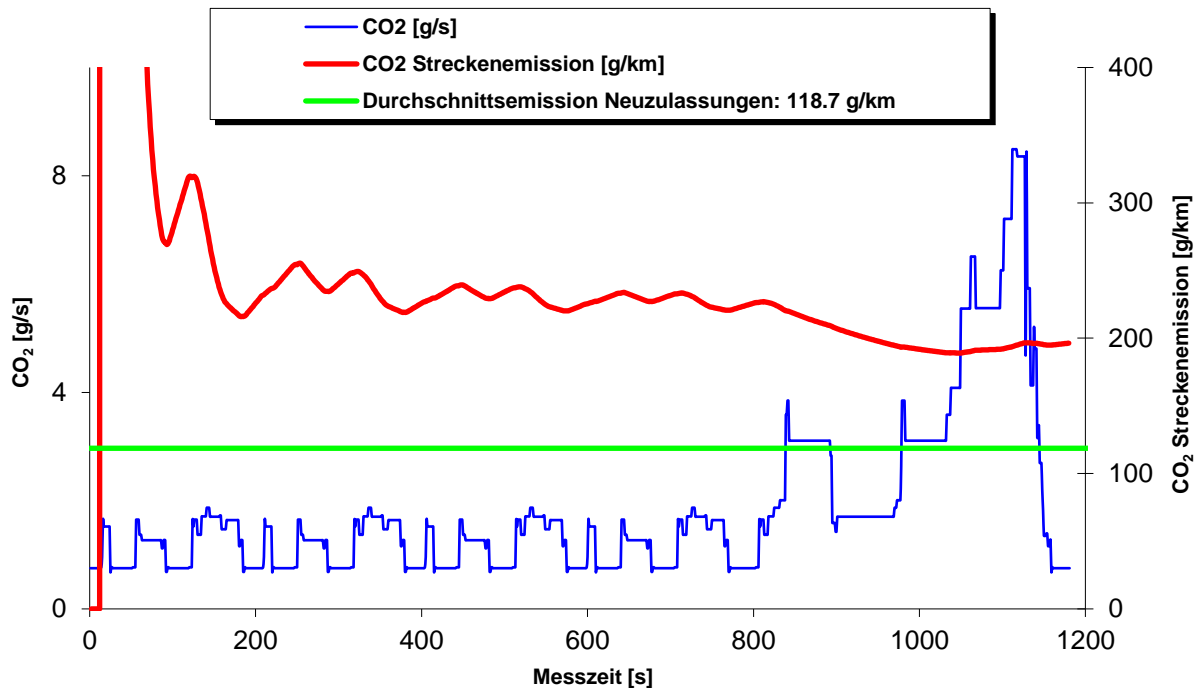


Abbildung 160: Emissionsverlauf von CO<sub>2</sub> in g/s in blau, kumulierte Streckenemissionen g/km in rot und der Durchschnittsemission der Pkw-Neuzulassung in Deutschland im Jahr 2021 in grün.

Die Emissionsverläufe von NO<sub>x</sub> in g/s der Abbildung 159 und CO<sub>2</sub> in g/s der Abbildung 160 basieren auf dem NEFZ-Zyklus und beinhalten das charakteristische NEFZ-Geschwindigkeitsprofil, welches ab einer Messzeit von 800 Sekunden bis zu einer maximalen Geschwindigkeit von 120 km/h ansteigt. Höhere Geschwindigkeiten führen in beiden Fällen zu erhöhten Emissionen in g/s. Dagegen zeigt der Vergleich der Streckenemissionen der Abbildung 159 mit denen der Abbildung 160 ab einer Messzeit von 800 Sekunden ein unterschiedliches Verhalten: Die kumulierten CO<sub>2</sub> Streckenemissionen in der Einheit g/km bleiben für den letzten Zeitabschnitt des NEFZ-Zyklus nahezu konstant (vgl. Abbildung 160). Die der NO<sub>x</sub> Streckenemissionen wachsen hingegen weiter an (vgl. Abbildung 159). Dies bedeutet, dass der NO<sub>x</sub>-Ausstoß im Vergleich zum CO<sub>2</sub>-Ausstoß sensitiver auf Geschwindigkeitssteigerungen reagiert. Der letzte Teil des NEFZ-Zyklus besitzt die höchsten Leistungsanforderungen und der hier dominierende Leistungsanteil wird mit  $P_{wr} \propto Z \cdot v$  als die Leistung zur Überwindung des Windwiderstandes beschrieben, welche wiederum mit der Proportionalität  $Z \propto v^2$  stark geschwindigkeitsabhängig ist. Somit steigen nach Abbildung 161 die sekundlichen Emissionen in g/s für beide Substanzen mit wachsender Geschwindigkeit an. Vergleicht man die Emissionsraten in g/s für CO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> für wachsende Geschwindigkeitsintervalle, so wächst die Emissionsrate für NO<sub>x</sub> deutlich stärker mit wachsender Geschwindigkeit als die des CO<sub>2</sub>. Dies hat zur Folge, dass die kumulierten Streckenemissionen im letzten Zeitabschnitt des NEFZ-Zyklus für CO<sub>2</sub> nahezu konstant bleiben. Die mit anwachsender Geschwindigkeit deutlich stärker anwachsenden NO<sub>x</sub>-Emissionen (vgl. Abbildung 161) führen hingegen bei der Kalkulation der kumulierten NO<sub>x</sub> Streckenemissionen im letzten Zeitabschnitt des NEFZ-Zyklus zu einem Anstieg.

Höhere Geschwindigkeiten lassen somit nicht nur den Kraftstoffverbrauch ansteigen, sondern erhöhen gleichzeitig den Stickoxidausstoß in überproportionaler Weise.

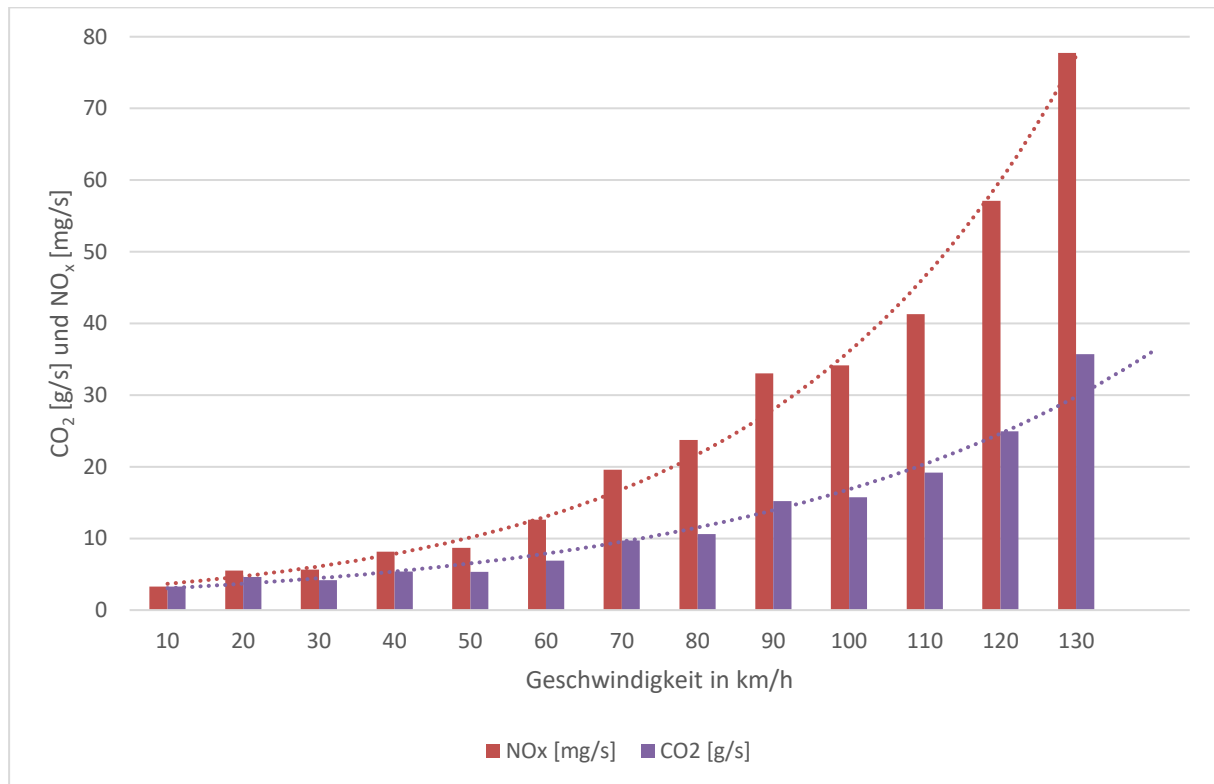


Abbildung 161: Balkendiagramm der Emissionen von CO<sub>2</sub> in g/s in blau und NO<sub>x</sub> in g/s in rot, normiert auf ein gemeinsames Niveau bei 10km/h und gemittelt in 10km/h Intervallen für alle positiven v\*b Klassen.

Die RDE-Messung basiert auf Emissionsmessungen auf der ausgewählten Route (vgl. Abbildung 154), welche den Vorgaben der Europäischen Kommission [443] an eine RDE-Messung entspricht. Die Fahrstreckenanteile bestehen aus 35% Stadtfahrt, 23% Autobahnfahrt und 42% Landstraßenfahrt. Die Emissionsdaten der RDE-Messung werden in warme und kalte Betriebsbedingungen unterteilt. Zur Ermittlung der kumulierten Emissionsfaktoren nach dem CADC- und NEFZ-Zyklus werden zunächst aus Sekundendaten Emissionsmatrizen erstellt und anschließend die jeweilige Fahrkurve nach dem CADC- oder NEFZ-Zyklus eingelesen. Im Anschluss die kumulierten Emissionsfaktoren aus den Resultaten der Matrix-Auslesungen für die jeweiligen Fahrkurven gemäß Gleichung (19) bestimmt. Bei der Bestimmung der kumulierten Emissionsfaktoren unter RDE-Bedingungen wird hingegen unmittelbar der gesamte Datensatz für die Kalkulation der kumulierten Emissionsfaktoren herangezogen.<sup>33</sup>

<sup>33</sup> Die Ergebnisse der RDE-Messungen spiegeln das durchschnittliche Emissionsverhalten unter on-board-Bedingungen wider. Aus dem Vergleich der Resultate der RDE-Messungen mit den Resultaten der Emissionsmatrizenauslesung für den CADC- und NEFZ-Fahrtverlauf wird erkennbar, in welchem Ausmaß die Emissionen für die beiden Fahrzyklen das reale Emissionsverhalten abbilden. Insbesondere kann bei dieser Vorgehensweise ein direkter Vergleich zwischen RDE-Emissionen und den Resultaten von Dynamometer-Fahrzyklen vorgenommen werden (ohne dass Abschlag-Faktoren zur Angleichung von Dynamometer-Bedingungen und RDE-Bedingungen eingeführt werden müssten. Dies liegt daran, dass sowohl die Resultate der RDE-Untersuchungen als auch die der Emissionsmatrizenauslesung auf dem gleichen Datensatz basieren (d. h. unter Einschluss von Steigungen und variablen meteorologischen Einflüssen).

---

Abbildung 162 zeigt für den konventionellen Dieselmotorkraftstoff den Einfluss ausgewählter Fahrzyklen auf die durchschnittlichen  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}_x$ -Massenemissionen. Dabei wird zwischen dem NEFZ-, RDE- und CADC Fahrzyklus unterschieden. Bei dem CADC-Zyklus wird zwischen einer städtischen innerorts Fahrt (CADC Urban) und einer Fahrt auf der Autobahn (CADC Motorway) differenziert. Die Abgasnorm Euro-5 setzt für das Versuchsfahrzeug mit einem Gewicht größer als 1760kg einen CO-Emissionsgrenzwert von 740 mg/km und für  $\text{NO}_x$  einen Emissionsgrenzwert von 280 mg/km fest. Abbildung 162 macht deutlich, dass die  $\text{NO}_x$ -Emissionsgrenzwerte in keinem der Testzyklen eingehalten werden. Der CADC-Motorway Zyklus ist geprägt durch hohe Geschwindigkeiten und führt daher zu besonders hohen  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren, welche um etwa 50 % höher liegen als die der übrigen Fahrzyklen.

Der CO-Emissionsgrenzwert wird unter Berücksichtigung der RDE-Bedingungen und des CADC-Motorway Fahrzyklus eingehalten. Unter dem CADC-Urban und dem NEFZ-Zyklus wird der CO-Emissionsgrenzwert nicht eingehalten. Der Abgasgrenzwert von 740 mg/km für Kohlenstoffmonoxid wird im realen Fahrbetrieb und bei dem CADC-Motorway Zyklus unterschritten, hingegen liegt der ermittelte Wert aus dem NEFZ-Zyklus mit 752 mg/km und der Wert des CADC-Urban Fahrzyklus mit 1313 mg/km oberhalb des Grenzwertes. Kohlenstoffmonoxid besitzt die Eigenschaft, auf Laständerungen mit steilen Emissionsspitzen zu reagieren. Dies ist wiederum auf den Fahrzyklen-spezifisch: Der RDE-Betrieb enthält deutlich mehr kontinuierliche und gleichmäßige Beschleunigungsphasen im Vergleich zu den häufigen steilen Geschwindigkeitsänderungen des NEFZ-Zyklus. Dies erklärt die beobachteten hohen CO-Emissionsfaktoren für den NEFZ-Zyklus.

Weder für  $\text{CO}_2$  noch für  $\text{N}_2\text{O}$  existieren gesetzlich-reglementierte Abgasgrenzwerte, jedoch ist zu beobachten, dass der streckenbezogene durchschnittliche Emissionsfaktor für  $\text{N}_2\text{O}$  unter realen Verkehrsbedingungen im RDE-Betrieb den vergleichsweise kleinsten Wert aufweist. Der Emissionsfaktor basierend auf dem NEFZ-Zyklus beträgt 4.7 mg/km, des CADC-Motorway 3.9 mg/km und der Emissionsfaktor des CADC-Urban mit 8.1 mg/km weist den größten Wert auf. Sowohl die  $\text{CO}_2$ -Emissionsfaktoren für RDE mit 215 g/km, NEFZ mit 222 g/km, CADC-Urban mit 308 g/km als auch der CADC-Motorway mit 282 g/km übersteigen die durchschnittlichen  $\text{CO}_2$ -Emissionen neu zugelassener Personenkraftwagen in Deutschland, welche 118 g/km im Jahr 2021 betragen [447].

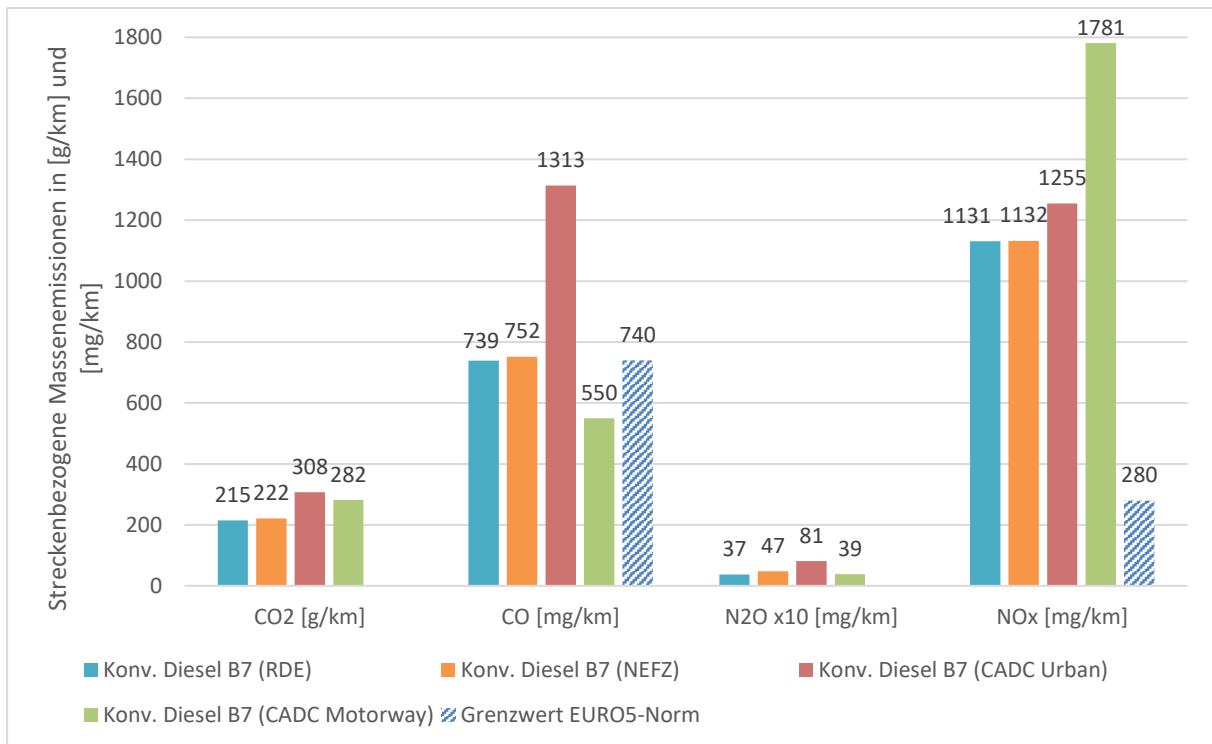


Abbildung 162: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für CO, N<sub>2</sub>O und NO<sub>x</sub> für den konventionellen Diesel B7.

Anschließend wurde untersucht, wie sich die NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für verschiedene alternative Kraftstoffe bei Änderung des Fahrverhaltens auswirken. Abbildung 163 beschreibt für die untersuchten konventionellen und alternativen dieselartige Kraftstoffe die relative Änderung der durchschnittlichen NO<sub>x</sub>-Massenemissionen unter RDE-Bedingungen bezogen auf die durchschnittlichen NO<sub>x</sub>-Massenemissionen unter Berücksichtigung des NEFZ-Fahrzyklusses. Hierbei zeigen negative Werte eine Reduktion und positive Werte eine Zunahme der durchschnittlichen NO<sub>x</sub>-Emissionswerte für den jeweiligen Kraftstoff. Abbildung 163 zeigt für den konventionellen Diesel und R33 Blue Diesel keine Unterschiede hinsichtlich der Fahrzyklen. In beiden Fällen werden sowohl unter Berücksichtigung der RDE-Bedingungen als auch unter Berücksichtigung des NEFZ-Fahrzyklus die gleichen streckenbezogenen NO<sub>x</sub>-Massenemissionen ausgestoßen. Bei Einsatz des GtL-Diesels sind die NO<sub>x</sub>-Emissionen unter RDE-Bedingungen um 2 % kleiner als für den NEFZ-Zyklus. Die Emissionen unter RDE-Bedingungen liegen bei FAME RME Diesel um 9 %, bei CARE HVO Diesel um 10 % und bei FAME UCOME Diesel um 22 % höher als die Emissionen gemäß des NEFZ-Zyklus.



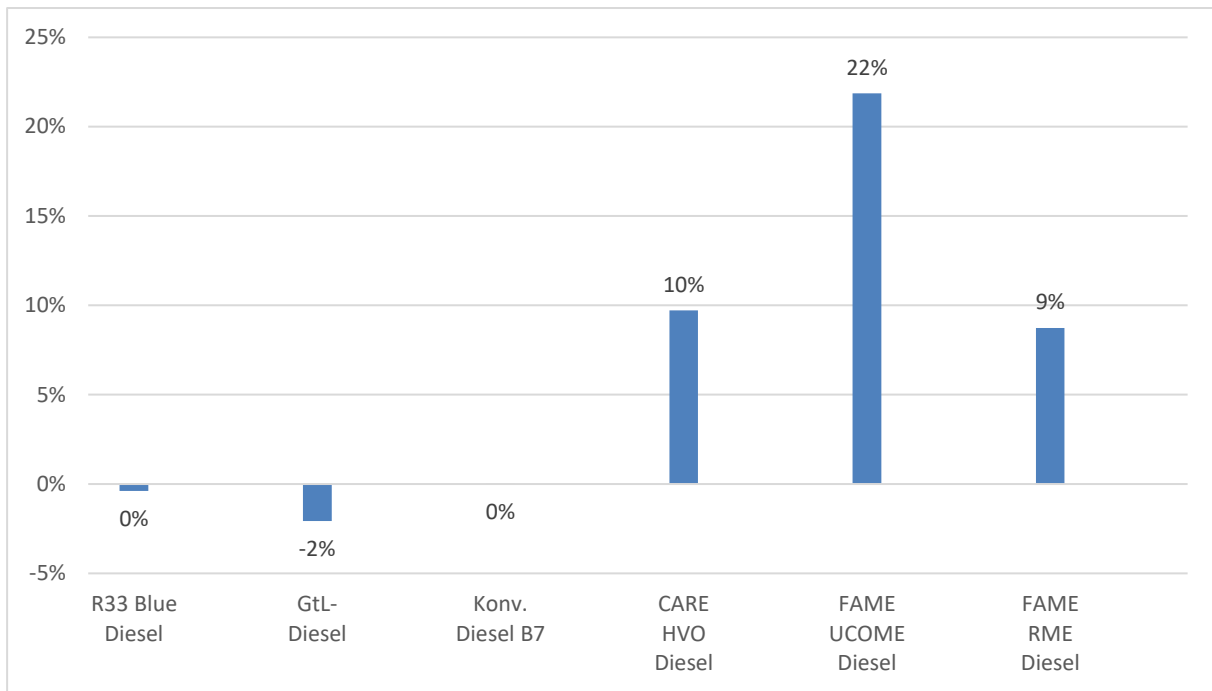


Abbildung 163: Relative Änderung der durchschnittlichen  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren unter RDE-Bedingungen bezogen auf die durchschnittlichen  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren des NEFZ Fahrzyklus in % für die untersuchten dieselartige Kraftstoffe.

Zusammenfassend ergeben sich hinsichtlich der verwendeten Fahrzyklen folgende Kernaussagen unterteilt nach Resultaten für den konventionellen und alternative dieselartige Kraftstoffe:

- Kernaussagen zum konventionellen Dieselkraftstoff:
  - Die Wahl des Fahrzyklus hat einen bedeutsamen Einfluss auf die streckenbezogenen Emissionen. Der Einsatz des CACD-Motorway Fahrzyklus führt zu einer Erhöhung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen um 57 % gegenüber den Emissionen unter RDE-Bedingungen.
  - Der Einsatz des CACD-Urban Fahrzyklus führt zu einer Erhöhung der CO-Emissionen um 77 % gegenüber den Emissionen unter RDE-Bedingungen.
  - Der Vergleich der  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}_x$ -Emissionen zwischen dem NEFZ-Fahrzyklus und den RDE-Bedingungen zeigt für den konventionellen Dieselkraftstoff keine signifikanten Unterschiede und die relativen Änderungen liegen unterhalb von 5 %.
- Kernaussage zu alternativen dieselartigen Kraftstoffen:
  - Die Wahl des Fahrzyklus hat bei den untersuchten dieselartigen Kraftstoffen unterschiedliche Auswirkungen auf die  $\text{NO}_x$ -Emissionen. Unter RDE-Bedingungen haben die  $\text{NO}_x$ -Emissionen des FAME UCOME Diesel mit 22 % gegenüber dem NEFZ-Fahrzyklus die größte Steigerung. Dagegen erzielt der GtL-Diesel mit 2 % die größte Reduktion unter RDE-Bedingungen gegenüber den Emissionen unter dem NEFZ-Fahrzyklus.

### Bestimmung von Emissionsfaktoren aus den on-board Messungen für verschiedene dieselartige Kraftstoffe

Das methodische Vorgehen zur Ermittlung der streckenbezogenen durchschnittlichen Emissionsfaktoren umfasst das Erstellen der Emissionsmatrizen nach Abbildung 155, das Generieren eines zeitlichen Verlaufs für einen bestimmten Fahrzyklus nach Abbildung 159 und die anschließende

Berechnung der streckenbezogenen Emissionsfaktoren in g/km und mg/km wie in Abbildung 162 gezeigt. Die ermittelten Daten nehmen Bezug auf mehr als jeweils 15000 Datenpunkte für jeden der untersuchten Kraftstoffe.

Als Vergleichsmaßstab des Emissionsverhaltens zur Bewertung der unterschiedlichen Kraftstoffe wurden die ermittelten Sekundendaten zunächst in Emissionsmatrizen überführt und anschließend wurde die Fahrkurve des NEFZ-Fahrzyklus in die Emissionsmatrizen eingelesen. Abbildung 164 zeigt die normierten kumulierten Emissionsfaktoren in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub>. Hierbei wurden neben dem konventionellen Diesel, der R33 Blue Diesel, GtL-Diesel, CARE Diesel, Biodiesel FAME UCOME und FAME RME untersucht. Hinsichtlich der NO<sub>x</sub>-Emissionen erzielt der Biodiesekraftstoff FAME UCOME mit 800 mg/km den vergleichsweise niedrigsten und der GtL-Diesel mit 1197 mg/km den vergleichsweise höchsten Wert unter den dieselartigen Kraftstoffen. Wird aus dem on-board-Emissionsmatrizen das Emissionsverhalten für die Fahrkurve des NEFZ-Fahrzyklus herangezogen, so erreicht einzig der GtL-Diesel höhere durchschnittliche NO<sub>x</sub>-Emissionen als der konventionelle Diesel, alle anderen Kraftstoffe weisen niedrigere durchschnittliche NO<sub>x</sub>-Emissionen auf. Alle untersuchten diesel-basierten Kraftstoffe überschreiten den NO<sub>x</sub>-Grenzwert der Euro-5 Abgasnorm von 280 mg/km um mehr als einen Faktor 3.

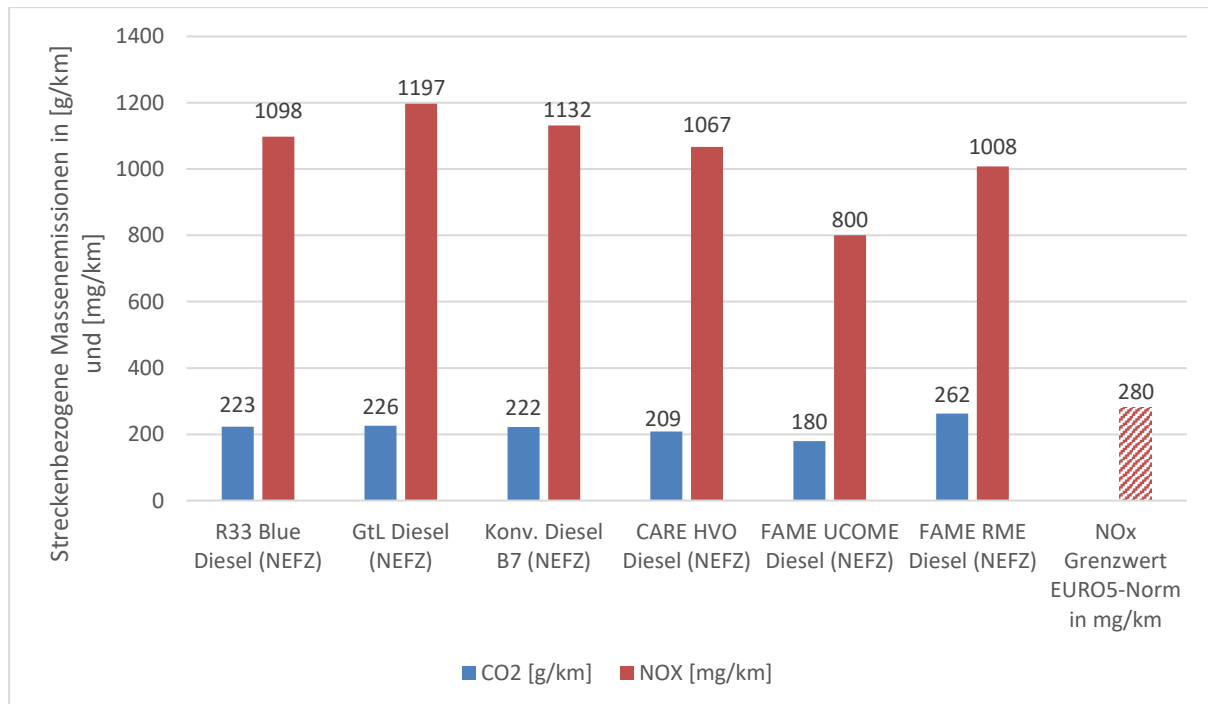


Abbildung 164: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub> für die untersuchten konventionellen und alternativen dieselartige Kraftstoffe für den NEFZ-Fahrzyklus unter warmen Betriebsbedingungen.

Eine analoge Untersuchung wurde für die in der Tabelle 49 gelisteten dieselartige Kraftstoffe für reale Verkehrsbedingungen (RDE). Die Abbildung 165 listet die durchschnittlichen Emissionsfaktoren in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub> auf<sup>34</sup>. Hinsichtlich der NO<sub>x</sub>-Emissionen erzielen Kraftstoffe wie der

<sup>34</sup> Eine mögliche Erklärung hinsichtlich der unterschiedlichen streckenbezogenen CO<sub>2</sub>-Massenemissionen sind die Unterschiede der Heizwerte der untersuchten Kraftstoffe.

Biodieselskraftstoff FAME RME mit 1096 mg/km, der Biokraftstoff FAME UCOME mit 975 mg/km und der R33 Blue Diesel mit 1094 mg/km niedrigere Emissionswerte verglichen mit den 1131 mg/km des konventionellen Diesels. Dagegen erreicht der GtL-Diesel  $\text{NO}_x$ -Werte von 1172 mg/km unter realen Fahrbedingungen und liegt analog zu der Abbildung 164 oberhalb der Emissionswerte des konventionellen Diesels. Weiterhin sind die Emissionen des CARE HVO Diesel mit 1171 mg/km höher als die durchschnittlichen Emissionen des fossilen Diesels. Die in Abbildung 165 illustrierten dieselbasierten Kraftstoffe überschreiten den  $\text{NO}_x$ -Grenzwert der Euro-5 Abgasnorm von 280 mg/km um einen Faktor 3 bis 4.

Ein Vergleich der durchschnittlichen Emissionswerte für den NEFZ-Fahrzyklus in der Abbildung 164 und der durchschnittlichen Emissionswerte unter RDE-Bedingungen in der Abbildung 165 verdeutlichen die Unterschiede des durchschnittlichen  $\text{NO}_x$ -Ausstoßes für Kraftstoffe bei Anwendung verschiedener Fahrzyklen. Die Emissionen von dem CARE HVO Diesel nehmen um 10%, die vom FAME UCOME Diesel um 22% und die vom FAME RME Diesel um 9% zu. Dabei bleiben die  $\text{NO}_x$ -Werte von dem R33 Blue Diesel und die von dem konventionellen Diesel nahezu konstant. Die durchschnittlichen Emissionen des GtL-Diesels nehmen um 2% unter den realen Fahrbedingungen ab.

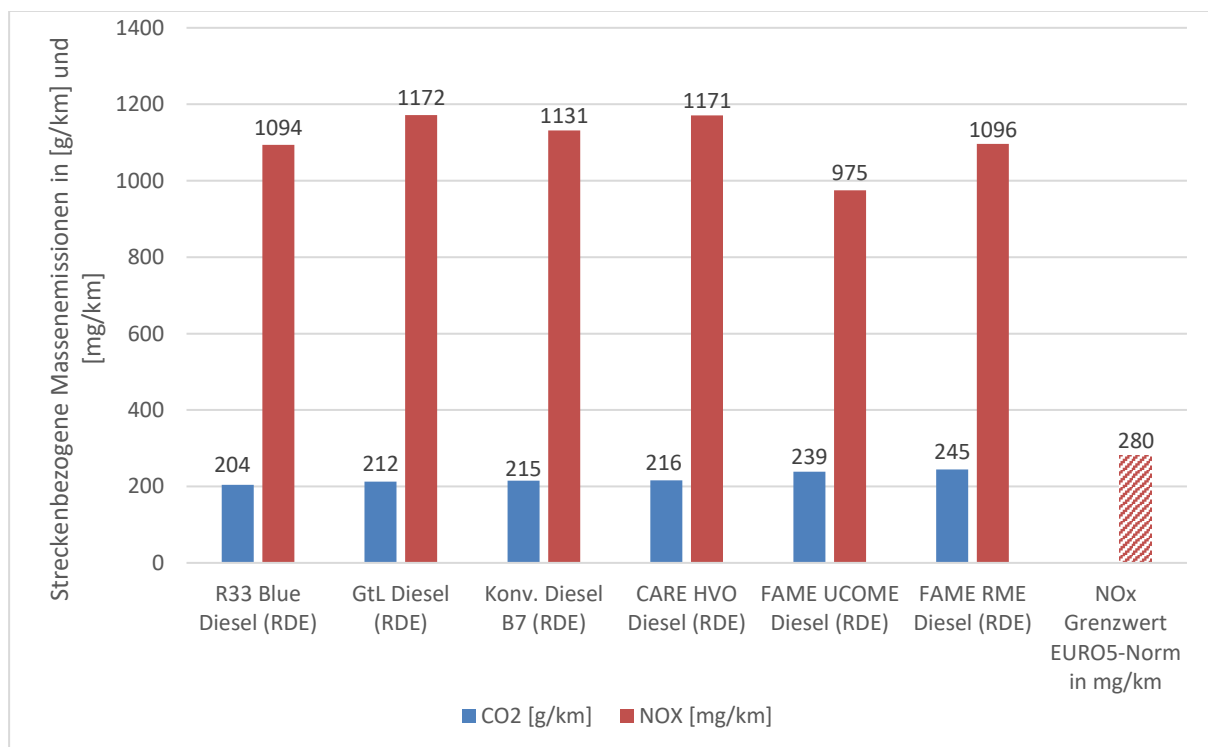


Abbildung 165: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub> für die untersuchten konventionellen und alternativen Dieselartige Kraftstoffe unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) unter warmen Betriebsbedingungen.

Basierend auf den durchschnittlichen Emissionsfaktoren der RDE-Bedingungen in der Abbildung 165 wurde der konventionelle Dieselskraftstoff als Vergleichsmaßstab für die Bestimmung der relativen Änderung von  $\text{NO}_x$ -Emissionen gesetzt. Die relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren der untersuchten Diesel-Kraftstofftypen für  $\text{NO}_x$  bezogen auf den  $\text{NO}_x$ -Emissionswert des meistgenutzten konventionellen Dieselskraftstoffs ist in der Abbildung 166 dargestellt. In Abbildung 166 kennzeichnen negative Werte eine Verminderung und positive Werte eine Zunahme der durchschnittlichen Emissionswerte für den jeweiligen Kraftstoff. Bis auf den GtL-

Diesel und dem CARE HVO Diesel verzeichnen alle untersuchten Kraftstoffe unter der Berücksichtigung von realen Verkehrsbedingungen (RDE) im Straßenverkehr eine Verminderung der durchschnittlichen  $\text{NO}_x$ -Emissionen verglichen mit denen des konventionellen Dieseldieselkraftstoffs. Dabei verzeichnet der Biodiesel FAME RME mit 3.1 % die niedrigste und der Biodiesel FAME UCOME mit 13.8 % die höchste Verminderung der Emissionen. Die Analyse des GtL-Diesels zeigt eine Zunahme um 3.6 % und die des CARE HVO Diesel um 3.5 % der Stickstoffdioxidemissionen gegenüber denen des konventionellen Diesels. Unter den untersuchten Kraftstoffen weisen für den GtL-Diesel sowohl für den NEFZ-Zyklus (vgl. Abbildung 164) als auch für die RDE-Bedingungen (vgl. Abbildung 165) höhere  $\text{NO}_x$ -Emissionswerte als der gewöhnliche Diesel auf.

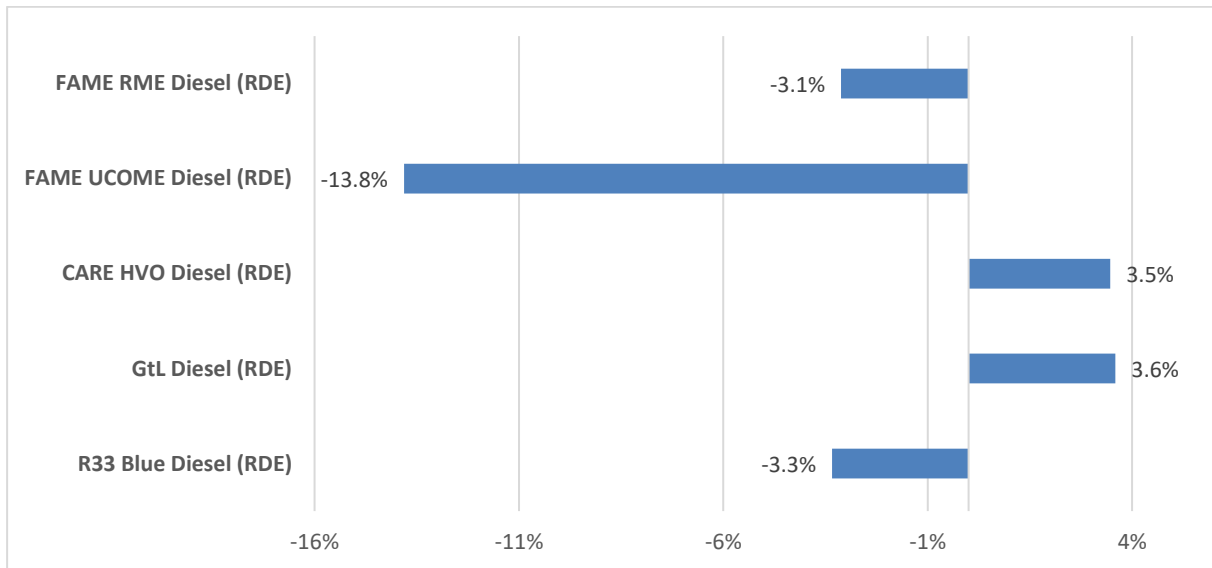


Abbildung 166: Relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für  $\text{NO}_x$  bezogen auf den meistgenutzten konventionellen Dieseldieselkraftstoff in % unter realen Verkehrsbedingungen (RDE).

### Bestimmung von Emissionsfaktoren aus den on-board Messungen für benzinartige Kraftstoffe

Eine Auswertung der untersuchten benzinartigen Kraftstoffe wurde unter der Berücksichtigung des WLTP-Fahrzyklus durchgeführt und zeigt in Abbildung 167 die durchschnittlichen Emissionsfaktoren in  $\text{g}/\text{km}$  für  $\text{CO}_2$  und in  $\text{mg}/\text{km}$  für  $\text{NO}_x$ . Hierbei wurden neben dem konventionellen Benzin E10, der Ultimate 102 und das Alkylatbenzin 4T untersucht. Hinsichtlich der  $\text{NO}_x$ -Emissionen erzielt das Alkylatbenzin 4T mit  $7 \text{ mg}/\text{km}$  den vergleichsweise niedrigsten und der konventionelle Super E10 mit  $8.7 \text{ mg}/\text{km}$  den vergleichsweise höchsten Wert unter den benzinartigen Kraftstoffen. Alle untersuchten benzinartigen Kraftstoffe unterschreiten mit Werten unterhalb von  $10 \text{ mg}/\text{km}$  den  $\text{NO}_x$ -Grenzwert der Euro-6<sup>35</sup> Abgasnorm von  $60 \text{ mg}/\text{km}$  und liegen mit ihrem  $\text{NO}_x$ -Ausstoß somit um mehr als einen Faktor 6 niedriger als der zulässige Grenzwert.

<sup>35</sup> Da seit dem Jahr 2018 für die Zertifizierung der EURO-6-Fahrzeuge der WLTP-Zyklus maßgeblich ist, wurde hier als Vergleichsbasis die WLTP-Fahrkurve in die Emissionsmatrizen eingegeben.

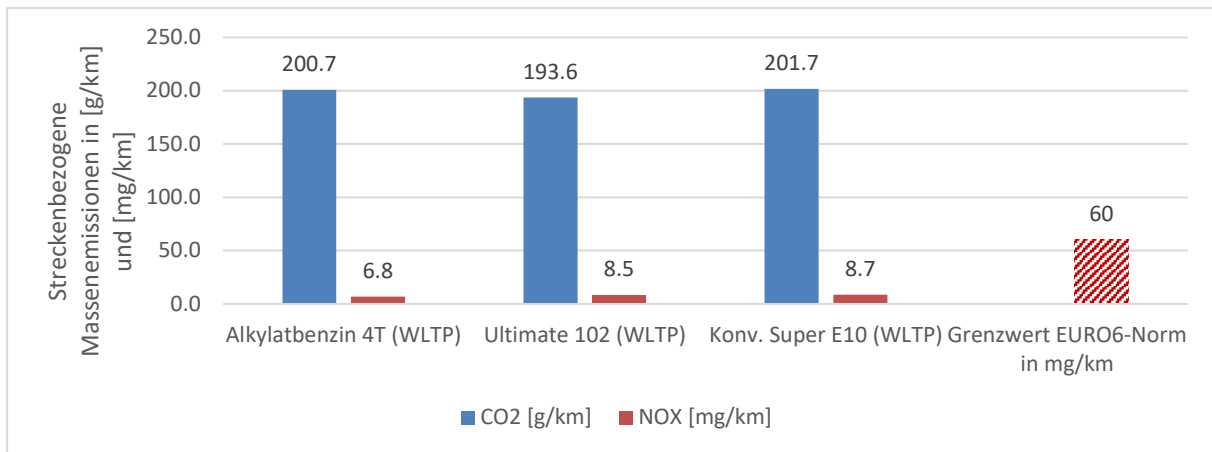


Abbildung 167: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub> für den untersuchten konventionellen und die alternativen benzinartigen Kraftstoffe für den WLTP-Fahrzyklus unter warmen Betriebsbedingungen.

Die Auswertung der in Tabelle 49 gelisteten benzinartige Kraftstoffe unter der Berücksichtigung von realen Verkehrsbedingungen (RDE)<sup>36</sup> zeigt in Abbildung 168 die durchschnittlichen Emissionsfaktoren in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub>. Im Hinblick auf die NO<sub>x</sub>-Emissionen erzielen das Alkylatbenzin 4T und der konventionelle Super E10 mit 6.5 mg/km niedrigere Emissionswerte verglichen mit den 9.6 mg/km des Ultimate 102. Unter RDE-Bedingungen liegen die NO<sub>x</sub>-Emissionen des Ultimate 102 deutlich höher als die des gewöhnlichen konventionellen Otto-Kraftstoffes, unter WLTP-Bedingungen ist der NO<sub>x</sub>-Ausstoß geringfügig niedriger als für den konventionellen Kraftstoff Super E10. Die in Abbildung 168 illustrierten NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren benzinartiger Kraftstoffe liegen alle unterhalb des gesetzlich festgelegten NO<sub>x</sub>-Grenzwertes der Euro - 6 Abgasnorm von 60 mg/km und unterschreiten diesen mindestens um einen Faktor 6.

Ein Vergleich der durchschnittlichen Emissionswerte für den WLTP-Fahrzyklus (Abbildung 167) mit den der durchschnittlichen Emissionswerte unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) (Abbildung 168) zeigt eine Zunahme des durchschnittlichen NO<sub>x</sub>-Ausstoßes für Kraftstoffe unter RDE-Bedingungen. Dabei wird unter RDE-Bedingungen bei Verwendung von Ultimate 102 13% mehr NO<sub>x</sub> emittiert, bei Alkylatbenzin 4T (4 % Steigerung) und bei Verwendung von Super E10 26 % mehr NO<sub>x</sub> emittiert als unter WLTP-Bedingungen.

<sup>36</sup> Im Unterschied zu der Auswertung der Emissionsmatrizen bezüglich des Emissionsverhaltens für eine vorgegebene Dynamometer-Fahrkurve (WLTP-Zyklus) wurden für die RDE-Bedingungen die Emissionen sämtlichen Sekundendaten des on-board-Fahrtverlaufes herangezogen.

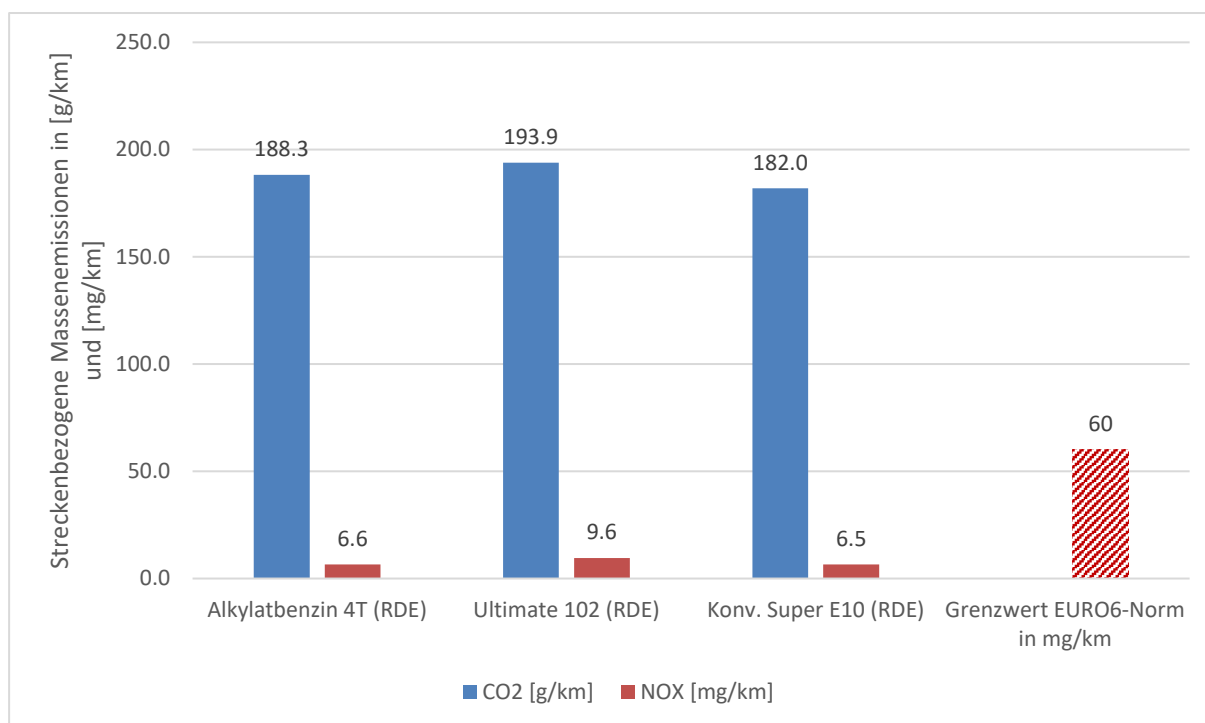


Abbildung 168: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO<sub>2</sub> und in mg/km für NO<sub>x</sub> für die untersuchten konventionellen und alternativen benzinartigen Kraftstoffe unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) unter warmen Betriebsbedingungen.

In Abbildung 166 wurde der NO<sub>x</sub>-Emissionsausstoß des meistgenutzten konventionellen Ottokraftstoffs gegenüber dem Ultimate 102 und dem Alkylatbenzin als Vergleichsmaßstab für die Bestimmung der relativen Änderung von NO<sub>x</sub>-Emissionen gesetzt<sup>37</sup>. Basierend auf der Referenzroute unter realen Fahrbedingungen wurde für alle untersuchten benzinartigen Kraftstofftypen die relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> bezogen auf den NO<sub>x</sub>-Emissionswert des konventionellen Super E10 berechnet. In Abbildung 169 verdeutlichen negative Werte eine Reduktion und positive Werte eine Zunahme der durchschnittlichen Emissionswerte für den jeweiligen Kraftstoff. Sowohl bei Betankung mit Ultimate 102 als auch mit Alkylatbenzin 4T wird unter Berücksichtigung von realen Verkehrsbedingungen (RDE) im Straßenverkehr eine deutliche Veränderung der durchschnittlichen NO<sub>x</sub>-Emissionen verglichen mit dem konventionellen Ottokraftstoff beobachtet. Dabei wird für das Ultimate 102 eine Zunahme von 48 % und für das Alkylatbenzin 4T mit 1 % eine Zunahme der NO<sub>x</sub>-Emissionen gegenüber dem Referenzkraftstoff beobachtet. Wird hingegen die relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> unter WLTP-Bedingungen betrachtet, so ergibt sich im Vergleich zum Referenz-Kraftstoff Super E10 beim Ultimate 102 eine Reduktion des NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktors um 3 % und bei dem Alkylatbenzin 4T um 22 %. Dies macht deutlich, dass eine Bewertung des Kraftstoffes stark abhängig von der Wahl der Untersuchungsbedingungen ist (vgl. Ultimate RDE in Abbildung 168 und WLTP in Abbildung 167). Allerdings deutet sich im Fall von Ultimate 102 für beide Untersuchungsbedingungen ein Anstieg des

<sup>37</sup> Untersuchungen zum Ottokraftstoff E5 mit 5 % Ethanolanteil erfolgen in der laufenden Dissertation.



NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktors gegenüber dem des konventionellen Kraftstoffes an, während das Alkylatbenzin im Mittel niedrigere NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren aufweist.<sup>38</sup>

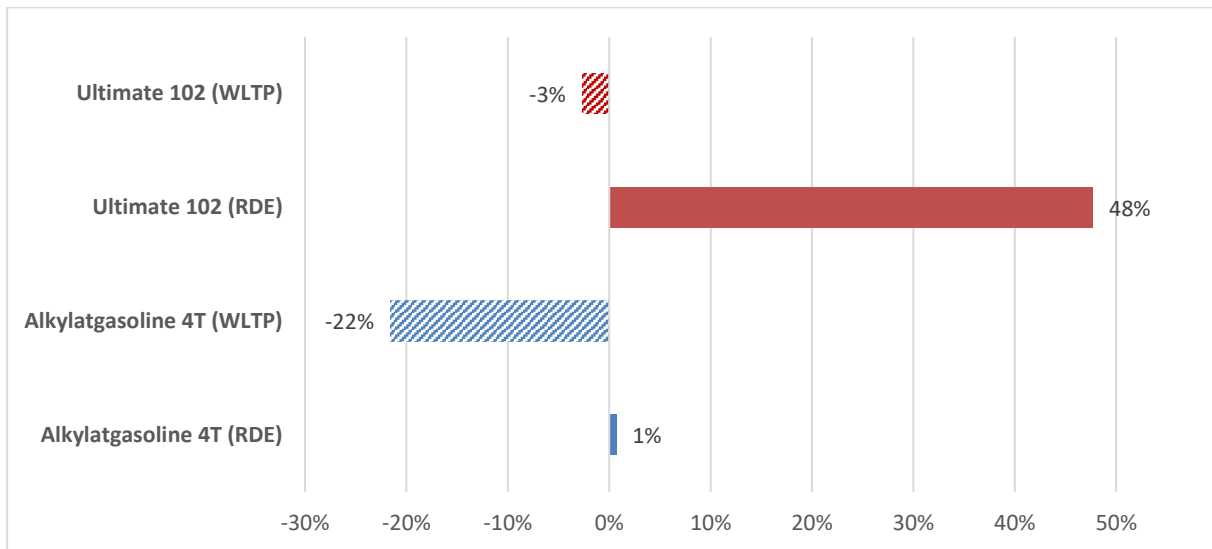


Abbildung 169: Relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> bezogen auf den meistgenutzten konventionellen Ottokraftstoff Super E10 in % unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) und für die Bedingungen des WLTP-Zyklusses.

Die Analysen der NO<sub>x</sub>-Emissionen der dieselartige Kraftstoffe in der Abbildung 164 bis Abbildung 166 und der benzinartigen Kraftstoffe in der Abbildung 167 bis Abbildung 169 stützen sich auf die absoluten Emissionswerte und berücksichtigen nicht die unterschiedlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen der jeweiligen Kraftstoffe. Wie zuvor erwähnt, ist der gemessene CO<sub>2</sub>-Ausstoß eines Fahrzeuges äquivalent zu dessen Kraftstoffverbrauch. Um die einfachere Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Kraftstoffe zu ermöglichen, wurden verbrauchsbezogenen NO<sub>x</sub>-Emissionswerte gebildet. Die in der Abbildung 170 illustrierten NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> Verhältnisse weisen somit eine proportionale Abhängigkeit von CO<sub>2</sub> und verbrauchtem Liter Kraftstoff auf und erleichtern eine vergleichende Bewertung des Emissionsverhaltens verschiedener Kraftstoffe unter Berücksichtigung vorgegebener Gesamtkilometerleistungen.

In Abbildung 170 zeigt das Balkendiagramm die Höhe der NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> Verhältnisse multipliziert mit dem Faktor 1000. Hierbei werden im oberen Teil der Abbildung 170 dieselartige Kraftstoffe und im unteren Teil benzinartige Kraftstoffe gegenübergestellt. Größere NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> Verhältnisse sind ein Maß für höhere NO<sub>x</sub>-Emissionen pro verbrauchtem Liter Kraftstoff. Das Alkylatbenzin 4T weist mit 0.03 das vergleichsweise niedrigste und der GtL-Diesel weist mit 5.02 das größte NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> Verhältnis auf. Das durchschnittliche NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> -Verhältnis aller dieselartige Kraftstoffe mit 5.02 mg/g ist verglichen mit dem durchschnittlichen NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub>-Verhältnis mit 0.04 mg/g der untersuchten benzinartigen Kraftstoffe um einen Faktor 125 größer. Ein Grund für diesen Unterschied ist die für EURO-5 Diesel-Fahrzeuge nicht vorgeschriebene Abgas-Reduzierung für NO<sub>x</sub>-Abgasemissionen (verwendetes Fahrzeug: VW T5

<sup>38</sup> Die weitaus umfassenderen Untersuchungsbedingungen unter RDE-Bedingungen sollten bei der Gewichtung der Resultate ebenfalls in Betracht gezogen werden, da die gesammelten Emissionsdaten unter RDE-Bedingungen mit einer Dauer von über 1.5 Stunden ein größeres Leistungs- und Emissionsspektrum abbilden als die Emissionsdaten unter dem WLTP-Zyklus mit einer Dauer von 30 Minuten.

2.0 TDI). Das für die Untersuchungen an Benzinfahrzeugen verwendete Modell Opel Astra K mit der Abgasnorm Euro-6 war hingegen als Benzinmotor mit einem 3-Wege-Katalysator ausgestattet.

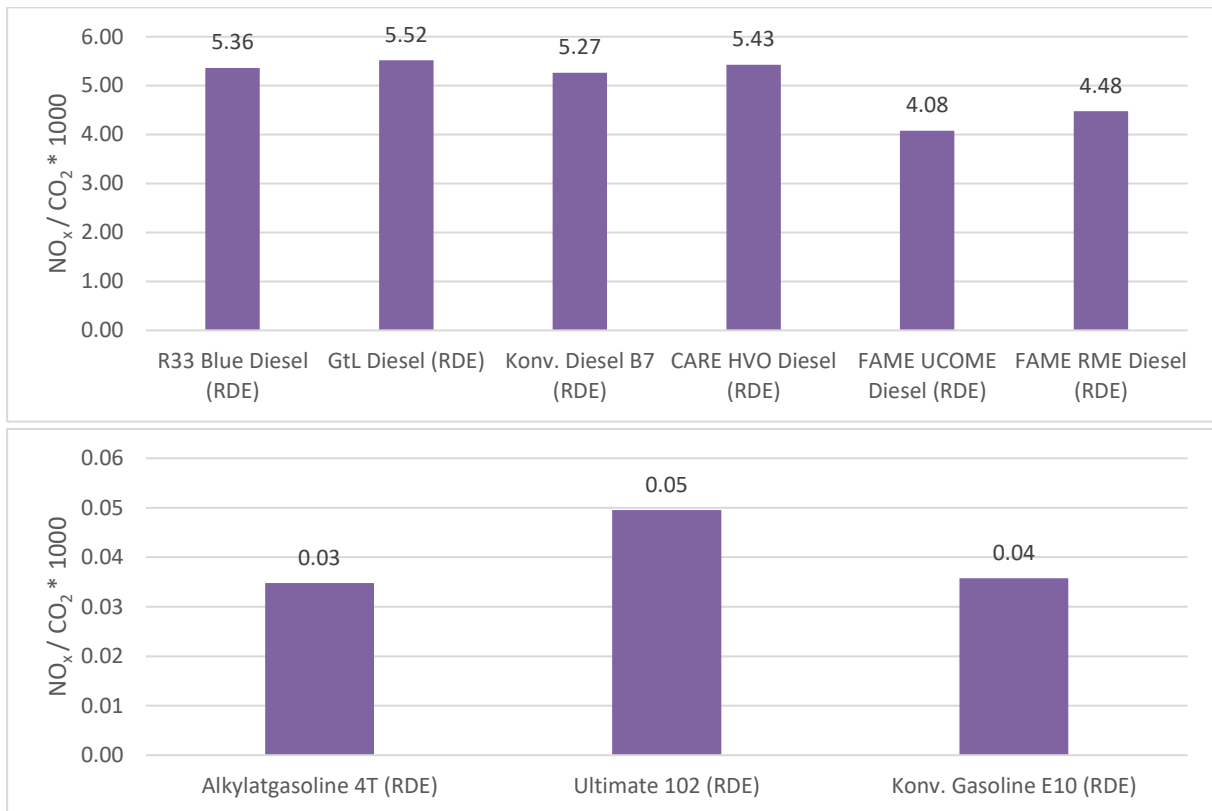


Abbildung 170: NO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> Verhältnisse (Multipliziert mit 1000) von diesel- und benzinartigen Kraftstoffen basierend auf durchschnittlichen Emissionswerten von konventionellen sowie alternativer dieseartiger- und benzinartiger Kraftstoffe unter warmen Betriebsbedingungen.

### Einordnung der Kaltstartemissionen für dieselartige Kraftstoffe

Die Beiträge des Kaltstarts wurden ermittelt, indem die Emissionen in den ersten 300 s nach einem Kaltstart analysiert wurden. Als Kaltstart ist der Betriebsstart des Motors im kalten Zustand definiert, nachdem der Fahrzeugmotor mindestens 20 Stunden bei einer Raumtemperatur von 15°C abgestellt war. In der Abbildung 171 sind für den konventionellen Diesel, die auf die Gesamtemissionen normierten kumulierten Emissionen von CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC einer realen Messfahrt (Dauer von 1500 s) auf der Referenzroute mit Kaltstart und dem dazugehörigen Geschwindigkeitsprofil dargestellt. Zusätzlich wurden die normierten kumulierten NO- und NO<sub>2</sub>-Emissionen, welche zusammen die Summe der NO<sub>x</sub>-Massenemissionen bilden, separat dargestellt. Des Weiteren sind für die verschiedenen Emissionen die Anteile während der ersten 300 s an den kumulierten Emissionen der Messfahrt aufgeführt. Die Kaltstartemissionsanteile der dargestellten Messfahrt betragen für CO<sub>2</sub> 16.7%, für CO 25.2 %, für NO<sub>x</sub> 14.4 %, für N<sub>2</sub>O 23.5 %, für HC 23.3 %, für NO 15.9 % und für NO<sub>2</sub> 10.1 %.

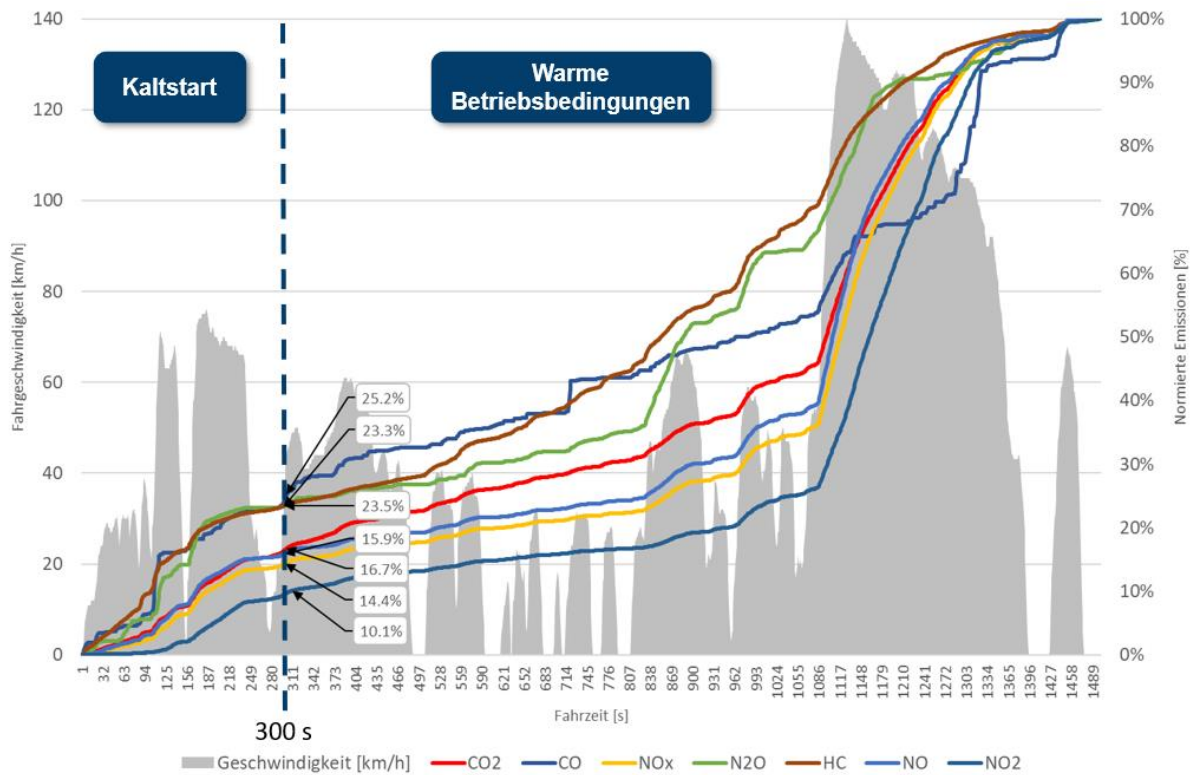


Abbildung 171: Normierte kumulierte Massenemissionen von CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC des VW T5 2.0 TDI Euro-5 betrieben mit konventionellen Diesel während einer Messfahrt auf einer Teilstrecke (0-1500 s) der ausgewählten Referenzroute.

Die Kaltstartemissionen-Beiträge wurden über pauschale Zuschlagsfaktoren definiert, welche zur besseren Übersicht als Emissionsanstiege im Vergleich mit den Emissionsfaktoren im warmen Betriebszustand aufgelistet werden. Tabelle 50 zeigt für die Schadstoffe CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC Zuschlagsfaktoren zur Bestimmung der Kaltstartmassenemissionen in den ersten 300 s (gegenüber den kumulierten Massenemissionen während des restlichen Fahrverlaufes von 1200 s) für die in der Tabelle 49 gelisteten unterschiedlichen konventionellen und alternativen dieselartigen Kraftstoffe. Für diesen Vergleich wurde von den absoluten Werten abstrahiert und es wurden relative Zuschlagsfaktoren gebildet, um den Vergleich zu erleichtern und den Effekt zwischen kalten und warmen Betriebsbedingungen zu veranschaulichen.

Für Anwendungszwecke empfiehlt sich die Verwendung der in Tabelle 50 aufgelisteten absoluten Emissionsfaktoren für kalte und warme Betriebsbedingungen.

Tabelle 50: Relative Zuschlagsfaktoren und die dazugehörige Standardabweichung zur Bestimmung der Kaltstartemissionen  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und HC für die untersuchten konventionellen und alternativen dieselartigen Kraftstoffe (Bedingungen: Kaltstartphase: 300 s, Dauer der warmen Betriebsbedingungen: 1200 s) basierend auf Mittelwerten von 4 Messfahrten pro Kraftstoff. Angegeben sind die Emissions-Verhältnisse für kalte und warme Bedingungen für jeweils gleiche Zeitintervalle.

Kraftstofftyp	$\text{CO}_2 \pm \sigma$	CO $\pm \sigma$	$\text{NO}_x \pm \sigma$	$\text{N}_2\text{O} \pm \sigma$	HC $\pm \sigma$
Diesel B7	$1.21 \pm 0.03$	$1.6 \pm 0.59$	$0.92 \pm 0.06$	$4.54 \pm 2.41$	$1.78 \pm 0.08$
GtL-Diesel	$1,25 \pm 0.06$	$2.19 \pm 0.48$	$1.00 \pm 0.08$	$5.75 \pm 4.59$	$6.33 \pm 0.35$
R33 Blue Diesel	$1.33 \pm 0.04$	$1.66 \pm 0.53$	$0.95 \pm 0.11$	$3.08 \pm 0.63$	$2.40 \pm 1.33$
C.A.R.E Diesel	$1.25 \pm 0.05$	$1.5 \pm 0.15$	$0.99 \pm 0.05$	$5.03 \pm 4.22$	$4.99 \pm 1.20$
Biodiesel FAME RME	$1.22 \pm 0.04$	$1.47 \pm 0.6$	$1.06 \pm 0.07$	$9.29 \pm 1.47$	$3.26 \pm 0.81$
Biodiesel FAME UCOME	$1.22 \pm 0.10$	$1.59 \pm 0.18$	$0.92 \pm 0.10$	$3.53 \pm 7.5$	$1.41 \pm 1.25$

- Die Betrachtung der  $\text{CO}_2$ -Zuschlagsfaktoren zeigt, dass der konventionelle Diesel B7 Kraftstoff im Kaltstart 1.21-Mal höhere  $\text{CO}_2$ -Emissionen aufweist als im warmen Betriebszustand. Den vergleichsweise niedrigsten  $\text{CO}_2$ -Zuschlagsfaktor von 1.21 weist der konventionelle Dieseltreibstoff und den vergleichsweise höchsten mit 1.33 weist der R33 Blue Diesel auf.
- Hinsichtlich des CO-Zuschlagsfaktors besitzt der Biodiesel FAME RME mit 1.47 den vergleichsweise niedrigsten und der GtL-Diesel mit 2.19 den höchsten Wert.
- Bei dem  $\text{NO}_x$ -Zuschlagsfaktor weisen die untersuchten dieselartigen Kraftstoffe Werte von nahezu Eins auf und liegen in dem Bereich zwischen 0.92 für den konventionellen Diesel und 1.06 für den Biodiesel FAME RME.
- Für  $\text{N}_2\text{O}$  liegen die Zuschlagsfaktoren für Biodiesel FAME RME mit 9.29 am höchsten und für den R33 Blue Diesel mit 3.08 am niedrigsten.
- Bei den HC-Zuschlagsfaktoren weist der GtL-Diesel mit 6.33 den vergleichsweise höchsten und der Biodiesel FAME UCOME mit 1.41 den vergleichsweise niedrigsten Wert auf.<sup>39</sup>

### Einordnung der Kaltstartemissionen für benzinartige Kraftstoffe

Analog zu der Abbildung 171 wurden die auf die Gesamtemissionen normierten kumulierten Emissionen von  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und HC für den konventionellen Ottokraftstoff Super E10 ermittelt. Abbildung 172 zeigt die normierten kumulierten Massenemissionen des Opel Astra K 1.2 Turbo während einer Messfahrt (Gesamtdauer 1500 s) auf der Referenzroute mit Kaltstart. Für die untersuchten Schadstoffe sind die Anteile während der ersten 300 s den kumulierten Emissionen der

<sup>39</sup> Diese Berechnung der HC-Emissionen berücksichtigt nicht die vom Differenzdruck gesteuerten Ausheizvorgänge des Katalysators. Ausheizvorgänge der Dieselpartikelfilter führen zeitweise zu um bis zu zwei Größenordnungen höhere HC-Emissionen. Die Ergebnisse dieser Katalysatorausheiz-Untersuchungen werden aktuell in der laufenden Dissertation von Valentin Polinowski ausgearbeitet.

Messfahrt unter warmen Betriebsbedingungen gegenübergestellt. Die Kaltstartemissionsanteile der dargestellten Messfahrt betragen für CO<sub>2</sub> 23.4%, für CO 25.0%, für NO<sub>x</sub> 46.9%, für N<sub>2</sub>O 30.8%, für HC 95.8%, für NO 47.6% und für NO<sub>2</sub> 26.4%.

Abbildung 172 verdeutlicht, dass beim Versuchsfahrzeug Opel Astra K 1.2 Turbo über 95 % der gesamten Kohlenwasserstoffemissionen und mehr als 46 % der gesamten Stickstoffemissionen während des Kaltstarts erfolgen. Etwa ein Drittel des nicht reglementierten Distickstoffmonoxid werden ebenfalls während des Kaltstarts ausgestoßen.

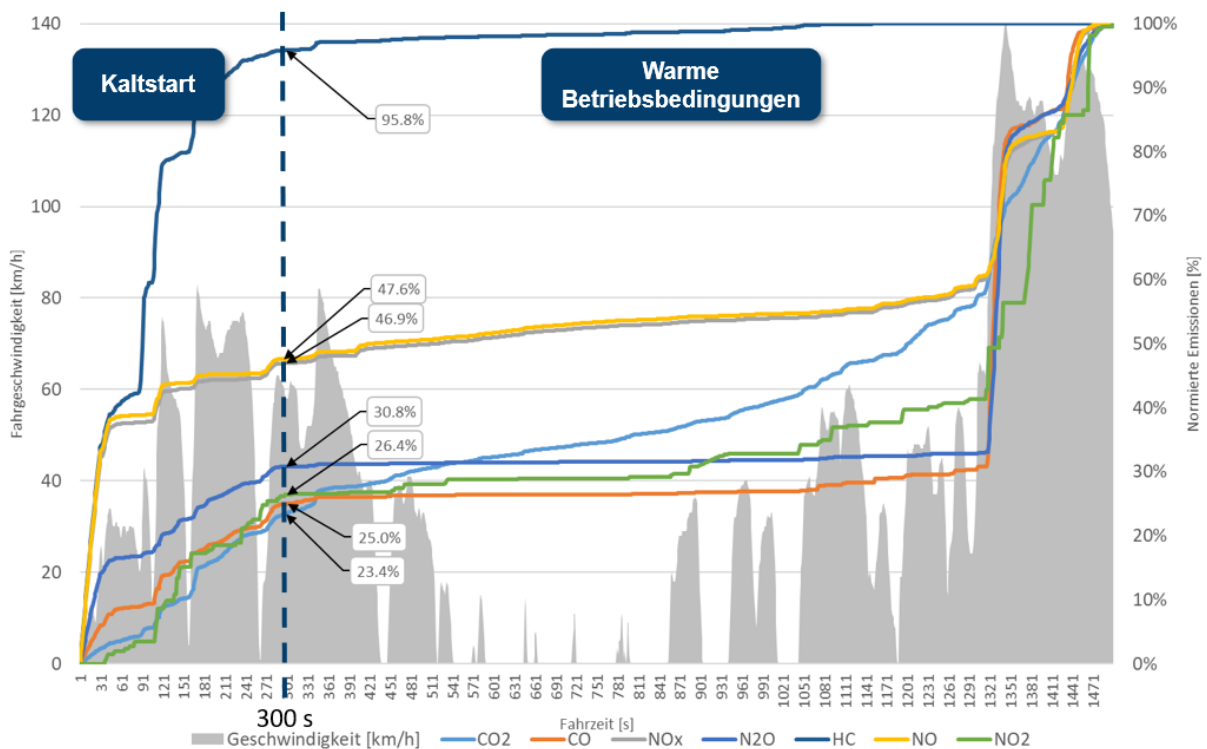


Abbildung 172: Normierte kumulierte Massenemissionen von CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC des Opel Astra K 1.2 Turbo Euro-6 betrieben mit dem konventionellen Super E10 während einer Messfahrt auf einer Teilstrecke (0-1500 s) der ausgewählten Referenzroute.

Für die benzinartigen Kraftstoffe (Versuchsfahrzeug Opel Astra K 1.2 Turbo Euro-6) wurden ebenfalls Kaltstartemissionen-Beiträge über relative Zuschlagsfaktoren definiert, welche zur besseren Übersicht als Emissionsanstiege im Vergleich mit den Emissionsfaktoren im warmen Betriebszustand aufgelistet werden. Tabelle 51 listet für drei benzinartige Kraftstoffe Zuschlagsfaktoren für die Schadstoffe CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC auf.

Tabelle 51: Relative Zuschlagsfaktoren und die dazugehörige Standardabweichung zur Darstellung der Kaltstartemissionen für CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC für die untersuchten konventionellen und alternativen benzinartige Kraftstoffe (Bedingungen: Kaltstartphase: 300 s, Dauer der warmen Betriebsbedingungen: 1200 s) basierend auf Mittelwerten von 4 Messfahrten pro Kraftstoff. Angegeben sind die Emissions-Verhältnisse für kalte und warme Bedingungen für jeweils gleiche Zeitintervalle.

Kraftstofftyp	CO <sub>2</sub> ± σ	CO ± σ	NO <sub>x</sub> ± σ	N <sub>2</sub> O ± σ	HC ± σ
Super E10	1.36 ± 0.02	1.69 ± 0.47	5.48 ± 0.80	3.16 ± 0.43	9.63 ± 0.98
Ultimate 102	1.30 ± 0.16	5.60 ± 0.14	7.32 ± 0.36	8.69 ± 0.18	15.45 ± 0.22
Alkylatbenzin 4T	1.22 ± 0.01	0.80 ± 0.05	6.15 ± 0.37	1.23 ± 0.06	3.79 ± 0.09

- Der Vergleich der CO<sub>2</sub>-Zuschlagsfaktoren zeigt, dass der konventionelle Super E10 Kraftstoff im Kaltstart 1.36-Mal höhere CO<sub>2</sub>-Emissionen aufweist als im warmen Betriebszustand, was sicherlich auch der geringeren Energiedichte des ethanolhaltigen Kraftstoffes zuzurechnen ist. Den vergleichsweise niedrigsten multiplikativen CO<sub>2</sub>-Zuschlagsfaktor von 1.22 weist das Alkylatbenzin 4T auf, während der ethanolfreie Kraftstoff mit einem Kaltstartfaktor von 1.3 etwas höher liegt.
- Hinsichtlich des CO Emissionsverhalten liegen die Kaltstart-Emissionen für Alkylatbenzin um 20% unter denen für warme Betriebsbedingungen, während der CO-Zuschlagsfaktor für Ultimate 102 mit 5.60 den höchsten Wert darstellt.
- Bei dem NO<sub>x</sub>-Zuschlagsfaktor weisen die untersuchten Kraftstoffe Werte von 5.48 für Super E10 und 7.32 für Ultimate 102 auf.
- Die N<sub>2</sub>O-Kaltstartemissions-Anteile und somit die N<sub>2</sub>O-Zuschlagsfaktoren unterscheiden sich ebenfalls stark. Während für Ultimate 102 mit 8.69 der höchste Kaltstart-Zuschlagsfaktor gefunden wurde, liegt der entsprechende Faktor für das Alkylatbenzin 4T mit 1.23 am niedrigsten.
- Bei den HC-Zuschlagsfaktoren weist der Ultimate 102 mit 15.45 die vergleichsweise höchsten und das Alkylatbenzin 4T mit 3.79 die vergleichsweise niedrigsten Werte auf.
- Fazit: Für die benzinartigen Kraftstoffe weist das Alkylatbenzin für nahezu alle untersuchten Schadstoffe die niedrigsten Kaltstart-Zuschläge unter realen Betriebsbedingungen auf. Bei dem Vergleich der absoluten Emissionen zeigt sich ein verändertes Bild (vgl. Tabelle 52). Hier zeigt der konventionelle Kraftstoff im Mittel das beste Abgasverhalten. Während für kalte Betriebsbedingungen Super E10 und Alkylatbenzin im Mittel gleichauf liegen, besitzt der konventionelle Otto-Kraftstoff unter warmen Bedingungen im Schnitt das beste Emissionsverhalten.

Zusammenfassend zeigt Tabelle 52 für praktische Anwendungszwecke die Variation der absoluten Massenemissionen für die Schadstoffe CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O und HC für warme und kalte Betriebsbedingungen der untersuchten dieselartige- und benzinartige Kraftstoffe.



Tabelle 52: Massenemissionen in g/km für CO<sub>2</sub>, CO und mg/km für NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O, HC für die untersuchten alternativen und konventionellen dieselartigen- und benzinartige Kraftstoffe unter RDE Fahrbedingungen bei kalten und warmen Betriebsbedingungen.

Kraftstofftyp	Versuchsfahrzeug	Betriebszustand	CO <sub>2</sub> in g/km	CO in g/km	NO <sub>x</sub> in mg/km	N <sub>2</sub> O in mg/km	HC in mg/km
Diesel B7	Volkswagen T5 Caravelle 2.0 TDI (Baujahr 2013, Abgasnorm Euro-5)	kalt	259.24	1.18	1035.82	16.69	10.59
		warm	214.79	0.73	1131.31	3.67	5.93
GtL-Diesel		kalt	265.77	1.42	1168.28	15.54	33.75
		warm	212.44	0.65	1171.97	2.703	5.33
R33 Blue Diesel		kalt	270.49	0.94	1038.03	9.63	13.99
		warm	203.86	0.56	1093.56	3.12	5.83
C.A.R.E Diesel		kalt	270.49	0.96	1154.10	12.12	18.82
		warm	215.70	0.64	1170.54	2.41	3.77
Biodiesel FAME RME		kalt	298.55	1.01	1006.70	10.40	12.37
		warm	244.84	0.64	1096.01	2.94	8.78
Biodiesel FAME UCOME	kalt	291.19	0.809	1034.81	20.32	27.67	
	warm	238.93	0.55	975.04	2.18	8.49	
Super E10	Opel Astra K 1.2 Turbo (Baujahr 2021, Abgasnorm Euro-6)	kalt	246.93	1.06	35.65	13.28	65.32
		warm	181.99	0.63	6.50	4.19	6.78
Ultimate 102		kalt	252.40	1.90	70.32	24.40	65.92
		warm	193.93	0.33	9.61	2.80	4.26
Alkylatbenzin 4T		kalt	229.36	1.44	40.30	17.22	51.87
		warm	188.25	1.81	6.55	13.94	13.68

Der Vergleich der Kaltstartanteile an den Massenemissionen des konventionellen Diesels mit denen des konventionellen Benzins zeigt deutliche Unterschiede:

- Es wird ersichtlich, dass die Kaltstartanteile der Kohlenwasserstoffemissionen des Benzinfahrzeugs mit mehr als 95 % nahezu ausschließlich während des Kaltstarts stattfinden, während die des Dieselfahrzeugs stark von der Leistungsanforderung abhängen und somit auch während warmer Betriebsbedingungen deutlich zu den HC-Emissionen beitragen.
- Die  $\text{NO}_x$ -Kaltstart-Emissionen der on-board-Fahrt sind für das verwendete Diesel-Fahrzeug mehr als um einen Faktor 10 höher als die entsprechenden Anteile im Abgas des untersuchten Otto-Fahrzeugs. Nur bei Benzin-Fahrzeugen ist eine Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen um einen Faktor 5 bis 6 infolge des Einsatzes eines 3-Wege-Katalysators zu beobachten.
- Im Falle von  $\text{N}_2\text{O}$  hängt für die benzinartigen Kraftstoffe das Ausmaß der Emissionen stark von den Lastbedingungen ab, bei den dieselartigen Kraftstoffen ist das  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionsverhalten hingegen weitgehend unabhängig von den herrschenden Betriebsbedingungen.
- Die höchsten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen werden im Kaltstart sowohl bei den diesel- als auch bei den benzinartigen Kraftstoffen beobachtet. Eine Ausnahme bildet das Alkylatbenzin 4T, bei dem die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen unter warmen Betriebsbedingungen nahezu denen des Kaltstarts entsprechen.
- Für die Kaltstartanteile von CO findet man ähnliche Kaltstartanteile für diesel- und benzinartige Kraftstoffe. Allerdings beobachtet man auch unter warmen Betriebsbedingungen bei erhöhten Lastbedingungen deutliche Anstiege.
- Das Alkylatbenzin 4T weist unter warmen Betriebsbedingungen höhere HC-Emissionen auf als Ultimate 102 und Super E10.
- Die HC-Emissionsreduktion beim Übergang von kalten zu warmen Betriebsbedingungen bei den untersuchten alternativen dieselartigen Kraftstoffen fällt geringer aus als die entsprechende HC-Emissionsreduktion beim konventionellen Dieselkraftstoff.
- Die HC-Emissionen der dieselartigen Kraftstoffe im Kaltstart sind im Schnitt um einen Faktor 5 niedriger als die der Benziner. Eine Ausnahme bietet der GtL-Diesel, welcher auf dem Niveau der Benziner liegt. Unter warmen Betriebsbedingungen liegen die diesel- und benzin-basierten Kraftstoffe auf einem vergleichbaren Niveau. Für Benziner werden unter warmen Betriebsbedingungen HC-Emissionsfaktoren im Bereich von 5 mg/km beobachtet. Für das Alkylatbenzin unter warmen Betriebsbedingungen liegt allerdings ein dreifach höherer Emissionsfaktor von etwa 14 mg/km vor.

### 6.4.3 Auswirkung auf die lokale Luftqualität

Dieses Kapitel knüpft an das Kapitel 2.2.1 und an das Kapitel 6.3.1 an und nutzt die experimentell ermittelten Emissionsdaten aus dem vorherigen Kapitel 6.4.2, um die Auswirkungen des Emissionsausstoßes einzelner Fahrzeugtypen mit den jeweiligen Abgasnormen auf die Emissionen der gesamten Personenkraftwagenflotte im Straßenverkehr zu beschreiben. Hierbei werden anhand der durchgeführten on-board-Abgasuntersuchungen die Auswirkungen im gesamten Pkw-Bereich analysiert. Die Emissionen von leichten Nutzfahrzeugen, Reisebussen, Linienbussen, LKW ohne Anhänger so wie LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen bleiben im Rahmen dieser Analyse unberücksichtigt. In einem ersten Schritt wurde die berechnete Flottenzusammensetzung in Bezug auf

die verschiedenen Emissionsklassen für Otto- und Diesel-Personenkraftwagen in der Abbildung 135 als Referenzgrundlage festgelegt. In einem zweiten Schritt wurde mit den Emissionswerten der HBEFA-Datenbank[71] und mit der Verkehrsleistung aus dem Jahr 2018 [215] die prozentuelle Verteilung der Gesamtemissionen einzelner Pkw-Emissionsklassen berechnet. Dabei ist angenommen, dass die HBEFA-Datenbank für Fahrzeuge mit der Abgasnorm Euro-5 Emissionen gemäß des NEFZ-Zyklusses und Fahrzeuge der Abgasnorm Euro-6 Emissionen gemäß des WLTP-Zyklusses vollführen. Daraufhin wurden Versuchsfahrten unter realen Verkehrsbedingungen durchgeführt und die ermittelten Emissionsdaten wurden in Emissionsbasisfunktionen überführt. Anschließend wurde der NEFZ-Zyklus für Fahrzeuge der Abgasnorm Euro-5 und der WLTP-Zyklus für Fahrzeuge der Abgasnorm Euro-6 eingelesen und anschließend für alle untersuchten Kraftstoffe die streckenbezogenen Emissionen in g/km berechnet. Weiterhin wurden mit Hilfe der HBEFA-Datenbank die einzelnen Emissionsklassenanteile kalkuliert. Anschließend erfolgte der Austausch der Emissionsfaktoren der jeweiligen Emissionsklassen aus HBEFA durch die ermittelten Emissionsfaktoren aus den durchgeführten on-board Untersuchungen.

Die berechnete Flottenzusammensetzung aus dem Jahr 2018, die Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Literaturangaben nach HBEFA 4.1<sup>40</sup> und die ermittelte Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen basierend auf den Daten der durchgeführten on-board Untersuchungen für Diesel-Personenkraftwagen ist in der Abbildung 173 dargestellt.

Die Vorgehensweise zur Berechnung der Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Diesel-Personenkraftwagen beruht auf folgenden Voraussetzungen:

- Bei Einsatz des konventionellen Dieseldieselfahrzeuges repräsentieren die NO<sub>x</sub>-Emissionen des verwendeten Euro-5 Versuchsfahrzeuges (VW T5 2.0 TDI) unter on-board Bedingungen bei zu Grunde Legung der NEFZ-Fahrkurve den Durchschnittsemissionswert aller Pkw Euro-5 Dieselfahrzeuge.
- Das unter on-board Bedingungen für die verschiedenen alternativen Kraftstoffe beobachtete „Ranking“ des NO<sub>x</sub>-Emissionsverhaltens des Euro-5 Versuchsfahrzeuges wird als repräsentativ für die gesamte Euro-5 Fahrzeugflotte angenommen.
- Die verbleibenden Emissionsklassen bleiben unverändert und basieren auf den Emissionswerten der HBEFA-Datenbank[71] unter warmen Betriebsbedingungen und der durchschnittlichen Temperaturverteilung für Deutschland
- Für die Gesamtverkehrsleistung wurden die Zahlen aus dem Jahr 2018[215] herangezogen
- Für die anteilmäßige Flottenzusammensetzung wurden die Zahlen für Dieselfahrzeuge aus [71] herangezogen

---

<sup>40</sup> Es wird aus Gründen der Konsistenz auf dieselbe Version des HBEFA 4.1 zurückgegriffen, wie es das IEK-14 in dem Kapitel 2.2.1 und im Kapitel 6.3.1 macht. Seit Februar existiert eine aktualisierte HBEFA-Datenbank mit der Version 4.2[71], welche in der Dissertation von Valentin Polinowski berücksichtigt wird.

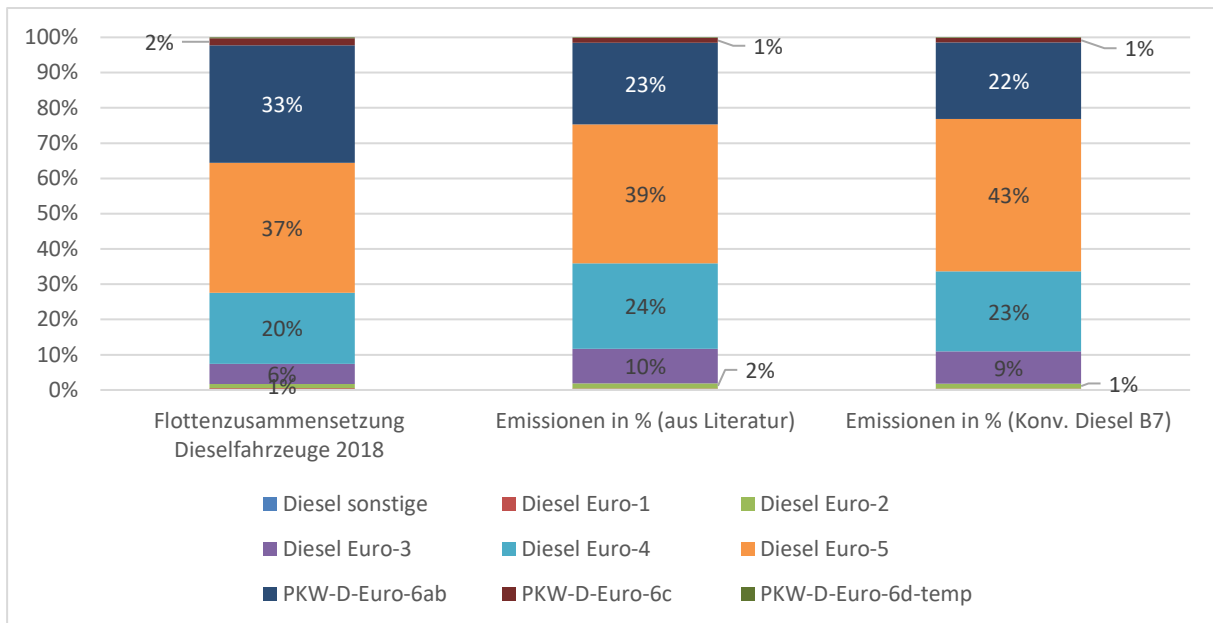


Abbildung 173: Berechnete Flottenzusammensetzung, Verteilung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen nach Literaturangaben und die Verteilung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage im Bezug auf Emissionsklassen für Diesel-Personenkraftwagen für das Bezugsjahr 2018

Die Abbildung 173 zeigt die prozentuale Verteilung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Diesel-Pkw-Flotte und basiert auf den berechneten absoluten  $\text{NO}_x$ -Emissionsmengen in Deutschland (mittleres Balkendiagramm) aus der HBEFA-Datenbank [71]. Zusätzlich dargestellt ist die entsprechende prozentuale Verteilung bei Austausch der EURO-5-Anteile durch die experimentell ermittelten Emissionsdaten für das Euro-5 Fahrzeug (Betrieb mit konventionellem Diesel). Die prozentuale Verteilung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Diesel-Pkw-Flotte basiert auf berechneten absoluten  $\text{NO}_x$ -Emissionsmengen in Deutschland. Die berechnete absolute  $\text{NO}_x$ -Emissionsmenge aus der Literatur beträgt 273039 t. Die absoluten Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage betragen 291184 t. Die anschließende Berechnung der  $\text{NO}_x$ -Emissionsverteilung aller Emissionsklassen der Diesel-Personenkraftwagen bewirkt eine Verschiebung der Emissionsanteile einzelner Emissionsklassen. Hierbei sinken die Emissionen der Euro-2, Euro-3, Euro-4 und Euro-6ab Norm jeweils um 1 %, die Emissionen der Euro-5 Norm steigen um 4 % und die Emissionsklassen Euro-1, Euro-6c und Euro-6d-temp bleiben unverändert.

Ausgehend von der Verteilung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen basierend auf den experimentell ermittelten Emissionsdaten für Diesel-Personenkraftwagen der Abbildung 173 wurde eine Fallstudie durchgeführt. In diesem Szenario werden Diesel-Personenkraftwagen der Abgasnorm Euro-5 betrieben mit konventionellem fossilem Diesel vollständig durch Drop-In Kraftstoffe ersetzt. Die verbleibenden Emissionsklassen der Diesel-Pkw Flotte werden weiterhin mit fossilem Diesel betrieben und nicht durch alternative dieselartige Kraftstoffe ersetzt, deren  $\text{NO}_x$ -Emissionsverhalten bleibt also unverändert. Zu den untersuchten Drop-In Kraftstoffen zählen die in der Tabelle 49 gelisteten dieselartige Kraftstoffe. Die Ergebnisse des Szenarios, bei dem Drop-In dieselartige Kraftstoffe für Fahrzeuge mit der Euro-5 Abgasnorm genutzt werden, sind in Abbildung 174 dargestellt. Hierbei zeigt der Linienverlauf im oberen Teil des Diagramms die absoluten  $\text{NO}_x$ -Emissionsmengen in Deutschland bei Austausch des jeweiligen Kraftstoffes für die Abgasnorm Euro-5. Im unteren Teil der Abbildung 174 zeigen die gestapelten Balken die Verteilung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Diesel-Pkw-Flotte bei Austausch

des EURO-5-Diesel-Anteils durch die unterschiedlichen Drop-In-Kraftstoffe. In Abbildung 174 illustriert die linke gestapelte Säule die Referenzverteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Flotte von Diesel-Personenkraftwagen bei Einsatz des konventionellen dieselartigen Kraftstoffes. Der EURO-5-Diesel-Anteil am NO<sub>x</sub>-Budget beträgt 43 %. Der Ersatz des fossilen Diesels durch den CARE HVO Diesel führt zu einem Anstieg der Euro-5 Emissionsanteile auf 46 % und der Ersatz durch den Biodiesel FAME UCOME führt zu einer Reduktion der Euro-5 Emissionsanteile auf 35 % gegenüber der ursprünglichen 43 % im Fall des konventionellen Diesels. Des Weiteren führt der Ersatz des fossilen Diesels durch den GtL-Diesel zu einem Anstieg auf 45 %, durch den Biodiesel FAME RME zu einer Reduktion auf 40 % und durch den R33 Blue Diesel zu einer unveränderten Verteilung der Emissionsanteile der Diesel-Pkw Flotte.

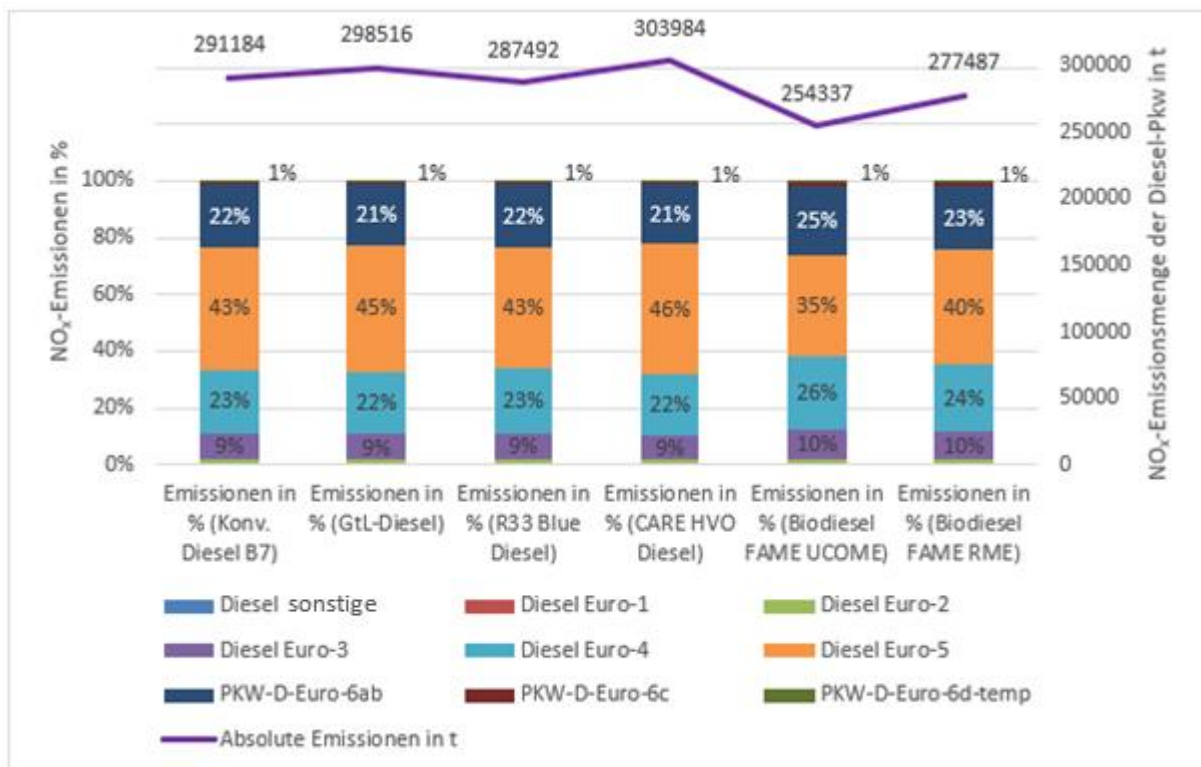


Abbildung 174: NO<sub>x</sub>-Emissionsmengen in t sowie die daraus resultierende berechnete Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen im Szenario mit Drop-In Kraftstoffen im Bezug auf die Emissionsklassen für Diesel-Personenkraftwagen für das Jahr 2018.

Der Einsatz von alternativen Kraftstoffen als Drop-In Kraftstoff führt zu einer Veränderung der totalen Stickoxidemissionsmengen im Straßenverkehr im Bezugsjahr 2018. In der kommenden Abbildung 175 kennzeichnen negative Werte eine Verminderung und positive Werte eine Zunahme der relativen Änderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen bei Ersatz des fossilen Diesels durch den jeweiligen alternativen Kraftstoff. Somit führt ein Ersatz des konventionellen Diesels durch den Biodiesel FAME RME zu einer Reduktion von 5 % der Stickoxidemissionen der gesamten Flotte der Diesel-Personenkraftwagen. Das vergleichsweise höchste Reduktionspotential von 13 % wird durch den Einsatz des Biodiesel FAME UCOME erzielt. Dagegen weist das geringste Reduktionspotential von 1 % durch den Einsatz des R33 Blue Diesel. Der Ersatz des fossilen Diesels durch den CARE HVO Diesel führt zu einer um 4 % und der Ersatz durch den GtL-Diesel führt zu einer Erhöhung um 3 % Erhöhung der NO<sub>x</sub>-Flottenemissionen.

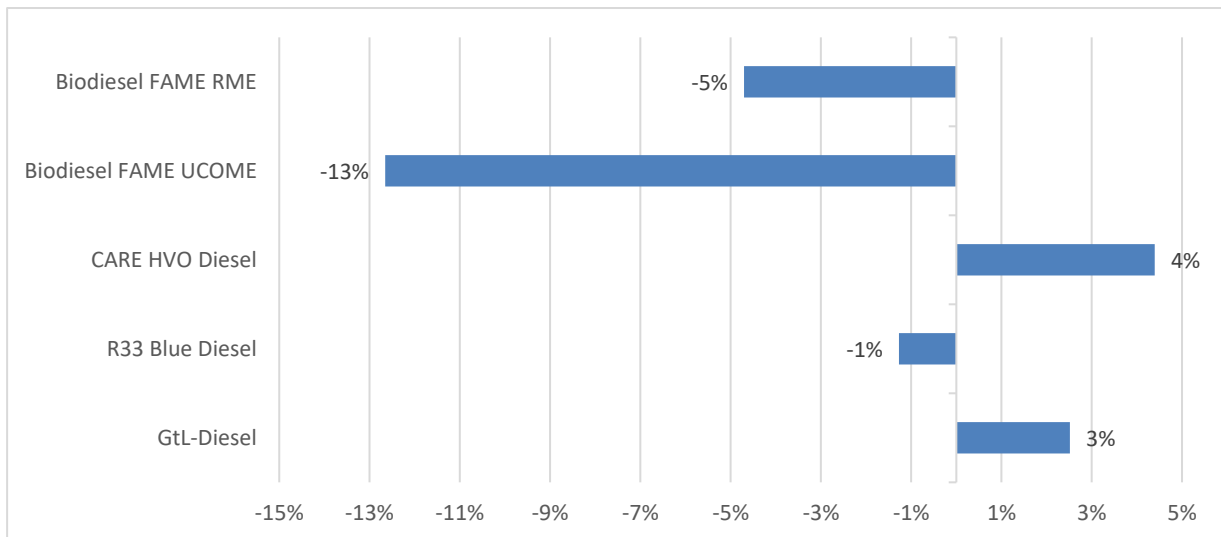


Abbildung 175: Prozentuale Änderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der gesamten Flottenzusammensetzung für Diesel-Personenkraftwagen bei Ersatz des fossilen Diesels durch unterschiedliche Drop-In Kraftstoffe

Gemäß dem Vorgehen für Dieselfahrzeuge in der Abbildung 173, wurde die Flottenzusammensetzung aus dem Jahr 2018, die Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen nach Literaturangaben und die ermittelte Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage für Otto-Personenkraftwagen berechnet und in der Abbildung 176 dargestellt. Die prozentuale Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Otto-Pkw-Flotte basiert auf berechneten absoluten NO<sub>x</sub>-Emissionsmengen in Deutschland. Die berechnete absolute NO<sub>x</sub>-Emissionsmenge aus der Literatur beträgt 35317 t. Die absoluten Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage (vgl. Bemerkungen zur Vorgehensweise siehe unten) betragen 33097 t.

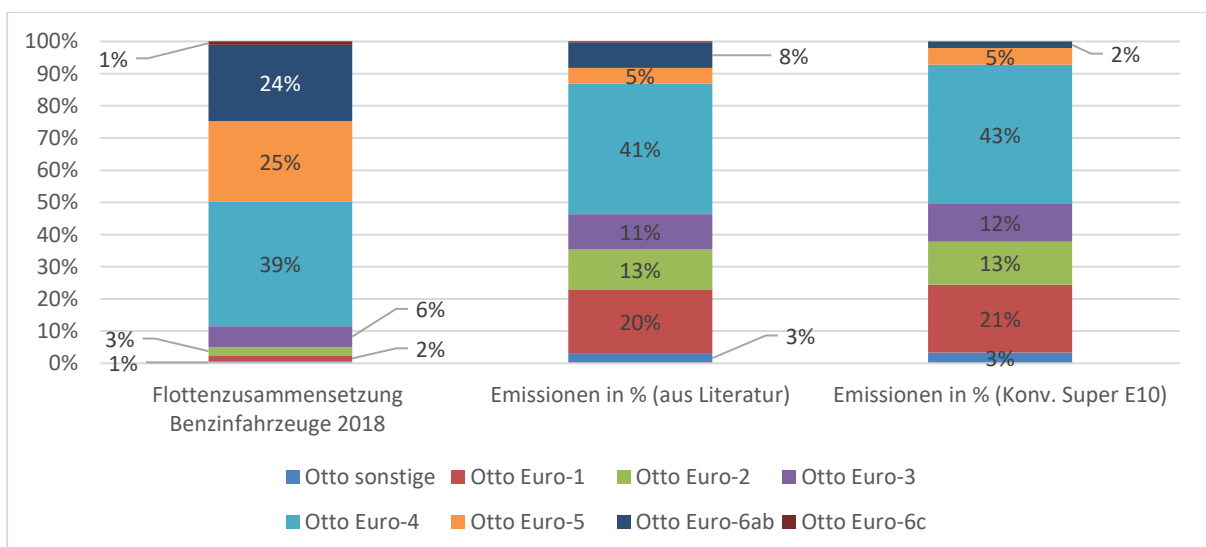


Abbildung 176: Berechnete Flottenzusammensetzung, Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen nach Literaturangaben und die Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage im Bezug auf Emissionsklassen für Otto-Personenkraftwagen für das Bezugsjahr 2018

Die Vorgehensweise zur Berechnung der Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Otto-Personenkraftwagen beruht auf folgenden Voraussetzungen:



- Bei Einsatz des konventionellen Ottokraftstoffes repräsentieren die NO<sub>x</sub>-Emissionen des verwendeten Euro-6 Versuchsfahrzeuges (Opel Astra K 1.2 Turbo) unter on-board Bedingungen bei zu Grunde Legung der WLTP-Fahrkurve den Durchschnittsemissionswert aller Pkw Euro-6 Benzinfahrzeuge.
- Das unter on-board Bedingungen für die verschiedenen alternativen Kraftstoffe beobachtete „Ranking“ des NO<sub>x</sub>-Emissionsverhaltens des Euro-6 Versuchsfahrzeuges wird als repräsentativ für die gesamte Euro-6 Fahrzeugflotte angenommen
- Die verbleibenden Emissionsklassen bleiben unverändert und basieren auf den Emissionswerten der HBEFA-Datenbank Version 4.1[71] unter warmen Betriebsbedingungen und der durchschnittlichen Temperaturverteilung für Deutschland.
- Für die Gesamtverkehrsleistung wurden die Zahlen aus dem Jahr 2018[215] herangezogen.
- Für die anteilmäßige Flottenzusammensetzung wurden die Zahlen für Otto-Personenkraftwagen [71] herangezogen.

Die Berücksichtigung der experimentell ermittelten Emissionsdaten für das Euro-6 Versuchsfahrzeug und die anschließende Berechnung der Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen aller Emissionsklassen der Otto-Personenkraftwagen bewirkt eine Verschiebung der Emissionsanteile einzelner Emissionsklassen, welches in der Abbildung 176 gezeigt wird. Hierbei sinken die Emissionen der Euro-6ab Norm um 6 %, die Emissionen der Euro-1, Euro-3, steigen um 1 %. Die Emissionen der Euro-4 Norm steigen um 2 % und die Emissionsklassen Euro-2, Euro-5 und Euro-6c bleiben unverändert.

Ausgehend von der Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen basierend auf den experimentell ermittelten Emissionsdaten für Otto-Personenkraftwagen der Abbildung 176 wurde eine Fallstudie durchgeführt. In diesem Szenario werden Otto-Personenkraftwagen der Abgasnorm Euro-6 betrieben mit konventionellem fossilem Benzin vollständig durch die Drop-In Kraftstoffe Ultimate 102 und Alkylatbenzin 4T ersetzt. Die verbleibenden Emissionsklassen der Otto-Pkw Flotte werden weiterhin mit fossilem Ottokraftstoff betrieben und nicht durch alternative benzinartige Kraftstoffe ersetzt. Im Gegensatz zu dem Diesel-Szenario, zeigen die Ergebnisse weder bei dem Ersatz durch den Ultimate 102 noch durch den Ersatz des Alkylatbenzin 4T deutliche Einflüsse auf die prozentuelle Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Emissionsklassen für Otto-Personenkraftwagen.

Der Einsatz von alternativen benzinartigen Kraftstoffen als Drop-In Kraftstoff führt zu einer geringfügigen Veränderung der totalen Stickoxidemissionsmengen von Otto-Personenkraftwagen im Straßenverkehr im Bezugsjahr 2018. In der Abbildung 177 kennzeichnen negative Werte eine Verminderung und positive Werte eine Zunahme der relativen Änderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen bei Ersatz des fossilen Benzins durch den jeweiligen alternativen Kraftstoff. Somit führt ein Ersatz des konventionellen Benzins durch den Ultimate 102 zu einer Reduktion von 0.05 % und der Ersatz durch das Alkylatbenzin 4T zu einer Reduktion von 0.44 % der NO<sub>x</sub>-Emissionen für alle benzinbetriebenen Pkw der aktuellen Fahrzeugflotte. Das NO<sub>x</sub>-Emissionsreduktionspotential in Höhe von unter 1 % bei Einsatz der alternativen benzinartigen Kraftstoffe ist im Vergleich zu dem Reduktionspotential der alternativen dieselartige Kraftstoffe gering und spiegelt deren marginalen Beitrag zu NO<sub>x</sub>-Emissionen an den gesamten NO<sub>x</sub>-Emissionen der betrachteten Pkw-Flotte wider.

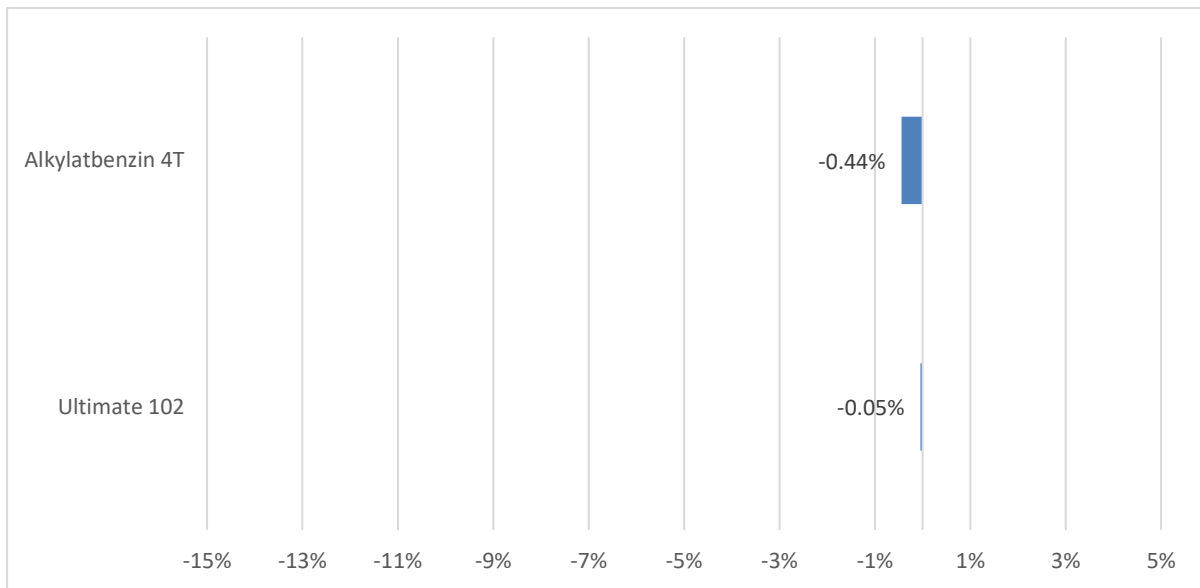


Abbildung 177: Prozentuale Änderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen der gesamten Flottenzusammensetzung für Otto-Personenkraftwagen bei Einsatz unterschiedlicher Drop-In Kraftstoffe.

Anknüpfend an die getrennten Analysen der NO<sub>x</sub>-Emissionen der Otto- und Diesel-Pkw Flotte wurde ein Szenario für die gesamte Pkw-Flotte durchgeführt. Diese Fallstudie beruht auf dem jeweils größten NO<sub>x</sub>-Emissionsreduktionspotential der benzinartigen - und dieselartigen Kraftstoffe. Somit wird bei Euro-6 Ottofahrzeugen fossiles Benzin zu 100 % durch Alkylatbenzin 4T und bei Euro-5 Dieselfahrzeugen wird fossiler Diesel zu 100 % durch Biodiesel FAME UCOME ersetzt. Basierend auf der Verkehrsleistung der Pkw Flotte der HBEFA-Datenbank aus dem Jahr 2018 verursachen Benzinbetriebene Pkws 50.44 %, Dieselbetriebene 47.92 % der Verkehrsleistung der Pkw-Flotte. Personenkraftwagen mit CNG, LPG, Elektro- und Hybridantrieben verursachen 1.64 % der Gesamten Pkw-Verkehrsleistung.

Bei Vernachlässigung der Fahrleistungen der CNG, LPG, Elektro- und Hybridantriebe von 1.64 % führt dies zu der in der Abbildung 178 gezeigten Flottenzusammensetzung. Abbildung 178 zeigt im oberen linken Teil die Verkehrsleistung der Otto- und Dieselpersonenkraftwagen in Fz-km im Jahr 2018 und unmittelbar darunter die daraus resultierende prozentuale Verteilung. Analog werden im oberen Teil zunächst die absoluten NO<sub>x</sub>-Emissionsmengen in Tonnen dargestellt und im unteren Teil werden die daraus berechneten prozentualen NO<sub>x</sub>-Emissionsanteile gezeigt.

Die Fahrleistungsanteile der Diesel-Pkw betragen 48.72 % und die der Otto-Pkw betragen 51.28 %. Die daraus berechnete Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen bei Einsatz von konventionellen Otto-Kraftstoff und Diesel-Kraftstoff beträgt 89.79 % für Diesel- und 10.21 % für Otto-Personenkraftwagen. Diese wurden anhand der absoluten Emissionsmengen von 33098 t für Ottofahrzeuge und 291184 t für Dieselfahrzeuge berechnet. Die beiden oberen rechten Balken der Abbildung 178 zeigen das Ergebnis der Fallstudie für den Fall, dass bei Euro-6 Ottofahrzeugen fossiles Benzin vollständig durch Alkylatbenzin 4T und bei Euro-5 Dieselfahrzeugen fossiler Diesel vollständig durch Biodiesel FAME UCOME ersetzt werden. Das Ergebnis zeigt eine NO<sub>x</sub>-Emissionsreduktion für Diesel-Pkw von 291184 t auf 254337 t und für Otto-Pkw eine Reduktion von 33098 t auf 32952 t. Dies entspricht einer Reduzierung der NO<sub>x</sub>-Emissionsanteile von Diesel-Pkw von 89.79 % auf 88.53 % und somit eine Zunahme der Emissionsanteile von Otto-Pkw um 1.26 %. Weiterhin verdeutlicht Abbildung 178 den

dominierenden Anteil der  $\text{NO}_x$ -Emissionen von Dieselfahrzeugen sowohl bei Betrachtung des Szenarios mit fossilen Kraftstoffen als auch für das Szenario mit ausgewählten alternativen Drop-In Kraftstoffen. In diesem Szenario ist in der gesamten Pkw-Flotte eine  $\text{NO}_x$ -Emissionsminderung von immerhin 11 % gegenüber dem Szenario mit den fossilen Kraftstoffen zu verzeichnen. Jedoch hat die Reduktion der gesamten  $\text{NO}_x$ -Emissionen nur eine geringfügige Auswirkung auf die Emissionsverteilung im Szenario mit ausgewählten alternativen Drop-In Kraftstoffen, da sowohl die  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Otto- als auch der Diesel-Pkw reduziert werden und die absoluten  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Diesel-Pkw um eine Größenordnung höher liegen.

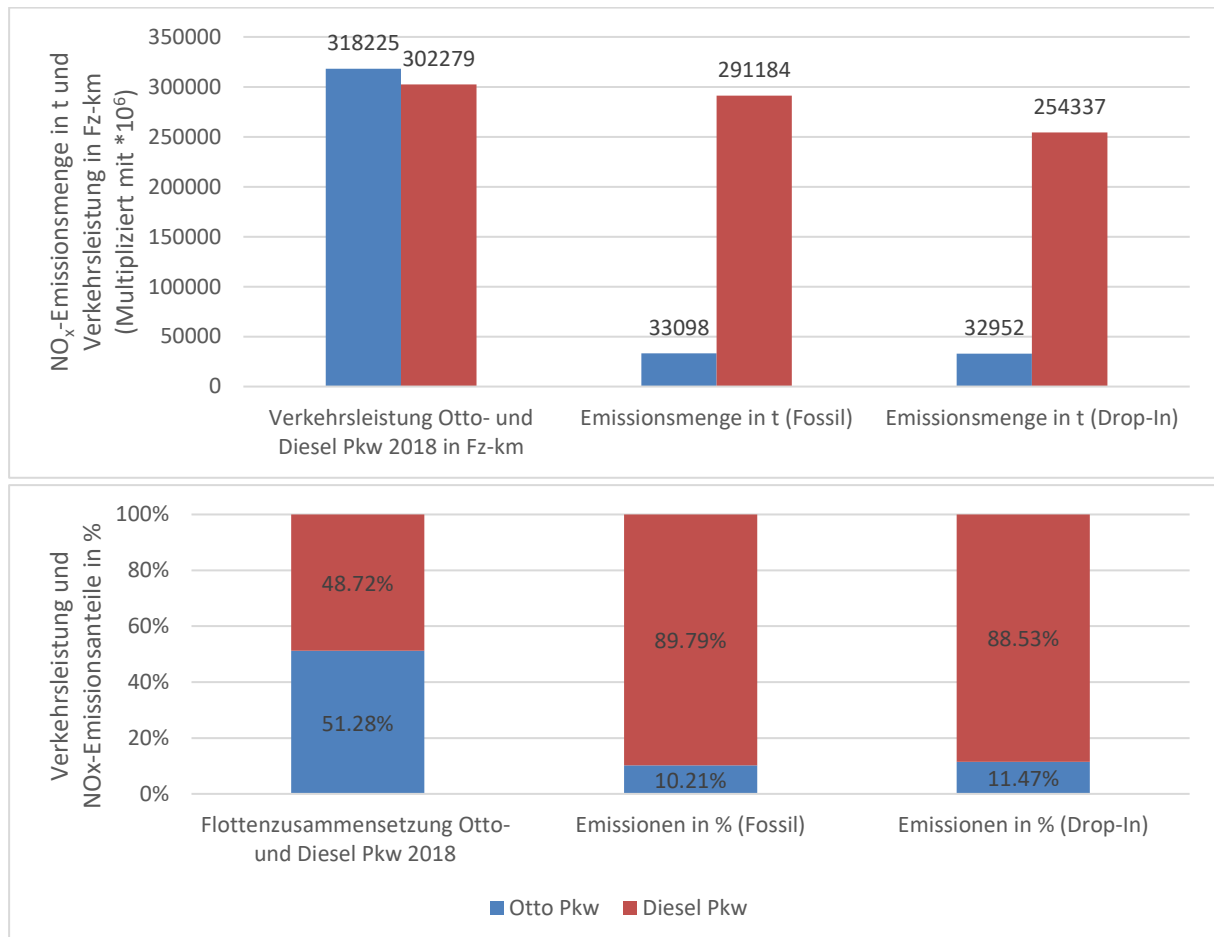


Abbildung 178:  $\text{NO}_x$ -Emissionsmengen in t sowie die erzielbare Veränderung der Diesel und Otto  $\text{NO}_x$ -Emissionsanteile bei Austausch der fossilen Kraftstoffe durch das Alkylatbenzin 4T bei Euro-6 Ottofahrzeugen und durch das Biodiesel FAME UCOME bei Euro-5 Dieselfahrzeugen in der gesamten Flotte der Otto- und Diesel-Pkw für das Bezugsjahr 2018.

Fazit: Die auf diesem Wege erzielbare  $\text{NO}_x$ -Reduktion ist mit etwa 10 % durchaus beträchtlich. Dieses ermittelte  $\text{NO}_x$ -Reduktionpotential von 10 % entspricht einem Rückgang der Stickstoffdioxid-Jahresmittelwerte zwischen dem Jahr 2016 und 2018 im verkehrsnahen Bereich [448] (vgl. Abbildung 189 im Kapitel 6.4.5). Dieser Tatbestand bedeutet jedoch nicht, dass man die flächendeckende Installation von SCR-Katalysatoren vernachlässigen sollte. Zudem ist die flächendeckende Installation von SCR-Katalysatoren für die nachhaltige  $\text{NO}_x$ -Reduktion bei Diesel-Fahrzeugen sowie die Installation einer vor dem SCR-Katalysator platzierten Heizung zur schnellen Aufheizung auf die erforderliche

---

Betriebstemperatur ein weitaus noch erfolgreicherer Ansatz für weitere Emissionsreduzierungen in der Personenkraftwagenflotte für Otto- und Dieselfahrzeuge.

#### 6.4.4 Klimawirkung

Im Rahmen der experimentellen Analysen wurden die Treibhausgase CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O vermessen. Neben CO<sub>2</sub> ist das Lachgas (N<sub>2</sub>O) ebenfalls an der globalen Erwärmung aufgrund des Treibhauseffekts beteiligt. Lachgas besitzt ein um 298-mal höheres Treibhausgaspotential als Kohlenstoffdioxid und macht somit mengenbezogen einen überproportionalen Teil des anthropogenen Treibhauseffektes aus[449]. Verbrennungsprozesse, Prozesse in der chemischen Industrie, stickstoffhaltige Düngemittel in der Tierhaltung sowie in der Landwirtschaft sind die Hauptemissionsquellen für Lachgas[450]. Die durchschnittlichen N<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>-Emissionen für warme und kalte Betriebsbedingungen der untersuchten dieselartigen- und benzinartigen Kraftstoffe werden in der Tabelle 52 aufgelistet. Es wurden N<sub>2</sub>O zu CO<sub>2</sub> Verhältnisse berechnet, um die Klimawirkung von N<sub>2</sub>O in Abhängigkeit vom Kraftstoffverbrauch zu quantifizieren. Als Referenzwert wurde aus dem Emissionskataster des Umweltbundesamts aus dem Jahr 2018 folgendes N<sub>2</sub>O/CO<sub>2</sub> Emissionsverhältnis für den Straßenverkehr extrapoliert [449], [451]:

$$\frac{N_2O}{CO_2} = 0.0361 \left[ \frac{\text{Tonnen}}{\text{Tsd. Tonnen}} \right]$$

Für die untersuchten alternativen und konventionellen dieselartigen- und benzinartigen Kraftstoffe wurden unter realen Fahrbedingungen für kalte und warme Betriebsbedingungen in Tabelle 53 die N<sub>2</sub>O/CO<sub>2</sub> Emissionsverhältnisse gebildet. Hierbei wird deutlich, dass bei allen Kraftstoffen das Emissionsverhältnis im kalten Betriebszustand höher ist als unter warmen Betriebsbedingungen.

Tabelle 53:  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse für die untersuchten konventionellen Kraftstoffe und alternativen dieselartigen und benzinartigen Kraftstoffe unter RDE Fahrbedingungen bei kalten und warmen Betriebsbedingungen.

Kraftstofftyp	Versuchsfahrzeug	Betriebszustand	$N_2O/CO_2$ in mg/g
Diesel B7	Volkswagen T5 Caravelle 2.0 TDI (Baujahr 2013, Abgasnorm Euro-5)	kalt	0.06
		warm	0.02
GtL-Diesel		kalt	0.06
		warm	0.01
R33 Blue Diesel		kalt	0.04
		warm	0.02
C.A.R.E Diesel		kalt	0.04
		warm	0.01
Biodiesel FAME RME		kalt	0.03
		warm	0.01
Biodiesel FAME UCOME	kalt	0.07	
	warm	0.01	
Super E10	Opel Astra K 1.2 Turbo (Baujahr 2021, Abgasnorm Euro-6)	kalt	0.05
		warm	0.02
Ultimate 102		kalt	0.10
		warm	0.01
Alkylatbenzin 4T		kalt	0.08
		warm	0.07

Für alle untersuchten dieselartige Kraftstoffe betrieben in dem Versuchsfahrzeug VW T5 2.0 TDI mit der Abgasnorm Euro-5 wurden Emissionsverhältnisse im warmen Betriebszustand und im Kaltstart berechnet. Für die dieselartige Kraftstoffe wurden  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse im Kaltstart im Bereich von 0.03 bis 0.07 ermittelt. Hierbei wurde für den Kraftstoff Biodiesel FAME RME das

vergleichsweise kleinste  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis mit 0.03 und für Biodiesel FAME UCOME mit 0.07 das vergleichsweise größte Emissionsverhältnis der untersuchten dieselartige Kraftstoffe gefunden. Unter warmen Betriebsbedingungen erreichen die Kraftstoffe GtL-Diesel, C.A.R.E-Diesel, Biodiesel FAME RME und Biodiesel FAME UCOME mit jeweils 0.01 das vergleichsweise niedrigsten  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse und der konventionelle Kraftstoff B7 sowie der R33 Blue Diesel mit 0.02 die vergleichsweise höchsten  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse der untersuchten dieselartige Kraftstoffe.

Für die benzinartigen Kraftstoffe betrieben mit dem Opel Astra 1.2 Turbo mit der Abgasnorm Euro-6 wurden ebenfalls  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse im warmen Betriebszustand und im Kaltstart für die jeweiligen benzinartigen Kraftstoffe ermittelt. Für die benzinartigen Kraftstoffe wurden  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse im Kaltstart im Bereich von 0.05 bis 0.10 ermittelt. Hierbei wurde für den konventionellen Kraftstoff Super E10 das vergleichsweise kleinste  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis mit 0.05 und für das Alkylatbenzin 4T mit 0.10 das vergleichsweise größte Emissionsverhältnis der untersuchten benzinartigen Kraftstoffe berechnet. Unter warmen Betriebsbedingungen erreichen die benzinartigen Kraftstoffe  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse im Bereich von 0.01 bis 0.07. Unter warmen Betriebsbedingungen erreicht der konventionelle Kraftstoff B7 das vergleichsweise niedrigste  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis und das höchste Emissionsverhältnis mit 0.07 wird mit dem Alkylatbenzin 4T erreicht.

Die Ergebnisse der  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse unter warmen Betriebsbedingungen und im Kaltstart der konventionellen und alternativen ottobasierten- und dieselartiger Kraftstoffe werden im oberen Teil der Abbildung 179 dem vom Umweltbundesamt angegebenen Emissionsverhältnis von 0.0361 gegenübergestellt. Die  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse der untersuchten benzinartigen - und dieselartige Kraftstoffe im Kaltstart liegen oberhalb dieses Emissionsverhältnisses. Die Ausnahme bildet der dieselartige Kraftstoff Biodiesel FAME RME mit einem Emissionsverhältnis von 0.03. Das Alkylatbenzin 4T bildet mit einem  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis von 0.10 die vergleichsweise höchste Abweichung zu dem Emissionsverhältnis des Umweltbundesamts. Die  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse der untersuchten benzinartigen - und dieselartige Kraftstoffe unter warmen Betriebsbedingungen liegen unterhalb des Emissionsverhältnisses des Umweltbundesamts. Die Ausnahmen bildet der Ottokraftstoff Alkylatbenzin 4T mit einem Emissionsverhältnis von 0.07.

Untersuchungen im Heselacher Tunnel des BMBF-geförderten Projektes „Stadtklima im Wandel“ von Klemp et al. [452] führen zu einem  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis von  $0.06 \pm 0.01$  für die untersuchte Fahrzeugflotte für das Bezugsjahr 2018. Der Vergleich der durchschnittlichen  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnisse von untersuchten dieselartigen- und benzinartigen Kraftstoffen mit dem Emissionsverhältnis aus den Untersuchungen im Heselacher Tunnel weisen kraftstoff- und fahrsituationsabhängige Abweichungen bis zu einem Faktor 3 auf. Das  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis von 0.06 im Heselacher Tunnel liegt oberhalb des Emissionsverhältnisses des Umweltbundesamts von 0.0361. Für eine Bewertung ist zu beachten, dass im Heselacher Tunnel lediglich konventionelle Otto- und Dieselmotoren betrieben wurden. Das Ergebnis zeigt, dass sich das Emissionsverhältnis des Umweltbundesamts von 0.0361 in guter Nähe des Mittelwertes, der aus den on-board-Messungen für den Einsatz konventioneller Kraftstoffe erhaltenen Resultate a für kalte und warme Betriebsbedingungen befindet.

Allerdings ist das im Heselacher Tunnel gefundene  $N_2O/CO_2$  Emissionsverhältnis von  $0.06 \pm 0.01$  von Klemp et al. [452] deutlich höher. Als mögliche Ursachen können folgende Ursachen in Betracht kommen:



- Zum einen gibt dies Anlass zu der Vermutung, dass in jüngster Zeit eine weitere  $\text{N}_2\text{O}$ -Quelle aus dem Straßenverkehr erkennbar wird. Dieselfahrzeuge ausgestattet mit einer SCR-Abgasreinigungstechnologie und somit der Einsatz von Harnstoff oder  $\text{NH}_3$  im Katalysatorreinigungsvorgang bei Diesel-Pkws können zu einem Anstieg der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen führen [453].
- Zum anderen beinhalten die Untersuchungen im Heselacher Tunnel die Emissionen des gesamten Verkehrs. Somit tragen neben den Pkws ebenfalls die Lkws zu den Emissionen im Heselacher Tunnel bei und können durch ihre vergleichsweise längere Kaltstartphase zu erhöhten  $\text{N}_2\text{O}$  zu  $\text{CO}_2$  Emissionsverhältnissen im Heselacher Tunnel führen.

Im unteren Teil der Abbildung 179 werden neben den  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$  Emissionsverhältnissen des konventionellen Otto-Kraftstoffes und des Diesel-Kraftstoffes die durchschnittlichen  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$  Emissionsverhältnisse für alternative Otto- und dieselartige Kraftstoffe unter warmen Betriebsbedingungen und im Kaltstart dargestellt. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bei der Einführung alternativer Kraftstoffe keine Reduktion des  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Verhältnis zu erwarten ist. Dies zeigt der Vergleich der gemittelten alternativen Kraftstoffe für kalte und warme Betriebsbedingungen mit den entsprechenden Werten für konventionelle Kraftstoffe. Eine Besonderheit sollte hingewiesen werden, dass bei den ottobasierten Kraftstoffen würde eine flächendeckende Einführung des Alkylatbenzins sogar zu einer Erhöhung um den Faktor 2 des  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$  Emissionsverhältnisses führen.

Klemp et al.[452] haben mit einem  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Verhältnis von  $0.06 \pm 0.01$  einen Trend zu hohen  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Werten ermittelt verglichen mit dem  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Verhältnis von 0.0361 von UBA[449], [451]. In den durchgeführten On-board Untersuchungen kann der Trend von Klemp et al.[452] für das Dieselfahrzeug und für das Ottofahrzeug im Kaltstart bestätigt werden. Jedoch ist in der Abbildung 179 erkennbar, dass sowohl die Werte des Dieselfahrzeugs als auch die des Ottofahrzeugs unter warmen Betriebsbedingungen unterhalb des  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Verhältnisses von 0.0361 von UBA befinden<sup>41</sup>. Für eindeutige Aussagen sollten Untersuchungen weiterer Fahrzeugklassen der Pkw- und Lkw-Flotte durchgeführt werden.

Für die Zukunft ist zu erwarten, dass die  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Verhältnisse aus dem Straßenverkehr eher ansteigen werden, da immer mehr Diesel-betriebene Fahrzeuge ausgestattet mit einer SCR-Abgasreinigungstechnologie in die Fahrzeugflotte gelangen. Grund für den Anstieg von  $\text{N}_2\text{O}$  nach Grosso et al. [453] ist der bereits genannte Einsatz von Harnstoff oder  $\text{NH}_3$  im Katalysatorreinigungsvorgang. Somit könnte dies zu einem Anstieg der hier gezeigten  $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ -Emissionsverhältnisse der dieselartigen Kraftstoffe führen. Dies sollte zukünftig durch detaillierte Analysen des Abgasverhaltens von Fahrzeugen mit SCR-Katalysator untersucht werden. Dies sollte Gegenstand zukünftiger Untersuchungen sein, da der Einsatz neuer Abgasreinigungstechnologien oftmals mit der Freisetzung unerwarteter neuer Emissionen einhergeht.

---

41

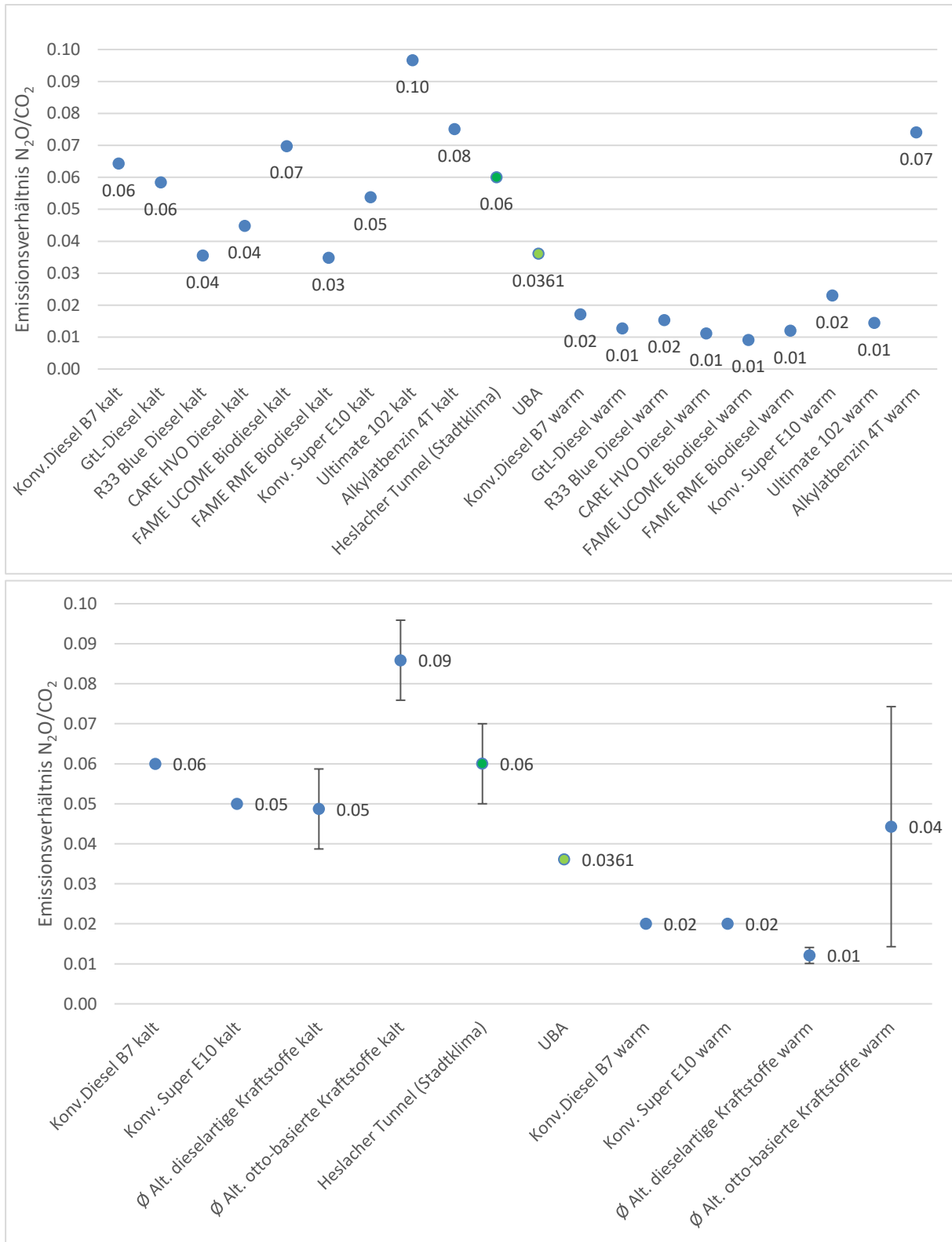


Abbildung 179: Durchschnittliche N<sub>2</sub>O/CO<sub>2</sub> Emissionsverhältnisse und die Standardabweichungen (falls verfügbar) im warmen und kalten Betriebszustand für die untersuchten dieselartige Kraftstoffe Euro-5 und benzinartige Kraftstoffe Euro-6 sowie das N<sub>2</sub>O/CO<sub>2</sub>-Emissionsverhältnis des gesamten Straßenverkehrs im Heslacher Tunnel [452] im Jahr 2018.

### 6.4.5 Analyse der Fähigkeit zur Photooxidantienbildung

Für den verkehrsbelasteten Bereich Deutschlands wie Städte und Autobahnen bilden die Emissionen des Straßenverkehrs nach wie vor die dominierende Quelle von Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen (VOC) [452]. Während der Sommermonate kommt es in Perioden mit hoher Strahlungsintensität und niedrigen Windgeschwindigkeiten zu vermehrter Photooxidantienbildung (d. h. Ozonproduktion). Im Zuge des photochemischen Abbaus der freigesetzten Stickoxide und Kohlenwasserstoffe werden diese Photooxidantien (mit Leitsubstanz Ozon) mit unterschiedlicher Effizienz gebildet.

Die aus den on-board-Messungen gewonnen Datensätze wurden nach Beendigung der Messphase luftchemisch bewertet. Zu diesem Zweck wurde ein Bewertungsverfahren entwickelt, dass jeweils unter gleichen Randbedingungen auftretende kumulierte Oxidantienbildung zum Maßstab erhebt.

#### Das Reaktivitätskonzept

Mehr als 90 % aller VOC in der Atmosphäre reagieren mit atmosphärischen OH-Radikalen. Die atmosphärische Prozessierung einer Luftmasse kann daher in guter Näherung durch die totale Reaktivität  $R_{\text{VOC}}$  mit OH beschrieben werden.

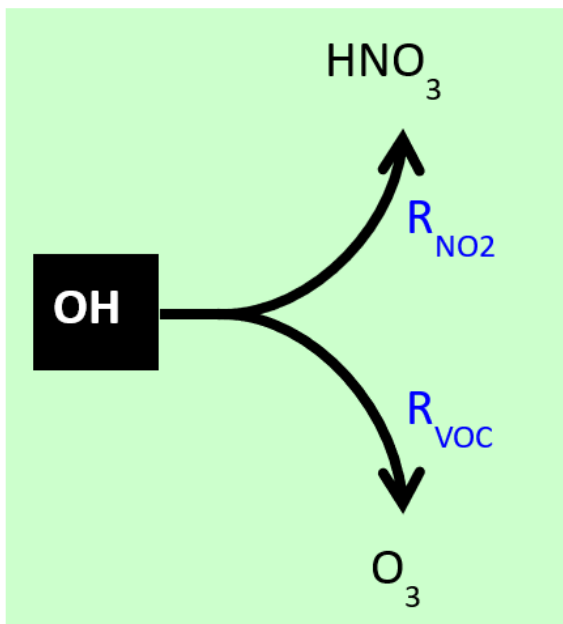
Die Zusammensetzung der gefundenen VOC-Mixe erlaubt daher eine Transformation der Konzentration des  $\text{VOC}_i$   $[\text{VOC}_i]$  in seine jeweilige Reaktivität  $R_{\text{VOC}}$  bezüglich OH mittels der Geschwindigkeitskonstante  $k_{\text{OH}+\text{VOC}_i}$ . Die OH-Reaktivität beschreibt den Umsatz eines VOCs mit OH-Radikalen. Die Summation über alle VOC liefert dann:

$$R_{\text{VOC}} = \sum k_{\text{OH}+\text{VOC}_i} \times [\text{VOC}_i] \quad (20)$$

Die Größe OH-Reaktivität ist außerordentlich nützlich, da sich auf diese Weise die lokale Ozonproduktion für VOC-Mixe unterschiedlicher Zusammensetzung mithilfe eines einzigen Parameters beschreiben lässt (vgl. [Klemp et al., 2012[445], Ehlers et al., 2016[454]]).

In der Atmosphäre konkurrieren VOC mit Stickstoffdioxid um die OH-Radikale (Abbildung 180). Nur auf dem Reaktionspfad  $R_{\text{VOC}}$  wird in der Atmosphäre zusätzliches Ozon gebildet; im Reaktionspfad  $R_{\text{NO}_2}$  werden Stickoxide in Form von  $\text{NO}_2$  zu  $\text{HNO}_3$  umgewandelt, welches durch Auswaschprozesse aus der Atmosphäre entfernt wird. Das Verhältnis der OH-Reaktivitäten von VOC ( $R_{\text{VOC}}$ ) und Stickstoffdioxid ( $R_{\text{NO}_2}$ ) steuert die relative Bedeutung der beiden Prozesse beim Spurenstoffabbau. In Abbildung 180

sind diese Prozesse in einem vereinfachten Schema des Spurenstoffabbaus von VOC und NO<sub>2</sub> in der Troposphäre dargestellt.



$$R_{NO_2} = k_{OH+NO_2} \times [NO_2]$$

$$R_{VOC} = \sum k_{OH+VOC_i} \times [VOC_i]$$

Abbildung 180: Vereinfachtes Schema der Reaktionspfade von OH-Radikalen beim Spurenstoffabbau von Stickoxiden und VOC.

Ein differenziertes Bild dieser komplexen Prozesse gibt das umfassende photochemische Modellsystem (MCM-3.3.1) wieder [455]. Die Resultate derartiger Modellrechnungen lassen sich bei geeigneter Normierung der Vorläuferkonzentrationen [456] in übersichtlicher Weise anhand eines Isolethenplots (vgl. Abbildung 181) ablesen, der die Effizienz der Ozonproduktion als Funktion der Vorläufer-Konzentrationen und -Verhältnisse, sowie der tageszeitlich variablen und ortsabhängigen Strahlungsbedingungen darstellt.

Der wesentliche Vorteil dieser Vorgehensweise besteht darin, dass für die gemessenen Eingangsparmeter (NO<sub>x</sub>, VOC-Mix, Strahlungsdaten) die für diesen Ort gültige Beschreibung der photochemischen Ozonbildung verwendet werden kann. Die Abbildung 181 zeigt das Resultat von Variationsrechnungen mit MCM-3.3.1, bei der für verschiedene Startverhältnisse und Start-Reaktivitäten von VOC und NO<sub>2</sub> die resultierenden Ozonproduktionsraten für den 21. 6. 12:00 dargestellt sind.

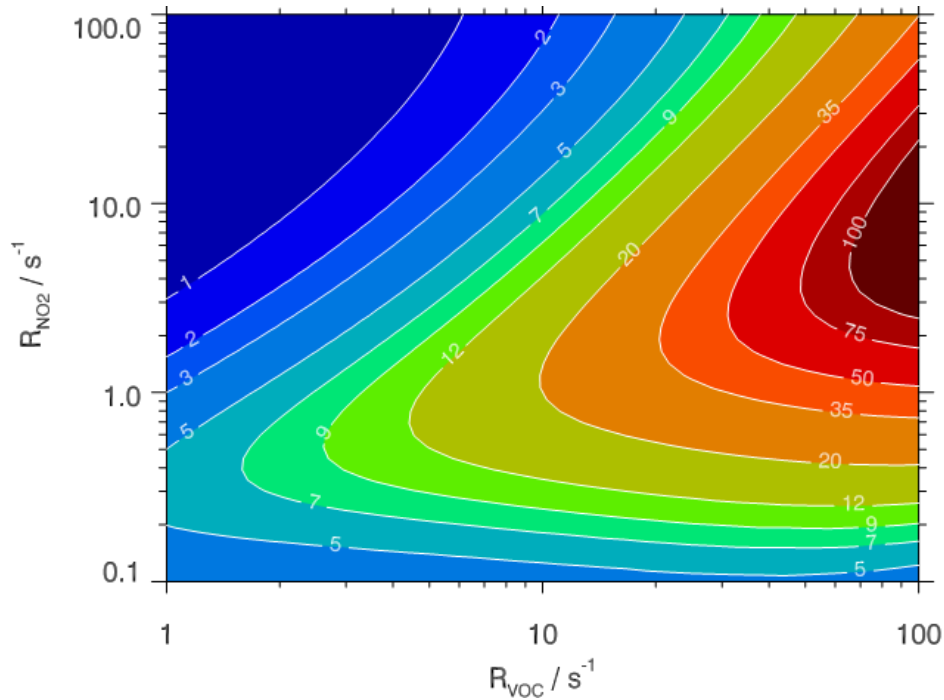


Abbildung 181: Resultat von Variationsrechnungen mit MCM-3.3.1 (Details: vgl. [Klemp et al. 2012], bei der für verschiedene Startverhältnisse und Start-Reaktivitäten von VOC und NO<sub>2</sub> die resultierenden Ozonproduktionsraten in ppb/h als sogenannter P(O<sub>3</sub>)-Isoplethenplot dargestellt sind. Rahmenbedingungen sind: Breitengrad: 52,5° nördlicher Breite, Strahlungsbedingungen: 21. 06., mittags 12:00. Als VOC-Mix wurde die mittlere sommerliche VOC-Zusammensetzung (Berliner Innenstadt-Bedingungen [452] herangezogen).

### Beschreibung der Methodik

Die vergleichende Bewertung verschiedener alternativer Kraftstoffe basiert auf der modellmäßigen Bestimmung der jeweilig kumulierten Ozonproduktion in einer Luftmasse auf einem vorgegebenen „Transportweg“ von der Quelle in der Innenstadt hinein in die ländliche Umgebung.

Auf diesem Wege erfährt diese Luftmasse sowohl photochemischen Abbau als auch Verdünnung mit unbelasteten Luftmassen. Dies führt zunächst zur Abnahme beider Vorläuferkonzentrationen. In biogen dominierter Hintergrundumgebung steigt die der OH-Reaktivität der VOC durch von Pflanzen emittierte Verbindungen wieder an, während bei niedriger Stickoxid-Konzentration niedrig bleibt.

Randbedingungen für ein einfaches Modell zur vergleichenden Bewertung der Ozon-Produktion verschiedener VOC-Mixe sind:

- Die Start-Reaktivität<sup>42</sup> wird in allen Fällen zu  $R_{\text{NO}_2} = 17.6 \text{ s}^{-1}$  und  $R_{\text{VOC}} = 10.1 \text{ s}^{-1}$  gesetzt. Dies entspricht dem sommerlichen Innenstadt-Mittelwert der von uns in den Jahren 2017 – 2018 gefundenen Resultate in Berlin und Stuttgart[452].

<sup>42</sup> Es ist zu beachten, dass sich die Start-Reaktivität  $R_{\text{NO}_2}$  im Modell tageszeitabhängig über das photostationäre Gleichgewicht (PSS) einstellt. Die gewählten Bedingungen ( $\text{O}_3 = 50 \text{ ppb}$ , Sonnenstand für den 21. 06, Berlin und  $\text{NO} = 66 \text{ ppb}$ ,  $\text{NO}_2 = 33 \text{ ppb}$ ) liefern nach der Gleichgewichtseinstellung des PSS ein  $R_{\text{NO}_2}$  von  $17.6 \text{ s}^{-1}$ .

- In der Nähe der biogenen Quelle im Hintergrund der Stadt wird eine OH-Reaktivität der VOC<sup>43</sup> von  $7 \text{ s}^{-1}$  angenommen.
- Für die vergleichende Bewertung der Abgas-Mixe wurden die aus Zylindersammlungen gewonnenen Abgas-Konzentrationen reiner Kohlenwasserstoffe sowie oxigener Substanzen mit einer C-Zahl von 2 bis 12 herangezogen, wobei die aufsummierte Start-Reaktivität der bis zu ca. 100 Einzelsubstanzen immer auf  $R_{\text{VOC}} = 10.1 \text{ s}^{-1}$  normiert wurde.
- Für den zeitlichen Verlauf der VOC-Mixanteile (vgl. Abbildung 182) wird vereinfachend angenommen, dass morgens  $\text{NO}_x$ -  $\text{CO}$ - und VOC-Abgas-Emissionen freigesetzt, beim anschließenden Transport in die umgebenden biogen dominierten Hintergrundgebiete verdünnt und photochemisch prozessiert werden. Die zunehmende Bedeutung der in Hintergrundgebieten dominierenden biogenen VOC-Flächenquelle spiegelt sich in ihrem wachsenden Reaktivitätsanteil der kumulierten OH-Reaktivität  $R_{\text{VOC\_Gesamt}}$  wider.

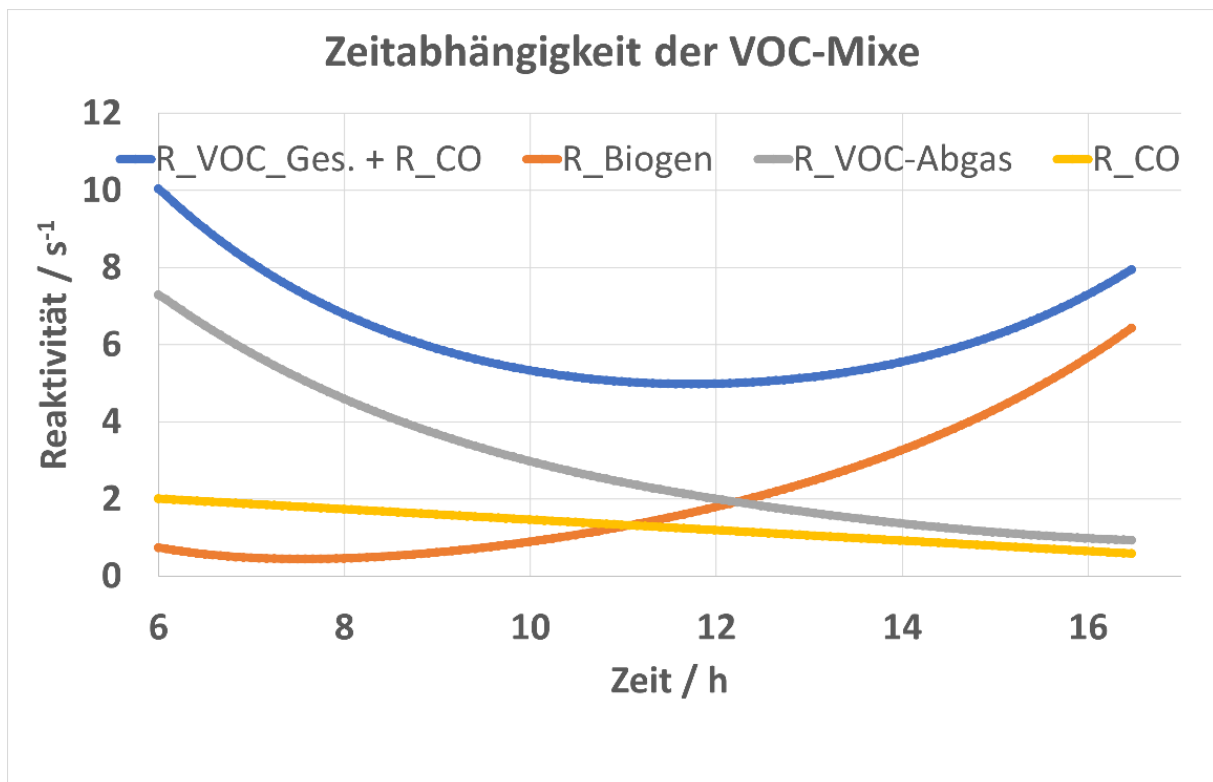


Abbildung 182: Zeitabhängigkeit der VOC-Mixanteile: Es wird idealisiert angenommen, dass der morgendlich freigesetzte VOC-Emissionsmix allein aus der Quelle „Stadt“ stammt und auf dem Transportweg in ländliche Gebiete kontinuierlich verdünnt wird. Die gleiche Annahme wird für den CO-Anteil des Abgas-Mixes getroffen (beginnend mit etwa  $2 \text{ s}^{-1}$  an der Quelle und ca.  $0.5 \text{ s}^{-1}$  in den Hintergrundgebieten[452]). In der Nähe der Quelle ist der biogene Anteil am VOC-Mix zunächst gering. Er steigt an mit zunehmender Entfernung zur anthropogenen VOC-Quelle.

<sup>43</sup> Die Höhe der biogenen VOC-Hintergrundkonzentrationen wurde an die während der ECHO-Kampagne [457] gemessenen Reaktivitäten angepasst und in Form von Isopren-Äquivalenten in das Modell eingespeist.



- Da für die Stickoxide keine vergleichbare biogene Quelle existiert, wird für diese eine kontinuierliche Verdünnung auf dem Transportweg von der Stadt in die Hintergrundgebiete angenommen.
- Für die Untersuchungen mit dem null-dimensionalen photochemischen Modellsystem MCM-3.3.1 wurden folgende Randbedingungen gewählt: Berlin, 52° 30' N Sommerbedingungen, Tag des höchsten Sonnenstands (21. 6), wolkenfreie Bedingungen. Start der Modellläufe 6:00, 128 Einzelschritte mit je 300 s Dauer, für jeden Einzelschritt gilt: Neusetzung der Startbedingungen mit modifizierten Startwerten unter Beibehaltung der im Modell entstandenen photochemischen Produkte.
- In allen Fällen wird bei den MCM-Modellrechnungen ein gleicher Konzentrations- und Zeitverlauf für die biogenen VOCs und für CO angenommen und im Modell bei der Berechnung der Gesamt-Reaktivität ( $= R_{\text{VOC\_Ges}} + R_{\text{CO}}$ ) berücksichtigt. Dies reduziert zwar die Spannweite der Unterschiede im kumulierten  $P(\text{O}_3)$  für die verschiedenen VOC-Abgas-Mixe, sorgt aber für eine realitätsnähere Betrachtungsweise.

Die Abbildung 183 stellt die Vorgehensweise bei der vergleichenden  $P(\text{O}_3)$ -Bewertung verschiedener Mixe im Zusammenhang dar. Es ist allerdings darauf, hinzuweisen, dass der hier hinterlegte Isoplethenplot quantitativ nur die Situation während der Mittagszeit beschreibt. Für alle anderen Tageszeiten sind auf dem Prozessierungs- und Verdünnungsweg kleinere  $P(\text{O}_3)$ -Produktionsraten als die hier angegebenen gültig.

### $P(\text{O}_3)$ -Bewertung verschiedener Mixe

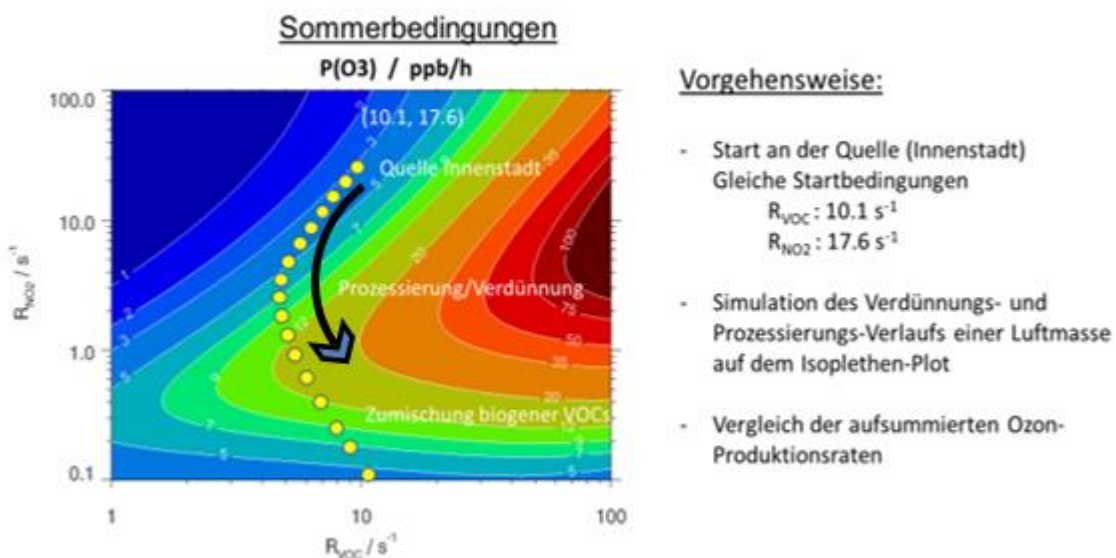


Abbildung 183: Isoplethenplot der Ozonproduktion ( $P(\text{O}_3)$ ) in ppb/h für 12:00 mittags. Der Startpunkt an der „Quelle Innenstadt“ gibt das in Berlin 2017 (Sommer) von uns gemessene mittlere Immissionsverhältnis ( $R_{\text{NO}_2} = 17.6 \text{ s}^{-1}$ ,  $R_{\text{VOC}} + R_{\text{CO}} = 10.1 \text{ s}^{-1}$ ) wieder. Die durch gelbe Kreise dargestellte Kurve beschreibt den „Transportweg“ dieser Luftmasse von der „Quelle Innenstadt“ in die ländliche Umgebung.

Der unten beschriebene idealisierte „Transportweg“ soll für die luftchemische Bewertung der Abgas-Mixe verschiedener alternativer Kraftstoffe herangezogen werden, indem für die gemessenen

unterschiedlichen VOC-Zusammensetzungen am Startpunkt und für weitere 127 Einzelschritte mit neuen Startwerten für  $R_{NO_2}$  und  $R_{VOC}$  die jeweilige Ozonproduktion berechnet und aufsummiert wird. Startzeitpunkt des Luftpaketes in der Innenstadt (und der Modellrechnungen) ist 06:00. Für den Startschritt und jeden der weiteren 127 Einzelschritte wird die  $P(O_3)$ -Produktion nach jeweils 300 s unter Beibehaltung der photochemischen Zwischenprodukte bestimmt. Auf diese Weise wird eine möglichst wirklichkeitsnahe Abbildung der realen Evolution eines photochemisch aktiven Tagesganges simuliert.

Die Abbildung 184 zeigt beispielhaft die zeitliche Entwicklung der  $P(O_3)$ -Werte für den Treibstoff „E10“ für den VOC-Abgasmix „E10-Kaltstart“ und „E10-Warm\_Autobahn“.

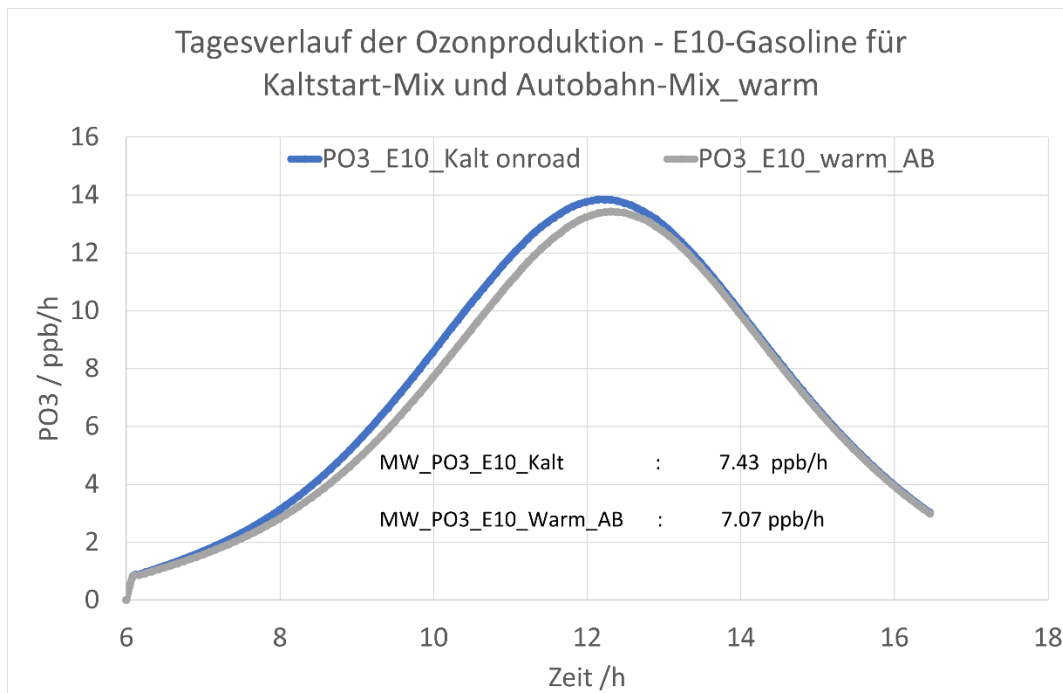


Abbildung 184: Tagesverlauf der Ozonproduktion für die Emissionen von Benzinern mit E10-Benzin während des Kaltstarts ( $P(O_3)_{E10\_kalt\_onroad}$ ) und unter Autobahnbedingungen ( $P(O_3)_{E10\_warm\_AB}$ ).

Es ist darauf hinzuweisen, dass hier nicht die emittierten Abgaskonzentrationen ins Kalkül gezogen werden, sondern ausschließlich die Unterschiede in der Mix-Zusammensetzung und die daraus resultierenden Unterschiede in der  $P(O_3)$ -Bildungseffizienz. Im Folgenden soll dies als „intrinsische Ozonbildung“ benannt werden.

- Der Vergleich der Ozon-Produktionsraten für den Abgas-Mix eines mit E10-Benzin betriebenen Kfz liefert für die oben definierten Vergleichsbedingungen eine um etwa 5 % höhere Ozonbildung aus dem VOC-Mix im Kaltstart verglichen mit dem VOC-Mix unter Autobahnbedingungen.
- Es ist darauf hinzuweisen, dass aufgrund der gewählten normierten Modellbedingungen sich in der hier gefundenen Differenz die „Mix-spezifischen“ Abweichungen<sup>44</sup> von einer einheitlichen Reaktivitätsbewertung widerspiegeln.
- Deutlich erkennbare Unterschiede in der Ozonproduktion sind nur in der ersten Tageshälfte erkennbar, wenn der Beitrag der anthropogenen Abgasemissionen an der Gesamt-Reaktivität den der biogen emittierten VOCs deutlich übersteigt.

### Resultate der Modelluntersuchungen zur „intrinsischen Ozonbildung

#### a) Untersuchte Kraftstoffe mit benzinartigen Siedeverläufen

Für die vergleichenden Untersuchungen der sommerlichen Photooxidantienbildung des Abgases von Otto-Motoren wurden drei verschiedene Kraftstoffe herangezogen:

1. Alkylat-Benzin: Reiner Alkan-Treibstoff, Siedebereich < 210 °C  
(Hersteller Julius Hoesch GmbH & Co. KG)
2. E-10-Benzin: Erdölderivat, Siedebereich < 210 °C mit 10 % Ethanolbeimischung  
(Aral AG)
3. Ultimate 102: Erdölderivat, Siedebereich < 210 °C ohne Ethanolbeimischung  
(Aral AG)

---

<sup>44</sup> Auf eine eingehende Diskussion dieser Unterschiede soll an dieser Stelle nicht detailliert eingegangen werden. Hierfür wäre eine genaue Beschäftigung mit der detaillierten Kinetik für die verschiedenen im Mix vorhandenen organischen Gase unumgänglich. Ein grobes Verständnis für die beobachteten Abweichungen wird durch den Umstand vermittelt, dass reine Kohlenwasserstoffe pro Abbauschritt 2 Moleküle Ozon erzeugen, während oxigenierte Substanzen wie Ethanol lediglich ein Molekül Ozon pro Abbauschritt bilden. Auf der anderen Seite erzeugen erhöhte Alkoholanteile im Abgas als Abbauprodukte zusätzliche Aldehyde, welche im Falle von Formaldehydabbau zu einer gegenüber dem Standard-Mix erhöhten Ozonproduktionsrate führen. Die Konsequenzen dieses Wechselspiels lassen sich nicht einfach übersehen und machen für die verschiedenen Mixe eine detaillierte kinetische Kalkulation unumgänglich. Dies ist die eigentliche Begründung für die Verwendung eines expliziten kinetischen Modells, wie es MCM 3.3.1 darstellt. Eine eingehende Beschreibung der unterschiedlichen Ozonproduktionsraten verschiedener organischer Gase auf der Basis der vergleichender Isoplethenplotbetrachtungen ist in Vorbereitung [Klemp et al. Manuskript in Vorbereitung].

**b) Untersuchte Kraftstoffe mit dieselartigen Siedeverläufen**

Für die vergleichenden Untersuchungen der sommerlichen Photooxidantienbildung wurden 5 verschiedene Kraftstoffe herangezogen.

1. Synthetischer Diesel (GTL): Siedeverlauf.  $210\text{ °C} > T < 450\text{ °C}$   
(Hersteller: Shell plc)
2. Diesel: Siedeverlauf.  $210\text{ °C} > T < 450\text{ °C}$   
(Hersteller: Shell plc)
3. FAME RME: Siedeverlauf.  $210\text{ °C} > T < 450\text{ °C}$   
(Hersteller: Biowerk Sohland GmbH)
4. R33: Siedeverlauf.  $210\text{ °C} > T < 450\text{ °C}$   
(Hersteller: Shell plc)
5. FAME UCOME: Siedeverlauf.  $210\text{ °C} > T < 450\text{ °C}$   
(Hersteller: Biowerk Sohland GmbH)

In der Abbildung 185 sind für Kaltstartbedingungen (d. h. vor dem Einsetzen der reinigenden Wirkung des Katalysators) die VOC-Reaktivitäts-Zusammensetzungen ausgewählter Kraftstoffe der wichtigsten Komponenten verschiedener VOC-Klassen dargestellt.

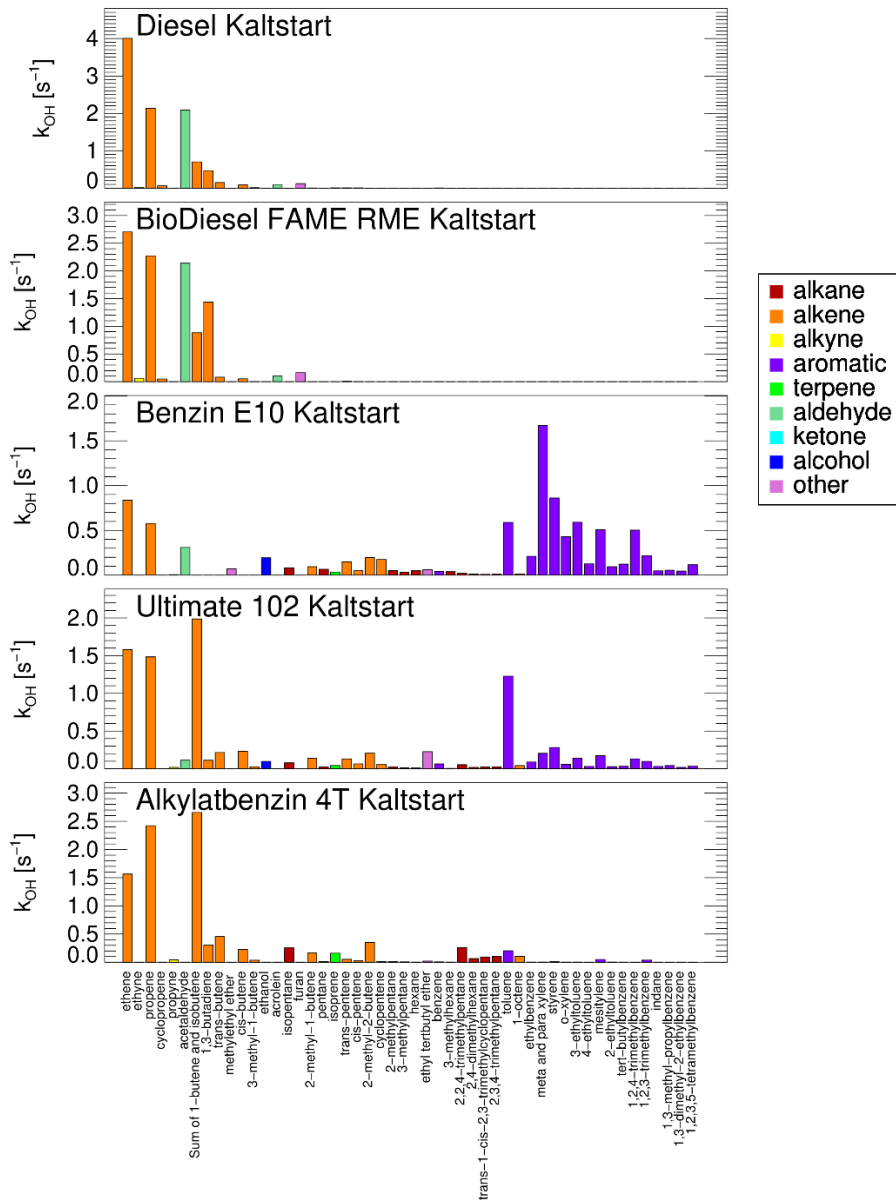


Abbildung 185: VOC-Reaktivitäts-Zusammensetzungen (normiert auf jeweils  $10 s^{-1}$ ) des Abgases ausgewählter Kraftstoffe der wichtigsten Komponenten verschiedener VOC-Klassen. Dargestellt werden hier die gefundenen VOC-Mixe für Kaltstartbedingungen, da dieser Betriebszustand in städtischer Umgebung nahezu ausschließlich für die VOC-Mixe aus der Quelle „Straßenverkehr“ verantwortlich zeichnet (zur Rechtfertigung vgl. Resultate der CMB-Analysen der Stuttgarter Heslach-Tunnel-Analysen[458]). Im Anhang werden die gefundenen VOC-Reaktivitätsverteilungen für die Mixe Stadt (warm) und Autobahn (warm) dargestellt.

- Die auf jeweils  $10 \text{ s}^{-1}$  normierten Abgas-Mixe diesel- und benzinartiger Treibstoffe normierten VOC-Reaktivitäts-Zusammensetzungen unterscheiden sich in ihren Komponentenanteilen wesentlich: Während sich bei den dieselartigen Kraftstoffen im Abgas hauptsächlich leichte Alkene und Aldehyde finden, besitzen die benzinartigen Kraftstoffe erhebliche Aromatenanteile.
- Ein 10-prozentiger Anteil an Ethanol im E10-Kraftstoff steigert dessen Reaktivitätsanteil im Abgas gegenüber dem von Ultimate 102 lediglich von ca. 2% auf etwa 4 %<sup>45</sup>.
- Eine Beimischung von 10 % Ethanol steigert bei den benzinartigen Kraftstoffen der Reaktivitätsanteil der gesundheitsschädlichen Aromaten um mehr als einen Faktor 2, während der Reaktivitätsanteil an Alkenen gegenüber dem Ultimat 102 entsprechend absinkt.
- Das Kaltstart-VOC-Abgas des Alkylatbenzins besitzt unter den benzinartigen Kraftstoffen den höchsten Reaktivitätsanteil an Alkenen, gefolgt von dem von Alkanen und einem niedrigen Reaktivitätsanteil (< 5%) an Toluol.

Eine zusammenfassende grafische Darstellung der Resultate aller 8 untersuchten Kraftstoffe liefert die Abbildung 186. Für die anschließende Diskussion sind die genauen Resultate zusätzlich in tabellarischer Form zusammengefasst (vgl. Tabelle 54).

---

<sup>45</sup> In der aktuellen Literatur diskutieren verschiedene Autoren die Gründe für steigende atmosphärische Ethanolkonzentrationen in anthropogener Umgebung [z. B. Lewis et al., 2020, Willey et al., 2019]. Unsere Untersuchungen deuten darauf hin, dass nur das Abgas von Otto-Motoren im Kaltstart signifikante Beiträge an den Ethanol-Mischungsverhältnissen der aktuellen Verkehrsflotte liefern: Es konnte gezeigt werden, dass die Abgas-Emissionen der aktuellen Verkehrsflotte (vgl. Abbildung 188, L. Karadurmus, Manuskript in Vorbereitung) nach wie vor durch die Kaltstart-Emissionen von Otto-Motoren dominiert werden. Allerdings lag der im Heselacher Tunnel, Stuttgart gefundene Reaktivitätsbeitrag von Ethanol mit ca. 7 % an der gemessenen VOC-Gesamtreaktivität [Klemp et al., 2020] um etwa den Faktor drei höher als in den VOC-Mixen der on-board-Untersuchungen. Die mögliche Rolle weiterer Ethanolquellen (Scheibenreinigung, Kraftstoffverdampfung, im Heselacher Tunnel neben der des Automobilabgases) wird derzeit im Rahmen einer laufenden Dissertation (L. Karadurmus) untersucht.



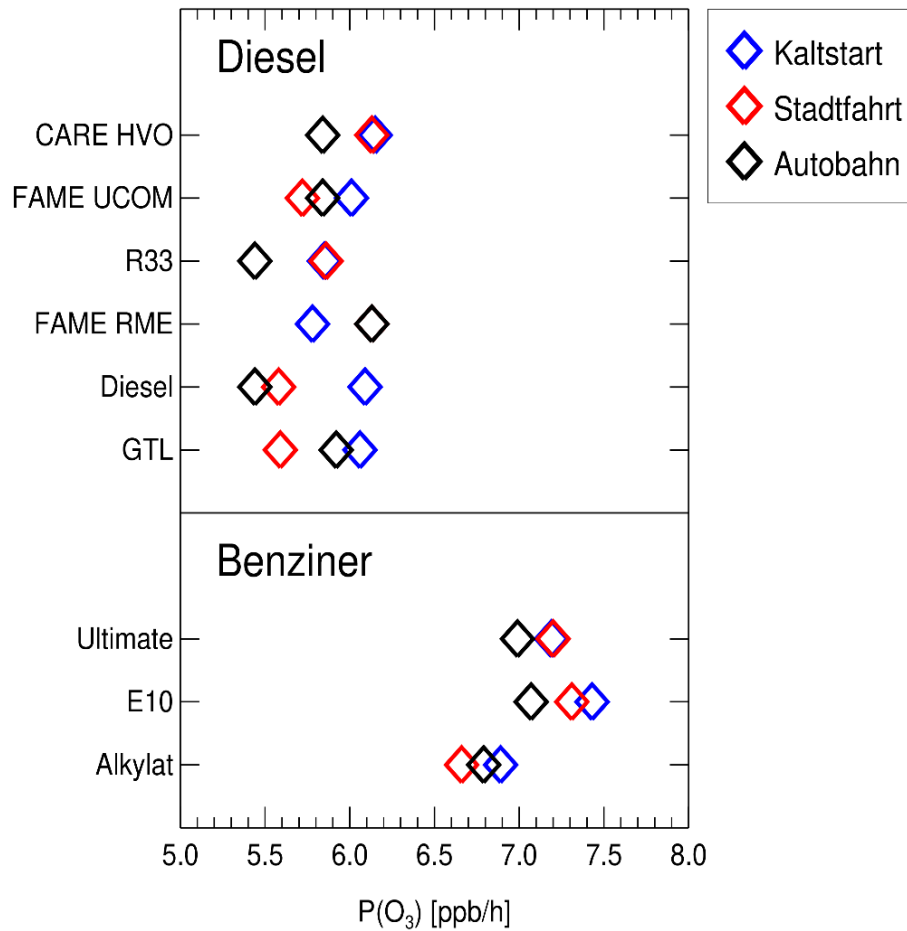


Abbildung 186: Mittelwerte der Ozonproduktion ( $P(O_3)$ ) für drei benzinartige -Kraftstoffe: Alkylat-Benzin, E10-Benzin und Ultimate 102) und für fünf dieselartige Kraftstoffe bei einer Startreaktivität von  $10 \text{ s}^{-1}$ : GTL, konventioneller Diesel, FAME RME, R33 und FAME UCOME. Für jeden Kraftstoff werden  $P(O_3)$ -Mittelwerte für drei verschiedene Fahrsituationen dargestellt: Kaltstart, Stadtfahrt und Autobahn. Die Randbedingungen der Modelluntersuchungen mit dem null-dimensionalen Boxmodell stellen sicher, dass einzig die unterschiedlichen Abgaszusammensetzungen Einfluss auf die gefundene mittlere Ozonproduktion haben.

Tabelle 54: Mittelwerte der Ozonproduktion [ppb/h] aus den unter on-road-Bedingungen gewonnenen VOC-Mixen für 8 verschiedene Kraftstoffe und drei verschiedene Verkehrssituationen.

Kraftstoff	Kaltstart [ppb/h]	Stadtfahrt [ppb/h]	Autobahnfahrt [ppb/h]
Alkylat-Benzin	6.89	6.66	6.79
E10-Benzin	7.43	7.31	7.07
Ultimate 102	7.29	7.20	6.99
GTL	6.06	5.59	5.92
Konv. Diesel	6.09	5.58	5.44
FAME RME	5.78	6.19	6.13
R33 Blue	5.85	5.86	5.44
FAME UCOME	6.01	5.72	5.84
CARE HVO	6.15	6.13	5.84

Für die untersuchten benzinartigen Kraftstoffe ergibt sich für alle drei Emissionsituationen ein einheitliches Bild:

- Das niedrigste Ozon-Bildungspotenzial weist in allen Fällen der Alkylat-Kraftstoff auf. Sein mittlerer  $P(O_3)$ -Wert liegt etwa 5 – 10 % unter dem des reinen Erdöl-Derivates Ultimate 102.
- Die Beimischung von Bio-Ethanol von 10 % führt hingegen für den mittleren  $P(O_3)$ -Wert zu einer Erhöhung gegenüber dem reinen Erdöl-Derivat um etwa 2 – 3 %.<sup>46</sup>
- Für alle drei untersuchten Kraftstoffe wurden die niedrigsten  $P(O_3)$ -Werte für die Autobahn-Emissionsituation gefunden. Der unter diesen Bedingungen emittierte VOC-Mix führte in allen drei Fällen zur niedrigsten Photooxidantienbildung<sup>47</sup>

Bei dem Vergleich von Kalt- und Warmstartbedingungen ergeben sich für die resultierenden  $P(O_3)$ -Werte im Falle des warmen städtischen Emissions-Patterns praktisch keine Unterschiede für die drei untersuchten Kraftstoffe. Die niedrigsten  $P(O_3)$ -Werte liefern hier die warmen Autobahnbedingungen.

<sup>46</sup> Es ist festzustellen, dass sich der 10%-Anteil von Ethanol im E10 kaum in einer entsprechenden Erhöhung des Ethanol-Anteils im Abgas wiederfindet (Kaltstart-Bedingungen): Bei Normierung des Abgas-Mixes auf  $10.1 \text{ s}^{-1}$  ist lediglich ein Anstieg im Ethanol-Anteil von  $0.1 \text{ s}^{-1}$  (Ultimate) auf  $0.2 \text{ s}^{-1}$  (E10) zu verzeichnen. Demgegenüber schlagen die relativen Anstiege höherer Aromaten im Abgas von E10-Benzin gegenüber Ultimate um mehr als einen Faktor 2 (von  $1.8 \text{ s}^{-1}$  auf mehr als  $4 \text{ s}^{-1}$ ) für die beobachteten Unterschiede in der mittleren Ozonproduktion deutlich stärker zubezogen (vgl. dazu auch die Bemerkungen in Fußnote 44).

<sup>47</sup> Es ist darauf hinzuweisen, dass bei der Interpretation dieser Resultate sorgfältig unterschieden werden muss zwischen dem (hochvariablen) Emissionsausstoß für die verschiedenen Emissionsituationen (vgl. Abschnitt 6.4.2) und der hier untersuchten Fähigkeit der Abgasmixe zur mittleren Ozonproduktion unter normierten Rahmenbedingungen.

Es kann somit gefolgert werden, dass die für die Einhaltung der EURO-6-Norm eingesetzten 3-Wege-Katalysatoren nicht nur für eine hinreichende VOC-Emissionsreduzierung (vgl. Abschnitt 6.4.2) sorgen, sondern auch bei der Emission des gereinigten Abgas-Mixes unter Autobahn-Bedingungen keinen VOC-Mix mit erhöhter  $P(O_3)$ -Bildung erzeugen<sup>48</sup>.

Bei dieselartigen Kraftstoffen ist festzustellen, dass sich die Mittelwerte der Ozonproduktion der verschiedenen Kraftstoffe für die drei untersuchten Emissionssituationen stärker voneinander unterscheiden als bei benzinartigen Kraftstoffen:

- Der gewöhnliche Diesel befindet sich für Kaltstartbedingungen mit einem mittleren  $P(O_3)$  von 6.09 ppb/h des Durchschnitts aller getesteter Kraftstoffe. Für warme Betriebsbedingungen liegt der gewöhnliche Diesel mit ca. 5.5 ppb/h am unteren Ende der gefundenen Ozonproduktionsraten.
- Betrachtet man vordringlich das Verhalten der Abgas-Mixe unter Kaltstartbedingungen (wenn Emissionsreduzierungen durch die eingebauten unregulierten Oxidations-Katalysatoren noch nicht wirksam sind), so schneidet der FAME RME-Kraftstoff-Mix mit einer um 5 % niedrigeren mittleren Ozonproduktion im Vergleich zu der des gewöhnlichen Diesels am besten ab.
- Der synthetische Diesel (GTL) zeigt für zwei der drei Emissionssituationen ein im Vergleich zum gewöhnlichen Diesel nahezu identisches  $P(O_3)$ -Verhalten. Lediglich unter Autobahnbedingungen liegt Ozonproduktion seines Abgas-Mixes um etwa 8 % über der des gewöhnlichen Diesels.
- Das ausgeglichene  $P(O_3)$ -Raten unter den Diesel-Alternativen findet sich für R33-Kraftstoff. Unter Kaltstartbedingungen ist die Ozonproduktion seines Abgas-Mixes nur wenig schlechter als die von FAME RME. Unter warmen Betriebsbedingungen auf der Autobahn liegt R33 auf gleichem  $P(O_3)$ -Niveau wie der konventionelle Diesel.
- Zusammenfassend betrachtet ist festzustellen, dass bei gleicher OH-Reaktivität der Emissionen keiner der alternativen Kraftstoffe für alle drei Emissionssituationen deutliche Vorteile gegenüber dem  $P(O_3)$ -Verhalten des gewöhnlichen Diesels aufweist<sup>49</sup>.

Als ein klares Resultat der photochemischen Bewertung der verschiedenen benzinartigen und dieselartigen Kraftstoffe ist zu benennen: Die „intrinsische Ozonbildung“ benzinartiger Kraftstoffe liegt um 20 – 25 % über jener die dieselartigen Kraftstoffe.

---

<sup>48</sup> Eine Erklärung für das hier beobachtete nahezu identische  $P(O_3)$ -Verhalten könnte dadurch gegeben sein, dass bei modernen EURO-6-Otto-Pkws die früher prominent auftretende Vollastanreicherung [vgl. z. B. Schmitz et al. [459], 2000] auch bei Fahrgeschwindigkeiten von deutlich über 120 km/h weitgehend abgestellt ist. In der Vergangenheit waren Abgasemissionen eines 3-Wege-Katalysator-Fahrzeugs unter Vollastbedingungen durch ihren relativ höheren Aromatenanteil charakterisiert, deren spezifische  $P(O_3)$ -Bildung etwas höher ist als die  $P(O_3)$ -Bildung durch die unter geringeren Lastbedingungen dominierenden Alkane.

<sup>49</sup> Diese Aussage gilt allerdings nicht in gleicher Weise für die absoluten Emissionswerte unter RDE-Bedingungen. Vergleicht man die zugehörigen  $NO_x$ -Emissionen von gewöhnlichem Diesel mit dem von FAME UCOME Diesel, so liegen dessen  $NO_x$ -Emissionen in mg/km um ca. 15 % unter denen des gewöhnlichen Diesels (vgl. Abbildung 166).

### Vergleich der intrinsischen Ozonbildungen von Diesel und Benzin mit denen aktueller Kfz-Flottenuntersuchungen

Die Abbildung 187 vergleicht die für Kaltstart-Bedingungen gefundenen mittleren  $P(O_3)$ -Werte der aktuell gebräuchlichsten Kraftstoffe mit den Resultaten aktueller Flottenmessungen. Die zugehörigen mittleren VOC-Profile aus Stuttgart sind das Resultat der gewichteten Mittelungen von jeweils mehr als 20 Kanistersammlungen [452].

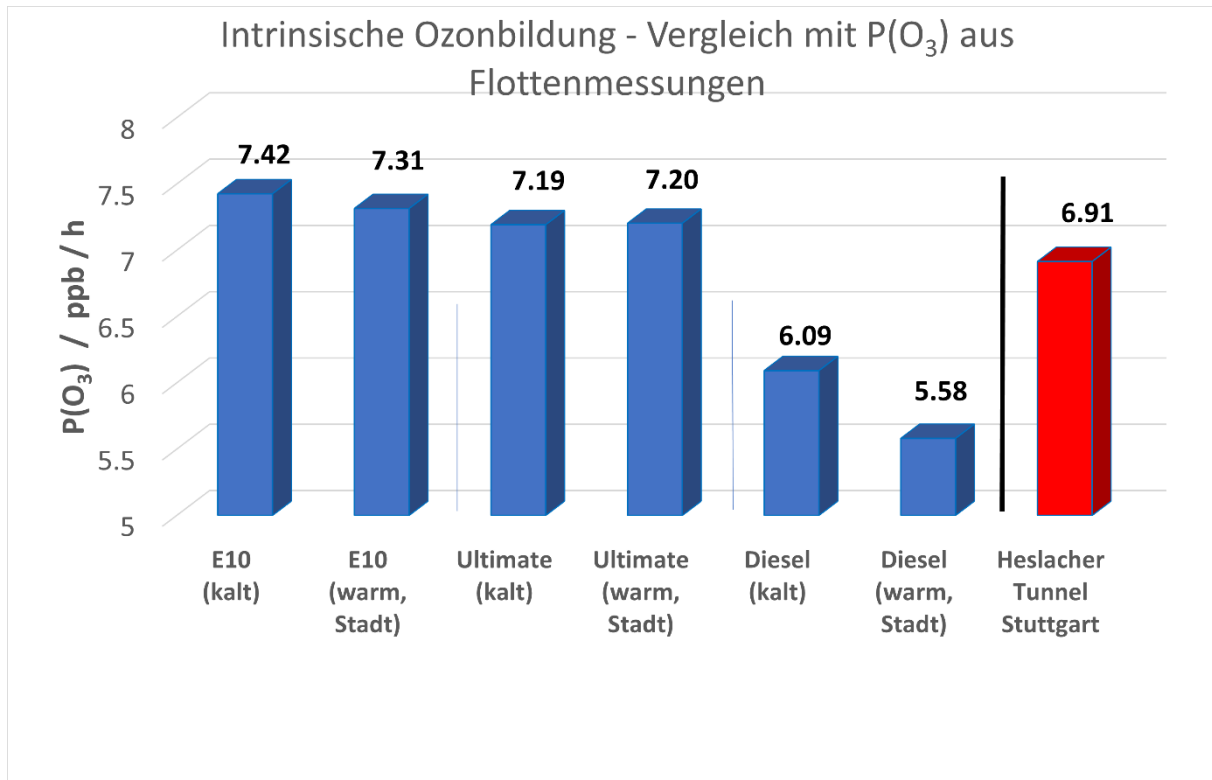


Abbildung 187: Mittelwerte der Ozonproduktion ( $P(O_3)$ ) für konventionelle Benzin- und Dieselmotoren-Abgase unter kalten und warmen Betriebsbedingungen. Im Falle des Ottomotoren-Kraftstoffs bilden die Resultate für Ultimate- und für E10-Kraftstoff die Spannweite der resultierenden  $P(O_3)$ -Werte bei unterschiedlichem Ethanolgehalt (Ultimate: 0 % Ethanol, E10: 10 % Ethanol) ab. Der rote Balken gibt die resultierende mittlere  $P(O_3)$ -Produktion für die VOC-Fahrzeugflotten-Emissionszusammensetzung aus dem Stuttgarter Heslacher Tunnel wieder.

Durch Vergleich mit den Resultaten von Chemical Balance Analysen (CMB) [460] soll geprüft werden, ob sich die für Dieselfahrzeuge und für Benzinermittelten  $P(O_3)$ -Werte dazu eignen, auf die Verursacher-Anteile an den verkehrsinduzierten VOC-Emissionen zurückzuschließen. Wie zuvor gezeigt wurde, unterscheiden sich die Ozonbildungs-Effizienzen von Diesel- und Benzinabgas um ca. 20 – 25 %. Daher sollten sich die von CMB-Studien ermittelten Emissions-Anteilverteilungen näherungsweise in der Modelluntersuchung zur intrinsischen Ozonproduktion widerspiegeln. Die Abbildung 188 zeigt das Ergebnis von CMB-Modellierungen der VOC-Zusammensetzung des Heslacher Tunnels[458].

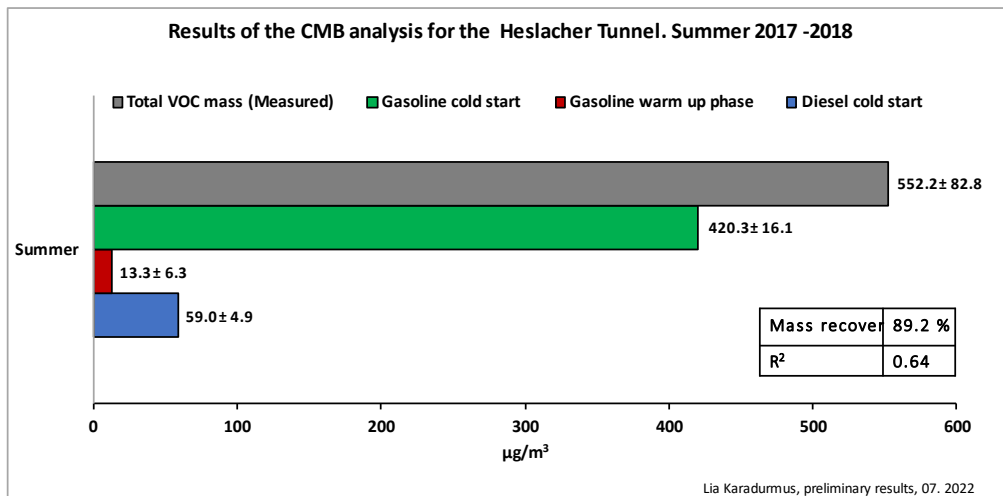


Abbildung 188: Resultate der CMB-Kalkulation des im Heslacher Tunnel gemessenen mittleren VOC-Mixes. Die Anpassung verschiedener VOC-Quell-Mixe (Benzin-Kaltstart-VOC-Pattern, Benzin-Warm-VOC-Pattern, Diesel-Kaltstart-VOC-Pattern und Diesel-Warm-VOC-Pattern) an den gemessenen mittleren VOC-Mix im Heslacher Tunnel wurde durch eine Optimierungsrechnung durchgeführt. Zusätzlich angegeben ist die Wiederfindungsrate und das  $R^2$  der Optimierungsrechnung.

In der Tat zeigen beide Ansätze eine befriedigende Übereinstimmung im Rahmen der angegebenen Fehlerspannbreiten in den Verursacheranteilen auf:

Die CMB-Analysen der VOC-Tunnelprofile liefern als dominierende Quelle einen Benzin-Kaltstart-Emissionsanteil von  $(76 \pm 4) \%$ . Die zwei weiteren Beiträge an den VOC-Emissionen bilden die Diesel-Kaltstart-Anteile mit etwa  $(11 \pm 1) \%$  und die Benzin-Warm-Anteile mit etwa  $(2.5 \pm 1) \%$ . Im Rahmen der Fehlergrenzen wurden keine Beiträge für die Diesel-Warm-Anteile gefunden. Die angegebenen Fehlerspannbreiten resultieren in erste Linie aus der Unsicherheit in den Konzentrationsangaben der VOC-Einzelsubstanzmessungen (siehe Klemp et al.[452]).

Es ist offensichtlich, dass sich die kalkulierte intrinsische Ozonproduktion für den Heslacher Tunnelmix recht nah an der Ozonproduktion des reinen Benzin-Mixes befindet. Eine Abschätzung der Emissionsanteile der verschiedenen Verursacher im Heslacher Tunnel aus den intrinsischen Ozonproduktionsrechnungen liefert einen Anteil von etwa 75 % für den Benzin-Mix und etwa 25 % für den Diesel-Mix. Da in diesem Falle Ozonproduktionsraten-Verhältnisse und nicht Emissions-Verhältnisse verglichen werden, ist der kalkulierte Diesel-Mix-Anteil noch um seine um etwa 25 % langsamere  $P(O_3)$ -Rate zu korrigieren. Zusätzlich muss in Betracht gezogen werden, dass neben der Unsicherheit der Konzentrationsangaben der VOC-Einzelsubstanzmessungen die Unsicherheiten der kinetischen Konstanten in den MCM-3.3.1-Modellierungen zu Buche schlagen. Der auf diese Weise abgeschätzte Anteil der Diesel-Kaltstart-Emissionen wird daher mit  $(20 \pm 7.5) \%$  angegeben.

Fazit: Der Vergleich der beiden Methoden liefert eindeutig kleinere Fehlerspannbreiten für die CMB-Analysen. Es war allerdings hier auch nicht das Ziel, eine alternative Methode zur CMB-Kalkulation der

Anteilsverteilungen zu finden, sondern es sollte gezeigt werden, dass die intrinsische Ozonbildungskalkulation prinzipiell gleichartige Ergebnisse liefert.

### Prognosen zur zukünftigen $P(O_3)$ -Bildung aus verkehrlichen Vorläuferemissionen

Ein entscheidender Vorteil der intrinsischen Ozonbildungskalkulation besteht darin, dass, anders als im Falle der CMB-Analysen, hier unmittelbar der Einfluss veränderter Vorläuferkonzentrationsverhältnisse auf die Ozon-Produktion studiert werden kann.

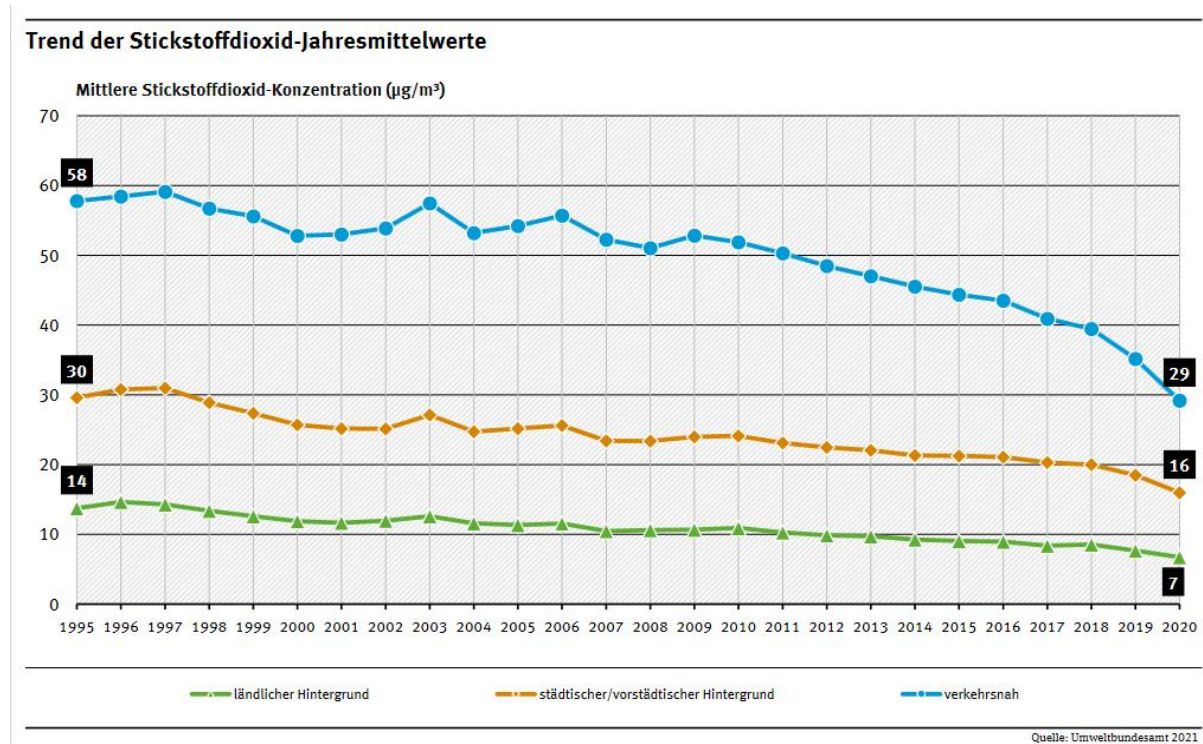


Abbildung 189: Stickstoffdioxid-Jahres-Mittelwerte von 1995 – 2020 für ländliche, städtische, und verkehrsnahen Stationen[448].

In der Tat zeigt sich besonders deutlich für die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationsentwicklung verkehrsnaher Stationen eine sich bislang eher beschleunigende Konzentrationsabnahme, welche in erster Linie durch die Einführung verschärfter Abgasnormen für den Dieselmotorbereich verursacht sein dürfte. In den nächsten Jahren dürfte auch die zunehmende Marktdurchdringung emissionsfreier Fahrzeuge mit Elektroantrieb für eine weitere Absenkung der  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen sorgen.

Für die Zukunft ist mit der Einführung der EURO-7-Abgasnorm mit weiterer  $\text{NO}_x$ -Reduktion zu rechnen. Die Auswirkungen dieser Vorläuferreduktionen kann für die intrinsische Ozonbildung mithilfe des hier verwendeten Modells einfach abgeschätzt werden.



**Randbedingungen:**

- Wie in der Beschreibung zu Abbildung 183 ausgeführt, startet die Modellrechnung bei  $\text{NO}_2 = 17.6 \text{ s}^{-1}$  und  $\text{VOC} = 10.1 \text{ s}^{-1}$ . Wie bereits ausgeführt, entspricht dieser Startpunkt auf der Isoplethenkurve dem für 2018 gefundenen Mittelwert für innerstädtische sommerliche Bedingungen. Anders als zuvor wird jetzt für eine Variationsanalyse die Höhe des  $\text{NO}_2$ -Startwertes variiert (der VOC-Mix aber für die verschiedenen Läufe einer Variationsanalyse konstant gelassen).
- Wiederum werden auf dem Isoplethenplot Prozessierung und Verdünnung des städtischen Emissions-Mixes realisiert, indem 128 Teilmodellläufe mit 6:00 morgens als Startzeitpunkt des Modellaufs mit je 300 s Dauer vollführt werden (Der photostationäre Zustand (PSS), der das Gleichgewicht zwischen Ozon, Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid beschreibt, kann sich zwischenzeitlich vollständig etablieren). Nach jedem Teilmodelllauf bleiben die gebildeten Zwischenprodukte im Modell erhalten, der ermittelte  $\text{P}(\text{O}_3)$ -Wert wird gespeichert und das MCM-3.3.1.-Modell wird mit neuen, leicht reduzierten Startwerten erneut gestartet. Die Dauer der Rechnung und auch die Randbedingungen für die Photolyse bleiben daher für alle Variationsrechnungen konstant.
- Für unterschiedliche  $\text{NO}_2$ -Start-Reaktivitäten wird daher die Schrittweite der Verdünnung so angepasst, dass im letzten Verdünnungsschritt jeweils eine  $\text{NO}_2$ -Konzentration von 0.5 ppb erreicht wird.
- Diese Vorgehensweise führt dazu, dass die in Abbildung 183 skizzierte Prozessierungs- und Verdünnungskurve je nach  $\text{NO}_2$ -Start-Reaktivitätsbedingungen bezüglich der  $\text{NO}_2$ -Achse in gestauchter bzw. gestreckter Weise durchlaufen wird.
- Es wird für die  $\text{NO}_2$ -Variationsrechnungen ein Wertebereich  $0.1 < x < 2.0$  gewählt, wobei der Wert  $x = 1$  die  $\text{NO}_2$ -Startreaktivität nach PSS-Einstellung von  $17.6 \text{ s}^{-1}$  besitzt. Der zugehörige niedrigste Start- $\text{NO}_x$ -Wert beträgt lediglich etwa 10 ppb und liegt somit weit unter heutigen innerstädtischen  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen, der höchste beträgt ca. 200 ppb.
- Die  $\text{NO}_2$ -Variationsrechnungen wurden für zwei unterschiedliche VOC-Mixe durchgeführt: E10-Kaltstart-Mix und Diesel-Kaltstart-Mix.

Die Abbildung 190 zeigt das Resultat der Analyse der Modellierung der Prozessierung und Verdünnung einer städtischen Luftmasse für den E10-Kaltstart-Mix und für den Diesel-Kaltstart-Mix unter Verwendung verschiedener Start- $\text{NO}_x$ -Werte.

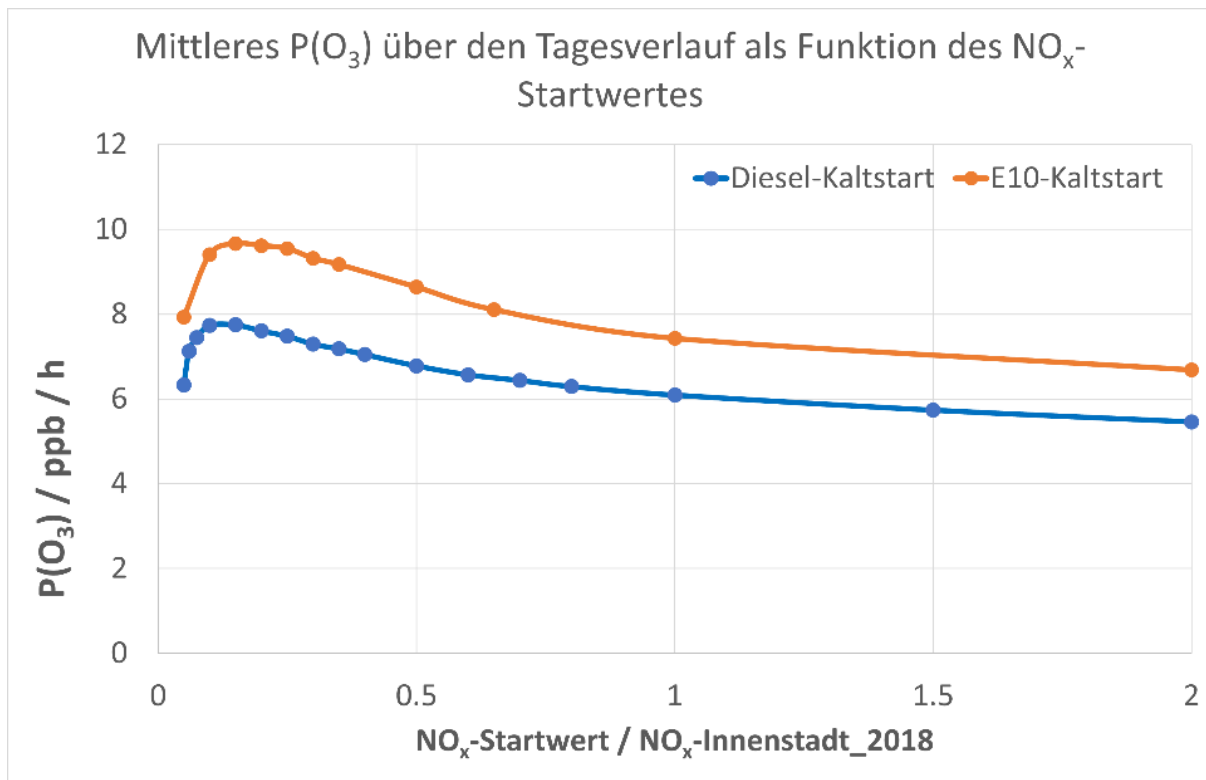


Abbildung 190: Modellierung der Prozessierung und Verdünnung einer städtischen Luftmasse (Diesel-Kaltstart-Mix: blau; E10-Kaltstart-Mix: rot) unter Vorgabe verschiedener Start- $NO_x$ -Werte.

Verschiedene Schlussfolgerungen können aus den in Abbildung 190 dargestellten  $P(O_3)$  -Verläufen gezogen werden:

- Die bereits zuvor für ein festes VOC/ $NO_x$ -Verhältnis vorhandene um ca. 20 % höhere Ozonproduktion des Otto-Motor-VOC-Abgas-Mixes gegenüber der des Diesel-VOC-Abgas-Mixes lässt sich über den gesamten  $NO_x$ -Variationsbereich beobachten.
- Absinkende innerstädtische  $NO_x$ -Konzentrationen führen zu einer erhöhten Ozonproduktionen in den belasteten Luftmassen. Die Modellresultate prognostizieren bereits für den bislang aufgetretenen Abfall der  $NO_x$ -Werte zwischen 2018 (Bezugsjahr) und 2020 in der Größenordnung von 25 % (vgl. Abbildung 190) einen Anstieg in der gemittelten Ozonproduktion von etwa 5 %.
- Für die zu erwartenden  $NO_x$ -Konzentration, die geringer als 2018 sind, prognostiziert das Modell einen Anstieg der Ozon-Produktion, solange die  $NO_x$ -Konzentration größer als 15 % des Wertes vom Bezugsjahr 2018 ist. Im Falle des Diesel-Abgas-Mixes wird ein Anstieg des mittleren  $P(O_3)$  -Wert von 27 % gegenüber dem Bezugsjahr 2018 beobachtet, beim E10-Abgas-Mix ist der Anstieg mit 30 % sogar noch etwas höher.
- Eine weitere Verringerung der  $NO_x$ -Startkonzentrationen führt dann allerdings zu einer rapiden Abnahme der kalkulierten  $P(O_3)$  -Stunden-Mittelwerte. Dies liegt daran, dass man sich nunmehr mit den zugehörigen  $NO_2$ -Start-Reaktivitäten „unterhalb“ des Bereiches der maximalen Ozonproduktion befindet (vgl. Abbildung 190).
- Es erscheint allerdings wenig aussichtsreich, diese Startwerte im Isoplethen-Plot in den Städten zu erreichen, indem ausschließlich die  $NO_x$ -Emissionen reduziert werden, denn dafür

ist eine Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen um eine Größenordnung erforderlich. Da selbst in Städten der Straßenverkehr keineswegs der alleinige Verursacher von Stickoxidemissionen ist, würde selbst eine vollständige Elektrifizierung des KFZ-Sektors nicht zu einer solch starken Reduktion führen.

- Als einzig aussichtsreiche Maßnahme zur Absenkung zukünftiger  $\text{P}(\text{O}_3)$ -Mittelwerte vor dem Hintergrund absinkender  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen bietet sich die zusätzliche Reduzierung der VOC-Emissionen an. Stellvertretend für eine VOC-Reduzierung wird hier vereinfachend angenommen, die VOC-Reduzierung könnte allein durch eine Verringerung der E10-VOC-Abgasemissionen um einen Faktor zwei (d. h. von  $10.1 \text{ s}^{-1}$  auf  $5.05 \text{ s}^{-1}$ ) erfolgen. Infolge der für einen festen VOC-Mix vorhandenen Proportionalität zwischen Reaktivität und Stoffmenge entspricht diese Vorgehensweise einer Reduzierung der VOC-Konzentration um den Faktor zwei. Die Abbildung 191 zeigt neben dem Standard-Szenario-Verlauf die modifizierten Startbedingungen ( $R_{\text{VOC}}: 5.05 \text{ s}^{-1}$ ,  $R_{\text{NO}_2}: 6.0 \text{ s}^{-1}$ ) und den resultierenden Kurvenverlauf.

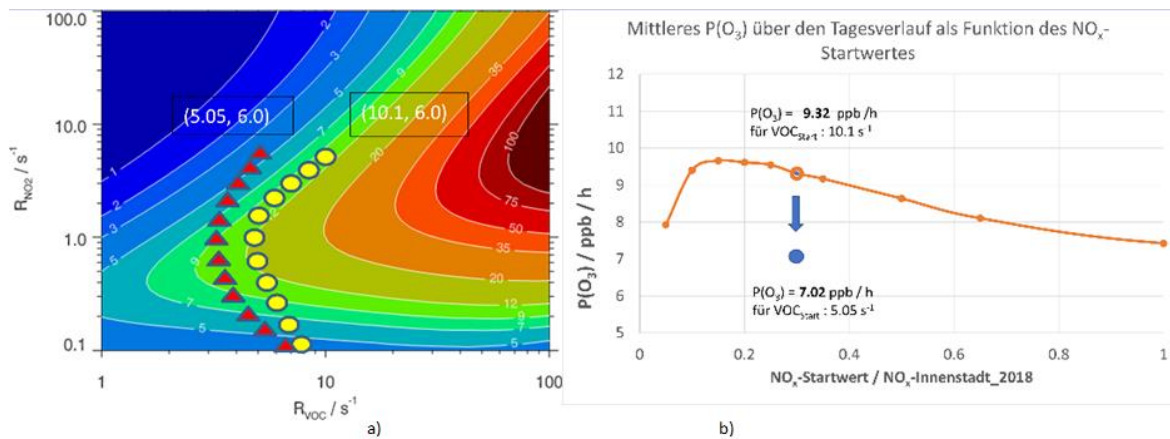


Abbildung 191: Standard-Szenario-Verlauf ( $R_{\text{VOC}}: 10.1 \text{ s}^{-1}$ ,  $R_{\text{NO}_2}: 6.0 \text{ s}^{-1}$ , gelbe Punkte) und modifizierte Startbedingungen ( $R_{\text{VOC}}: 5.05 \text{ s}^{-1}$ ,  $R_{\text{NO}_2}: 6.0 \text{ s}^{-1}$ ) sowie dessen resultierender Kurvenverlauf (rote Dreiecke) b) Vergleich der mittleren Ozonbildung für Standard-VOC-Bedingungen ( $R_{\text{VOC}}: 10.1 \text{ s}^{-1}$ ,  $R_{\text{NO}_2}: 6.0 \text{ s}^{-1}$ ) und modifizierte VOC-Startbedingungen ( $R_{\text{VOC}}: 5.05 \text{ s}^{-1}$ ,  $R_{\text{NO}_2}: 6.0 \text{ s}^{-1}$ ): Reduktion des mittleren  $\text{P}(\text{O}_3)$  um 25 % bei Halbierung der VOC-Start-Reaktivität.

Die positive Wirkung dieser Vorgehensweise skizziert die Abbildung 191. Eine Halbierung der VOC-Start-Reaktivität reduziert die mittlere Ozonbildung über den Tagesverlauf von  $9.32 \text{ ppb/h}$  auf  $7.02 \text{ ppb/h}$ , eine Ozonbildung, welche sogar leicht unterhalb derer liegt, welche in den Modellstudien für  $\text{NO}_x$ -Innenstadt-Bedingungen für 2018 gefunden wurde.

---

## 7 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

*bearbeitet durch: Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14), Gas- und Wärme-Institut Essen e.V. (GWI), Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Systemforschung und Technologische Entwicklung (IEK-STE), Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln gGmbH (EWI), Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie- und Klimaforschung, Troposphäre (IEK-8)*

Basierend auf den in diesem Bericht erläuterten Untersuchungen werden im Folgenden Handlungsempfehlungen für die vier Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr abgeleitet. Des Weiteren werden auch die Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen der Kraftstoffe, der Systemanalysen hinsichtlich der Konkurrenz und Synergien verschiedener Verkehrstechnologien und der luftchemischen Bewertungen unterschiedlicher alternativer Kraftstoffe in Handlungsempfehlungen zusammengefasst.

### 7.1 Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Straßenverkehr

Aktuell verursacht der Straßenverkehr den größten Anteil an lokalen Emissionen. Dieser Anteil wird allerdings zukünftig bei NO<sub>x</sub>-Emissionen und verbrennungsbedingten PM-Emissionen durch eine höhere Marktdurchdringung von Fahrzeugen mit neuen Emissionstechnologien stark sinken. Die zukünftigen PM-Emissionen werden größtenteils abriebsbedingt sein.

- 1. Kurzfristiger Einsatz von Drop-In Kraftstoffen:** FT-Diesel und HVO ermöglichen kurzfristig Reduktionen der lokalen Schadstoffe des aktuellen Fahrzeugbestands. Mit Einführung und Marktdurchdringung von neuen Emissionstechnologien wird der Einfluss von Drop-In Kraftstoffen auf die lokalen Schadstoffemissionen sinken. Deshalb ist das Emissionsminderungspotenzial, im Bezug auf lokale Emissionen, dieser Kraftstoffe langfristig eher gering. Eine Kombination dieser Drop-In Kraftstoffe mit der Einführung von batterie- oder brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen ist besonders vorteilhaft, da bei einem solchen Szenario die Fahrzeugflotte der Verbrenner im Schnitt ältere Emissionstechnologien verwendet.
- 2. Förderung des elektrischen Fahranteils in Stadtgebieten:** Der Einsatz von elektrischen Antrieben bei leichten Nutzfahrzeugen und Personenkraftwagen ermöglicht langfristig hohe Reduktionen der lokalen Emissionen. Eine vollständige Vermeidung ist langfristig nur durch den zusätzlichen Einsatz von Brennstoffzellen im schweren Nutzverkehr möglich. Beim Einsatz von Hybridantrieben ist der elektrische Fahranteil im Stadtgebiet im Bezug auf lokale Emissionen ausschlaggebend. Unter der Voraussetzung eines hohen elektrischen Fahranteils ist auch der Einsatz von Hybriden sinnvoll.
- 3. Einführung von Richtlinien für Abriebsemissionen:** Der vermehrte Einsatz von batterie-elektrischen Fahrzeugen kann durch den Zusammenhang von Fahrzeuggewicht und Abrieb zu steigenden Abriebsemissionen führen. Der Einsatz von batterie-elektrischen Fahrzeugen in den Fahrzeugklassen Personenkraftwagen und leichte Nutzfahrzeuge kann die zukünftigen NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen stark reduzieren. Die Reduzierung der NO<sub>x</sub>-Emissionen ist dabei auf die elektrischen Personenkraftwagen zurückzuführen, während jene der verbrennungsbedingten PM-Emissionen größtenteils auf die elektrischen leichten Nutzfahrzeuge zurückzuführen ist. Der

Einsatz von elektrischen Antrieben kann einerseits durch die Möglichkeit der Rekuperation die PM-Emissionen, in Abhängigkeit des Fahrverhaltens, reduzieren. Andererseits können diese durch das höhere Fahrzeuggewicht steigen. Durch Richtlinien für Abriebemissionen könnten diese gesteuert werden. Einerseits würde sich die Datenlage für Berechnungsmodelle verbessern und andererseits würden bereits vorhandene Reduktionssysteme eine höhere Marktdurchdringung erreichen. Besonders Fahrzeuge mit hohem Gewicht und hohen täglichen Reichweiten sind von dem Zusammenhang zwischen Verbrauch, Gewicht und Abrieb betroffen.

4. **Weitere Maßnahmen zur Senkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Personenkraftwagen:** Größter Emittent von CO<sub>2</sub>-Emissionen im Straßenverkehr sind mit ca. 71 % nach wie vor Personenkraftwagen, daher gilt es Maßnahmen zur Senkung dieser zu ergreifen. Die Kraftstoffszenarien stellen dar, wie Emissionssenkungen mit Fokus auf die Technologieoptionen Elektromobilität, Wasserstoffmobilität sowie synthetischer Kraftstoffe entsprechend dem Klimaschutzplan zu erreichen sind und welche Flottenanteile und Mengengerüste alternativer Kraftstoffe/Strom in NRW zu erwarten sind. Die entsprechenden Mengen sind in Ausbauzielen von erneuerbaren Energien bzw. einer Importstrategie zu berücksichtigen. Das Reduktionspotenzial von fortschrittlichen Biokraftstoffen ist limitiert, sollte aber in vollem Umfang genutzt werden.
5. **Gewährleistung einer hohen elektrischen Fahrleistung von Plug-In Hybriden Personenkraftwagen:** Maßnahmen zur Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Personenkraftwagen sind: 1. weiteren Effizienzsteigerung entsprechend der CO<sub>2</sub>-Flottengrenzwerte, 2. Sicherstellung eines hohen elektrischen Fahrleistungsanteils von Plug-In Hybriden Fahrzeugen, 3. Suffizienzmaßnahmen, welche den weiterhin niedrigen Besetzungsgrad von PKW erhöhen und den motorisierten Individualverkehr auf Verkehrsträger mit einem geringeren spezifischen Endenergieverbrauch umverteilt. Diese werden schon lange diskutiert und es sind Strategien zu erarbeiten, um Akzeptanzbarrieren abzubauen.
6. **Die identifizierten Vorzugsflächen für den Aufbau von öffentlichen Tankstellen für alternative Kraftstoffe und Ladesäulen,** welche unter dem Aspekt der Schließung des Flächennetzes und zukünftig zu erwartenden Kraftstoff- Stromverbrauchs ausgewiesen wurden, sind mit weiteren Ansprüchen regionaler Interessenvertreter abzugleichen. Für Personenkraftwagen können dies hoch frequentierte Parkflächen sein. Für den Güterverkehr kommen Autohöfe, Tankstellen, Logistikzentren und Industriegebiet in Betracht. Die erstellten Datensätze können hierfür als Grundlage genutzt werden.
7. Berücksichtigung der erarbeiteten **Maßnahmen zur Erhöhung des Anteils von Fußgängerkehr, Radverkehr und ÖPNV,** wie ein erhöhtes Leistungsangebot, vernetzter Mobilität und Reduktion der Preise. Das Erreichen von Verlagerung im Modal Split ist besonders in Nordrhein-Westfalen mit einem hohen Aufkommen an Pendlerverkehr und hoher Verkehrsbelastung durch Transitverkehr von Bedeutung. Gemeinden, in denen eine Erweiterung des ÖPNV zur Erreichung dieses Effektes nötig sind, konnten über eine einheitliche Bewertung der Verkehrsverfügbarkeit identifiziert werden.
8. Die **technologische Pfadentscheidung zur Emissionsreduktion in der Fahrzeugklasse schwere Nutzfahrzeuge** ist noch nicht klar zu beantworten und es ist weitere Demonstration und Erforschung aller Technologieoptionen nötig. Unter aktuellen Bedingungen ist nicht zu erwarten, dass dieses Fahrzeugsegment ausschließlich mit Elektrofahrzeugen zu bedienen ist, da die Energiedichte von Batteriespeichern als zu gering bewertet wird. Hier bilden der Einsatz von Drop-

In Kraftstoffen, Gas betriebener Fahrzeuge als auch der Einsatz von Oberleitungs-Lastkraftwagen den möglichen Lösungsraum ab. Diese Technologieoptionen weisen unterschiedliche TRL und Kostenstruktur auf und sind durch weitere Forschung ganzheitlich zu vergleichen. In Anbetracht der ab 2025 greifenden Flottengrenzwerte für Lastkraftwagen mit einem Gesamtgewicht von mehr als 16 Tonnen sind hier zeitnah ausgereifte Lösungen erforderlich.

## 7.2 Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Binnenschiffahrt

Aktuell hat die Binnenschiffahrt ausschließlich in den Gebieten nahe des Rheins moderate Anteile im Bereich 10-25 % bei NO<sub>x</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen. Der Anteil an den NO<sub>x</sub>-Emissionen wird durch steigende Verkehrsleistungen in Zukunft moderat steigen.

- 1. Weitere Untersuchungen der Emissionen von LNG-Schiffen:** Um die Anfang 2020 neu eingeführte EURO V Richtlinie zu erfüllen, müssen neue Dieselmotoren für Binnenschiffe mit SCR (Engl. selective catalytic reduction)-Katalysator und Dieselpartikelfilter (DPF) ausgestattet werden. LNG-Schiffe mit Gasmotor erfüllen die Richtlinie hingegen bereits ohne Abgasnachbehandlung. Der vermehrte Einsatz von LNG-Schiffen kann in Folge, wie die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, zu wesentlich höheren Emissionen als der weitere Einsatz von dieselbetriebenen Schiffen führen. Eine weitere Verschärfung der Richtlinie könnte dies verhindern.
- 2. Kurzfristige Reduktion von lokalen Emissionen durch Drop-In Kraftstoffe:** Analog zum Einsatz von Drop-In Kraftstoffen im Straßenverkehr, kann der Einsatz von FT-Diesel und HVO in der Binnenschiffahrt vor allem die Emissionen von älteren Motoren ohne Abgasnachbehandlung stark reduzieren. Diese Reduktionen sind einerseits durch die Drop-In Fähigkeit unabhängig vom Flottenbestand, aber andererseits abhängig vom Bunkerverhalten der Schiffe. In Folge ist eine internationale Umsetzung von Konzepten sinnvoll.
- 3. Förderung des Einsatzes von elektrischen Antrieben und Wasserstoff:** Basierend auf der aktuellen technischen Reife ist der Einsatz von batterie-elektrischen Binnenschiffen nur für einzelne Anwendungsfälle mit kurzen täglichen Reichweiten oder kleine Schiffe möglich. Ein möglichst zeitnahes Erreichen der Marktreife von brennstoffzellen-elektrischen Antriebssystemen für große Binnenschiffe oder alternativ Wasserstoff-Verbrennungsmotoren ist aufgrund der hohen, in dieser Studie aufgezeigten, Reduktionspotenziale bei lokalen Emissionen sinnvoll.

## 7.3 Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Schienenverkehr

Die Untersuchungen der vorliegenden Studie zeigen, dass der Schienenverkehr ausschließlich bei den weniger schädlichen PM<sub>10</sub>-Emissionen höhere Anteile aufweist. Des Weiteren ist das Reduktionspotenzial durch einerseits den hohen elektrischen Verkehrsleistungsanteil und andererseits dem rekuperativem Bremsen als bereits etablierte Technologie gering.



- 1. Austausch von dieselbetriebenen Zügen:** Züge haben eine hohe Nutzungsdauer. Dies führt zu hohen spezifischen Emissionen im Vergleich zu beispielsweise dem Personentransport im Straßenverkehr. Dieselezüge haben allerdings einen sehr geringen Anteil an der gesamten Verkehrsleistung, so dass Emissionshotspots von diesen kaum beeinflusst werden. Ein Austausch ist aufgrund der hohen spezifischen Emissionen trotzdem sinnvoll. Alternativen zur Oberleitung sind brennstoffzellen- oder batterie-elektrische Züge. Beim Einsatz ist zu beachten, dass aktuelle Reichweiten von brennstoffzellen-elektrischen Zügen bei bis zu 1.000 km liegen, während jene der batterie-elektrischen Züge auf 40-100 km begrenzt ist [305], [308].

## 7.4 Handlungsempfehlungen aus den techno-ökonomischen Analysen zum Flugverkehr

In dem in dieser Studie betrachteten Modellgebiet Nordrhein-Westfalen hat der Flugverkehr ausschließlich in den Stadtgebieten von Düsseldorf und Köln einen sichtbaren Einfluss auf die  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen. Dieser ist in Düsseldorf moderat und in Köln eher gering. Die Ergebnisse zeigen, dass die  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen des Flugverkehrs in Zukunft ansteigen, während die  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen tendenziell sinken. Der Grund ist der stark ansteigende internationale Flugverkehr. Die zukünftigen  $\text{PM}$ -Emissionen des Flugverkehrs werden durch steigende Effizienzen und die Einführung der CAEP/11 –Richtlinie hauptsächlich durch Abrieb erzeugt.

- 1. Effizienzsteigerung:** In der vorliegenden Studie wurden zukünftige Effizienzsteigerungen eher optimistisch abgeschätzt. Da die zukünftigen lokalen Emissionen trotz dieser Annahmen nicht stark sinken, sollen Effizienzpotenziale beim An- und Abflug an Flughäfen näher untersucht werden.
- 2. Strengere Emissionsrichtlinien:** Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen zukünftige steigende  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{NO}_x$ - sowie leicht sinkende  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen. Strengere Emissionsrichtlinien im Flugverkehr können dieser Entwicklung entgegensteuern.
- 3. Förderung von alternativen Antriebskonzepten:** Die Marktreife von alternativen Antriebssystemen für den Flugverkehr ist bisher noch sehr gering. Potenzial haben wasserstoffbetriebene Antriebskonzepte, da durch diese auch größere Flugzeugklassen und höhere Distanzen abgedeckt werden können. Der Einsatz von batterie- und brennstoffzellen-elektrischen Antrieben ist hingegen kurzfristig möglich, hat aber einen vernachlässigbaren Einfluss auf die lokalen Emissionen. Verfügbar sind momentan ausschließlich Drop-In Kraftstoffe. In Folge sollten Forschungsvorhaben zur Erreichung der Marktreife von wasserstoffbetriebenen Flugzeugen gefördert werden.
- 4. Erforschung von Abriebsemissionen:** Die Datenlage bezüglich Abriebsemissionen aus dem Flugverkehr ist bisher limitiert. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen die besondere zukünftige Bedeutung der Abriebsemissionen. Weitere Forschungsvorhaben sollten sich einerseits mit der Ermittlung von klassenspezifischen Emissionsfaktoren im Flugverkehr und andererseits mit den Auswirkungen von Abriebsemissionen aus dem Flugverkehr auf umliegende Stadtgebiete beschäftigen.

---

## 7.5 Handlungsempfehlungen aus den ökologischen Analysen der Kraftstoffe

- 1. Nutzung des Potenzials strombasierter Kraftstoffe:** Neben den positiven Ergebnissen für die Produktion strombasierter Kraftstoffe für die weiteren betrachteten Analysedimensionen des Berichts zeigen sich diese auch auf Basis ökologischer Analysen als mittel- bis langfristig aussichtsreich für die Substitution konventioneller Kraftstoffe.
- 2. Betrieb mit Windstrom:** Der Betrieb mit Windstrom bringt für Deutschland die geringsten Umweltwirkungen der Wasserstofferzeugung (als End- oder Zwischenprodukt strombasierter Kraftstoffpfade) mit sich und sollte damit die zu bevorzugende Stromquelle für die Anlagen zur Kraftstoffproduktion sein.
- 3. Hohe Vollaststunden:** Aus ökologischen Gesichtspunkten sind beim Betrieb der Anlagen möglichst hohe Vollaststunden zu erreichen. Eine in diesem Bericht nicht analysierte, aber zur Erhöhung der Auslastung in Betracht zu ziehende Option, ist die Einbindung von Batteriespeichern in die Produktion strombasierter Kraftstoffe.
- 4. Allokation der Kohlendioxid-Abscheidung/Kohlendioxid-Gutschriften:** Bei Anlagen zur Kraftstoffproduktion, in welche DAC-Anlagen eingebunden sind, ist eine eindeutige Gutschrift für das abgeschiedene Kohlendioxid möglich. Die Kohlendioxid-Abscheidung aus Punktquellen benötigt aufgrund der höheren Konzentration weniger Energieeinsatz und verursacht daher weniger Umweltwirkungen als die DAC. Die Anrechnung der Kohlendioxid-Gutschrift ist hier aber weniger eindeutig und mehrere Ansätze sind vorhanden, die von einer Ablehnung einer Gutschrift für die Produktion des alternativen Kraftstoffes bis zu einer vollständigen Gutschrift reichen. Hier sollte ein klar kommunizierter und nachvollziehbarer Ansatz gewählt werden, der den jeweiligen Anlagegegebenheiten entspricht. Eine volle Allokation bietet sich für eine positive ökologische Bilanz besonders an.
- 5. Integrierte Konzepte mit Abwärmenutzung:** Jene Kraftstoffproduktionspfade, die nennenswerte Mengen an Abwärme erzeugen, eignen sich besonders gut für integrierte Konzepte. Beispielsweise könnte die Abwärme der Synthese-Anlagen in der vorgelagerten Kohlendioxid-Abscheidung (z. B. für DAC) oder der Hochtemperatur-Elektrolyse Verwendung finden.
- 6. Import von Kraftstoffen:** Der Einfluss des Transports strombasierter Kraftstoffe über längere Distanzen fällt mit typischerweise deutlich weniger als 10 % sehr niedrig aus. Der Import aus Ländern mit besonders günstigen Bedingungen der Produktion der synthetischen Kraftstoffe kann daher aus ökologischen Gesichtspunkten in Betracht gezogen werden. Einige Studien gehen von deutlich höheren Importquoten aus.
- 7. Lebensdauersteigerung:** Insbesondere hinsichtlich der Schlüsseltechnologie Elektrolyse gehen zahlreiche Studien von deutlichen Steigerungen der Lebensdauer aus. Gegenüber den heutigen Lebensdauern kann für die Elektrolyse technologieübergreifend von Steigerungen auf eine Stacklebensdauer von über 80.000 h Lebensdauer ausgegangen werden. Dies führt zu selteneren Wechseln von Stacks und reduziert damit die Herstellung und Bau verbundenen Umweltwirkungen.
- 8. Lerneffekte:** Die TRL der meisten Kraftstoffpfade ist bereits sehr hoch (s. Abbildung 74), wodurch deren künftige Lerneffekte geringer ausfallen als dies bei jenen mit geringerem TRL der Fall wäre. Es gibt aber auch Kraftstoffpfade (z. B. OME1 und OME3-5), die gegenwärtig noch über eine geringere technologische Reife verfügen. Hier gibt es insbesondere bei den Fertigungsprozessen der Anlagenkomponenten noch große Potenziale Kosten und Umweltwirkungen zu reduzieren.

9. **Methodische Annahmen:** Auch methodische Annahmen können Einfluss auf die Ergebnisse haben. Hier ist es ein hohes Maß an transparenten Angaben, wie sie in diesem Bericht zum Einsatz kamen, erforderlich, um die Ergebnisse vergleichbar und reproduzierbar zu machen.
10. **Forschungsbedarf:** Ein Forschungsbedarf bezüglich der Umweltwirkungen der alternativen Kraftstoffe ist insbesondere im Bereich prospektiver LCA-Studien und der Kopplung zwischen Energiesystem und Verkehrsmodellen und der LCA gegeben. Eine entsprechende Kopplung kann helfen noch größere Datenmengen und unterschiedliche Szenarien mit einem stärkeren Grad an Automatisierung auszuwerten.

## 7.6 Handlungsempfehlungen aus der Untersuchung der Konkurrenz und Synergien verschiedener Verkehrstechnologien und alternativer Kraftstoffe

Die in Abschnitt 6.2 vorgestellte Analyse lässt wesentliche Schlussfolgerungen auf den kostenminimalen Einsatz von Fahrzeug- und PtX-Technologien aus einer Systemperspektive zu. Insbesondere aus dem Vergleich des Szenarios mit endogenen Investitionen in Fahrzeugtechnologien (EWI-Band I Szenario) und des Szenarios mit exogen vorgegebenem Fahrzeugmix (IEK-14 PROG-MIX Szenario) können Erkenntnisse und Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. Die wesentlichen Punkte sind nachstehend aufgeführt.

1. Die **Effizienzsteigerung von Fahrzeugen** ist ein wichtiger Faktor für die Verringerung von Emissionen im Straßenverkehrssektor. Politische Maßnahmen zur Verbesserung der technischen Effizienz von Fahrzeugen können dazu beitragen, den Gesamtenergieverbrauch zu senken und Dekarbonisierung zu fördern.
2. Die **Ergebnisse des EWI-Band I** Szenarios geben einen Eindruck davon, wie der zukünftige Straßenverkehr bei einem offenen Wettbewerb zwischen Technologien und Kraftstoffen aussehen könnte. Es zeigt sich, dass eine breite Vielfalt von Fahrzeugtechnologien und Kraftstoffen eine Rolle spielen könnte. Sowohl Regulierung als auch Forschung und Entwicklung sollten technologieoffen sein, um einen möglichst kostenoptimalen Entwicklungspfad zu ermöglichen.
3. **Regulierungen und Anreize** zur Dekarbonisierung sollten am besten sektor- und länderübergreifend koordiniert werden. Dadurch kann die wirtschaftliche Effizienz und Gesamtwohlfahrt erhöht werden. Eine länder- und sektorübergreifende Regulierung ermöglicht es Ländern und Sektoren mit niedrigeren CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten ihre Emissionen zu reduzieren, bevor Länder und Sektoren mit höheren Vermeidungskosten zur Dekarbonisierung gezwungen werden.
4. Der **Handel von PtX-Kraftstoffen** zwischen europäischen Ländern sollte unterstützt werden, um eine kostenoptimale Versorgung mit CO<sub>2</sub>-neutralen und CO<sub>2</sub>-freien Kraftstoffen sicherzustellen. Dies würde es ermöglichen, PtX-Kraftstoffe in den Regionen herzustellen, wo die günstigsten Erneuerbaren-Potenziale vorhanden sind. Um Handel zu ermöglichen ist es erforderlich, eine grenzüberschreitende Transportinfrastruktur für PtX-Gase und PtX-Flüssigkeiten aufzubauen.
5. Beide Szenarien zeigen die **Notwendigkeit eines Ausbaus** neuartiger Infrastrukturen. Bidirektionale Ladestationen für Elektrofahrzeuge sowie Wasserstofftankstellen sind ein wichtiges Puzzlestück auf dem Weg zur Klimaneutralität. Eine solche Infrastrukturentwicklung ist

komplex und benötigt Vorlaufzeiten, weshalb sie frühzeitig und regionalisiert mit den Dekarbonisierungsstrategien des Verkehrssektors abgestimmt werden muss.

6. Mit der zunehmenden Marktdurchdringung von Elektrofahrzeugen ist eine Ladekoordination notwendig, um Engpässe im Verteilernetz zu vermeiden. Weitere Entwicklungen im Bereich der Digitalisierung, z. B. auf der Ebene des Stromnetzes (Smart Grid) und der Verbraucher (Smart Meter), sind entscheidend, um die Einführung von Elektrofahrzeugen zu fördern.

---

## LITERATURANGABEN

- [1] Virtuelle Institut - Strom zu Gas und Wärme NRW, „Abschlussbericht Kompetenzzentrum Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme“, Band I-Systemmodellierung zur Identifikation von innovativen PtX-Anwendungen, März 2022.
- [2] M. Welke und M. Beck, „Klimaschutz in Zahlen, Fakten, Trends und Impulse deutscher Klimapolitik Ausgabe 2020“, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Berlin, 2020.
- [3] Deutsche Umwelthilfe, „Recht auf saubere Luft“, n.d.
- [4] Deutsche Umwelthilfe, „Dieselgate“, 2019.
- [5] European Environment Agency, „Contribution of the transport sector to total emissions of the main air pollutants“, 2018.
- [6] P. Geng, E. Cao, Q. Tan, und L. Wei, „Effects of alternative fuels on the combustion characteristics and emission products from diesel engines: A review“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Bd. 71, S. 523–534, 2017, doi: 10.1016/j.rser.2016.12.080.
- [7] Bundesministerium für Verkehr und Bau und Stadtentwicklung, „Die Mobilitäts- und Kraftstoffstrategie der Bundesregierung (MKS)“, 2013.
- [8] J. C. Koj, F. Harzendorf, A. Taubitz, und O. Zelt, „Abschlussbericht Kompetenzzentrum Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme“, Band II, März 2022.
- [9] J. L. Breuer, „Reduktion von lokalen PM- und NO<sub>x</sub>-Emissionen durch den Einsatz von alternativen Energieträgern und Antrieben: Eine Fallstudie für Nordrhein-Westfalen“, PhD, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, in Vorbereitung, 2021.
- [10] J. L. Breuer, R. C. Samsun, R. Peters, und D. Stolten, „The impact of diesel vehicles on NO<sub>x</sub> and PM<sub>10</sub> emissions from road transport in urban morphological zones: A case study in North Rhine-Westphalia, Germany“, *Science of The Total Environment*, Bd. Volume 727, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138583.
- [11] J. L. Breuer, R. Can Samsun, R. Peters, und D. Stolten, „Road traffic volume map 2014 for North Rhine-Westphalia, Germany“, *Harvard Dataverse*, 2019, doi: <https://doi.org/10.7910/DVN/EJ7V6Y>.
- [12] J. Heldstab, P. de Haan, T. Künzle, M. Keller, und R. Zbinden, „Modelling of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010“, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Bern, Switzerland, 2003.
- [13] Ministerium für Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen, „Ergebnisse automatischer Dauerzählstellen an den ‚Freien Strecken‘ der Straßen des überörtlichen Verkehrs in Nordrhein-Westfalen“, 2018.
- [14] Kraftfahrt-Bundesamt, „Verkehr in Kilometern 2019“, 2019.
- [15] Kraftfahrt-Bundesamt, „Lastkraftfahrzeuge aus der EU-28 seit 2013“, 2019.
- [16] Scope, „Branchenstudie Tankstellenmarkt 2018 Deutschland“. 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bft.de/aktuelles/downloads>
- [17] Scope, „Branchenstudie Tankstellenmarkt Deutschland 2019/2020“. 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bft.de/aktuelles/downloads>
- [18] bft, „Entwicklung der Tankstellenanzahl in Deutschland“, 2021. <https://www.bft.de/daten-und-fakten/entwicklung-tankstellenanzahl>

- 
- [19] Bundeskartellamt, „Markttransparenzstelle für Kraftstoffe (MTS-K) Jahresbericht 2020“, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bundeskartellamt.de/SharedDocs/Publikation/DE/Berichte/Jahresbericht\\_MTS-K\\_2020.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=4](https://www.bundeskartellamt.de/SharedDocs/Publikation/DE/Berichte/Jahresbericht_MTS-K_2020.pdf?__blob=publicationFile&v=4)
- [20] R. Neumann, „LPG & CNG Tankstellenverzeichnis“, 2020. <https://www.gas-tankstellen.de/menu.php>
- [21] dena, „Öffentliche LNG-Tankstellen in Deutschland“, 2020. <https://www.dena.de/themenprojekte/projekte/mobilitaet/lng-taskforce-und-initiative-erdgasmobilitaet/>
- [22] H2Mobility, „H2Mobility Tankstellenkarte“, 2020. <https://h2.live/tankstellen/>
- [23] Bundesnetzagentur, „Öffentliche Ladeinfrastruktur Ladesäulenkarte“, September 2020. [https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen\\_Institutionen/E-Mobilitaet/Ladesaeulenkarte/start.html](https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/E-Mobilitaet/Ladesaeulenkarte/start.html)
- [24] openstreetmap, „OSM amenity charging\_station“, September 2021. <https://www.openstreetmap.de/karte.html>
- [25] LEMNET, „Verzeichnis von Stromtankstellen für Elektrofahrzeuge“, September 2021. <https://www.lemnet.org/de>
- [26] EU, „Richtlinie 2019/94/EU über den Aufbau der Infrastruktur für alternative Kraftstoffe“. 2014. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014L0094&from=DE>
- [27] BMVI, „Regionalstatistische Raumtypologie (RegioStaR)“. <https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Artikel/G/regionalstatistische-raumtypologie.html?nn=12830>
- [28] A. Windt und O. Arnhold, „Ladeinfrastruktur nach 2025/2030: Szenarien für den Markthochlauf“, Nationale Leitstelle Ladeinfrastruktur, Berlin, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.now-gmbh.de/wp-content/uploads/2020/11/Studie\\_Ladeinfrastruktur-nach-2025-2.pdf](https://www.now-gmbh.de/wp-content/uploads/2020/11/Studie_Ladeinfrastruktur-nach-2025-2.pdf)
- [29] IVV GmbH & Co. KG, ISB GmbH, Lehrstuhl und Institut für Stadtbauwesen und Stadtverkehr der RWTH Aachen University, Institut für Verkehrsforschung – Personenverkehr des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt, und Reiner Lemoine Institut, „StandortTOOL“, 2021. <https://www.standorttool.de>
- [30] Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen, „Wasserstoff Roadmap Nordrhein-Westfalen“, Düsseldorf, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.wirtschaft.nrw/sites/default/files/asset/document/mwide\\_br\\_wasserstoff-roadmap-nrw\\_web-bf.pdf](https://www.wirtschaft.nrw/sites/default/files/asset/document/mwide_br_wasserstoff-roadmap-nrw_web-bf.pdf)
- [31] Vereinigung Deutscher Autohöfe e. V. (VEDA), „Wokrshop Green Energy Hubs“, 28. Oktober 2021.
- [32] BMVI, „Richtlinie zur Förderung privater Investoren zur Schaffung von zusätzlichen Lkw-Stellplätzen in der Nähe von Autobahnanschlussstellen“. 10. Juli 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bag.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Foerderprogramme/LKWStellplaetze/RiLi\\_LKW\\_Stellplaetze.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](https://www.bag.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Foerderprogramme/LKWStellplaetze/RiLi_LKW_Stellplaetze.pdf?__blob=publicationFile&v=2)
- [33] M. Iwanowski, „Herausforderung: Lkw-Parken“, IHK, Krefeld, 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.ihk-krefeld.de/de/media/pdf/standortpolitik/standortpolitik/broschuere-herausforderung-lkw-parken.pdf>
- [34] Bundeskartellamt, „Markttransparenzstelle für Kraftstoffe - www.gjuce.com“, 2020. [Online]. Verfügbar unter:
-



- [https://www.bundeskartellamt.de/DE/Wirtschaftsbereiche/Mineral%C3%B6l/MTS-Kraftstoffe/Verbraucher/verbraucher\\_node.html](https://www.bundeskartellamt.de/DE/Wirtschaftsbereiche/Mineral%C3%B6l/MTS-Kraftstoffe/Verbraucher/verbraucher_node.html)
- [35] A. Auf der Mauer, N. Brüggeshemke, und M. Kutschera, „Lade-Report Entwicklung der öffentlich zugänglichen Ladeinfrastruktur für die Elektromobilität sowie Vergleich der Ladetarife in Deutschland“, Prognos AG, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.prognos.com/sites/default/files/2021-01/20200207\\_prognos\\_lade-report\\_2020.pdf](https://www.prognos.com/sites/default/files/2021-01/20200207_prognos_lade-report_2020.pdf)
- [36] H. Lorentz, W. Schmidt, I. Düring, und T. Nagel, „Emissionskataster für den Schiffsverkehr in NRW“, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, LANUV Fachbericht 67, 2016.
- [37] Statistisches Bundesamt, „Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt 2018“, Fachserie 8 Reihe 4 2018, 2018.
- [38] W. Knörr, C. Heidt, M. Schmied, und B. Notter, „Aktualisierung der Emissionsberechnung für die Binnenschifffahrt und Übertragung der Daten in TREMOD“, IFEU Heidelberg und INFRAS, FKZ 3711 45 105, 2013.
- [39] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, „Verkehrsbericht 2016“, 2016.
- [40] Deutsche Bahn AG, „Datensätze - Open-Data-Portal – Deutsche Bahn Datenportal“.
- [41] Land NRW, „Digitales Basis-Landschaftsmodell“, 2019.
- [42] Deutsche Bahn AG, „EC/IC-Netz 2019“.
- [43] Deutsche Bahn AG, „ICE Netz 2019“.
- [44] DB Schenker Rail Deutschland AG, „DB Schenker Güterwagenkatalog“, 2009.
- [45] Deutsche Bahn AG, „Reise & Services“.
- [46] A. Joost, „NRW Bahnarchiv“, 16. Dezember 2018.
- [47] Ministerium für Wirtschaft, „OpenData NRW“.
- [48] Statistisches Bundesamt, „GENESIS-ONLINE“.
- [49] Deutsche Bahn AG, „Grundlagenbericht UmweltMobilCheck, Stand 03.04.2018“, 2018.
- [50] Die Verkehrsunternehmen VDV, „VDV-Statistik 2017“, 2017.
- [51] CargoNautus, „Güterzugfahrzeiten Nordrhein-Westfalen“, 28. Mai 2011.
- [52] Statistisches Bundesamt, „Persönliche Kommunikation mit Destatis bezüglich des Schienengüterverkehrs in Nordrhein-Westfalen“, 3. August 2020.
- [53] W. Knörr, C. Heidt, S. Gores, und F. Bergk, „Aktualisierung“ Daten-und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2035 “(TREMOD) für die Emissionsberichtserstattung 2016 (Berichtsperiode 1990-2014) Anhang“, Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, 2016.
- [54] Airport Weeze, „Timetable summer and winter of airport Weeze“, 2020 2019.
- [55] Aviability, „Flugplan Aviability“, 2020.
- [56] Dortmund Airport, „Timetable (summer) of Dortmund Airport“, 2020.
- [57] Düsseldorf Airport, „Timetable (summer) of Düsseldorf Airport WS19/20“, 2020.
- [58] Flightpedia, „Flight Status Flightpedia“, 2019.
- [59] FlightAware, „Flight Status Flightaware“, 2020.
- [60] International Civil Aviation Organization, „Liste der Flugzeugtypencodes“, 2019.
- [61] Köln Bonn Airport, „Timetable of Köln/Bonn Airport“, 2020.
- [62] Mucspotter, „Flugplan-News“, 2005.
- [63] Münster Osnabrück International Airport, „Sommer- und Winterflugplan von Münster“.
- [64] Paderborn Lippstadt Airport, „Timetable summer and winter of airport Paderborn“, 2020 2019.
- [65] Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, „DLM250 Digitales Landschaftsmodell 1:250.000“, 2018.
- [66] Deutscher Fluglärmdienst e. V, „Flugspuren: Dortmund“, 2018.

- 
- [67] Düsseldorf Airport, „Flugrouten-DUS“, 2020.
- [68] Köln Bonn Airport, „Abflugrouten-CNG“, 2020.
- [69] M. Bunkowski und R. Wagner, „Luftfahrt und Umwelt“, Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen, Berlin, Deutschland, 2007.
- [70] Statistisches Bundesamt, „Luftverkehr auf allen Flugplätzen 2018“, Fachserie 8, Reihe 6.2, 2018, 2019.
- [71] INFRAS, „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA)“.
- [72] European Environment Agency, „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016“, 2016.
- [73] Kraftfahrt-Bundesamt, „Fahrzeugzulassungen (FZ) Bestand an Nutzfahrzeugen, Kraftfahrzeugen insgesamt und Kraftfahrzeuganhängern nach technischen Daten (Größenklassen, Motorisierung, Fahrzeugklassen und Aufbauarten) 1. Januar 2018 FZ 25“, 2018.
- [74] Kraftfahrt-Bundesamt, „Verkehr deutscher Lastkraftfahrzeuge (VD), Verkehrsaufkommen Jahr 2016“, 2019.
- [75] Statistisches Bundesamt, „Personenverkehr mit Bussen und Bahnen 2017“, 2019.
- [76] Wolfram Knörr und Christoph Heidt, „Aktualisierung der Emissionsberechnung für die Binnenschifffahrt und Übertragung der Daten in TREMOD“, IFEU Heidelberg und INFRAS, Heidelberg, 2013.
- [77] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, „Veränderungen des Schiffsbestandes der deutschen Binnenflotte im Jahr 2017 - Zentrale Binnenschiffsbestandsdatei“, 2017.
- [78] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, „Verkehrsbericht 2017“, 2017.
- [79] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, „Wasserstrassen und Schifffahrtsverwaltung des Bundes“, 2019.
- [80] M. Niemann und G. Slobodzian, „Weser, Gewässer Beschreibung“, 2019.
- [81] Deutsche Bahn AG, „Grundlagenbericht UmweltMobilCheck, Stand 01.04.2016“, 2016.
- [82] A. Löchter, „Modellsystem zur Berechnung des Abriebs und anderer luftgetragenen Schadstoffe des Schienenverkehrs“, *Zeitschrift für Luftreinhaltung, Lärmschutz, Anlagensicherheit, Abfallverwertung und Energienutzung*, 2007.
- [83] R. Orthofer, „Erfassung der Feinstaubemissionen aus dem Abrieb von Eisenbahnen“, 2013.
- [84] International Civil Aviation Organization, *Airport Air Quality Manual*, Bd. First Edition. Montréal, QC, Canada, 2011.
- [85] T. Rindlisbacher, „Schadstoffemissionen von Flugzeug-Kolbenmotoren, Zusammenfassender Bericht“, Bundesamt für Zivilluftfahrt, Bern, 0 / 3/33/33-05-003 ECERT, 2007.
- [86] T. Rindlisbacher und L. Chabbey, „Guidance on the Determination of Helicopter Emissions“, Bundesamt für Zivilluftfahrt, Bern, COO.2207.111.2.2015750, 2015.
- [87] W. Knörr, A. Schacht, und S. Gores, „Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Energieeinsätze und Emissionen des zivilen Flugverkehrs - TREMOD AV“, *TEXTE*, Bd. 48/2012, 2012.
- [88] T. Pregger und R. Friedrich, „Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen“, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Stuttgart, 2003.
- [89] Umweltbundesamt, „Motorisierte Zweiräder“, 21. April 2020.
- [90] Umwelt Bundesamt, „Anerkannte Messgeräte und Messverfahren“. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/messenbeobachtenueberwachen/anerkannt-e-messgeraete-messverfahren#messstellen-und-messtechniken-fur-emissions-und-immissionsmessungen>
- [91] LANUV, „Kontinuierliche Messverfahren“. <https://www.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/kontinuierliche-messungen>
-

- 
- [92] RICHTLINIE 2008/50/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über Luftqualität und saubere Luft für Europa. 2008.
- [93] TÜV Rheinland Energy GmbH, „Prüfung der Vorgehensweise bei der großräumigen Ortsbestimmung der LANUV NO<sub>2</sub>-Probenahmestelle zur Beurteilung der Luftqualität“, Köln, 936/21246004/A, 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/pdf/Pruefbericht-TUEV-Rheinland-Lanuv-NO2-Probenahmestellen.pdf>
- [94] LANUV, „Luftschadstoff-Screening NRW“, 2021. <https://www.lanuv.nrw.de/luft/ausbreitung/luftschadstoff-screening-nrw>
- [95] LANUV, „Luftqualitätsmessung mit Passivsammlern“. n.d. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/pdf/passivsammler.pdf>
- [96] LANUV, „Messorte der Luftqualitätsüberwachung in NRW“, 2021. <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/luft/immissionen/messorte-und-werte>
- [97] LANUV, „Luft - Immissionen Jahreskenngößen und Jahresberichte“, 2021. <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/luft/immissionen/berichte-und-trends/jahreskenngroessen-und-jahresberichte>
- [98] LANUV, „Bericht über die Luftqualität im Jahr 2019“. 30. Juni 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber\\_trend/Bericht\\_ueber\\_die\\_Luftqualitaet\\_im\\_Jahr\\_2019.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber_trend/Bericht_ueber_die_Luftqualitaet_im_Jahr_2019.pdf)
- [99] LANUV, „Bericht über die Luftqualität im Jahr 2020“. 02.03.2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber\\_trend/Bericht\\_ueber\\_die\\_Luftqualitaet\\_im\\_Jahr\\_2020.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber_trend/Bericht_ueber_die_Luftqualitaet_im_Jahr_2020.pdf)
- [100] LANUV, „Auswirkung der Covid-19-Schutzmaßnahmen auf die Luftschadstoffkonzentration“. 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3\\_fachberichte/LANUV\\_Fabe109\\_-\\_Auswirkungen\\_Covid19.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3_fachberichte/LANUV_Fabe109_-_Auswirkungen_Covid19.pdf)
- [101] LANUV, „Bericht über die Luftqualität im Jahr 2018“. 30. April 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber\\_trend/2019-04-30\\_Bericht\\_%C3%BCber\\_die\\_Luftqualit%C3%A4t\\_im\\_Jahr\\_2018.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/luft/immissionen/ber_trend/2019-04-30_Bericht_%C3%BCber_die_Luftqualit%C3%A4t_im_Jahr_2018.pdf)
- [102] LANUV, „Energieatlas“, 2020. <https://www.energieatlas.nrw.de/site/werkzeuge/energiestatistik>
- [103] Kraftfahrt-Bundesamt, „Fahrzeugzulassungen (FZ) Bestand an Kraftfahrzeugen nach Umwelt-Merkmalen 1. Januar 2018 FZ13“, 2018.
- [104] Kraftfahrt-Bundesamt, „Bestand an Kraftfahrzeugen in den Jahren 2011 bis 2020 nach ausgewählten Kraftstoffarten“, 2021. [https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/fz\\_b\\_umwelt\\_archiv/2020/2020\\_b\\_umwelt\\_z.html?nn=2601598](https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/fz_b_umwelt_archiv/2020/2020_b_umwelt_z.html?nn=2601598)
- [105] INFRAS, „Handbuch für Emissionsfaktoren 4.1“, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.hbefa.net/d/>
- [106] KBA, „Verkehr in Kilometern - Inländerfahrleistung - Entwicklung der Fahrleistungen nach Fahrzeugarten seit 2016“, Kraftfahrt-Bundesamt, 2021.
- [107] F. Rudolph und P. Jochem, „Die Rolle von Elektroautos in der Mobilität von morgen“, Wuppertal Institut, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://elib.dlr.de/140720/1/index/docId/7663/file/ZI15\\_Elektroautos.pdf](https://elib.dlr.de/140720/1/index/docId/7663/file/ZI15_Elektroautos.pdf)
- [108] P. Plötz, M. Cornelius, G. Bieker, P. Moch, und Y. Li, „REALE NUTZUNG VON PLUG-IN-HYBRIDELEKTROFAHRZEUGEN“, icct, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://theicct.org/sites/default/files/PHEV-FS-DE-sept2020-0.pdf>
-

- 
- [109] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), „Das System der CO<sub>2</sub>-Flottengrenzwerte für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge“. 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Luft/zusammenfassung\\_co2\\_flottengrenzwerte.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/zusammenfassung_co2_flottengrenzwerte.pdf)
- [110] B. Helgeson und J. Peter, „The role of electricity in decarbonizing European road transport – Development and assessment of an integrated multi-sectoral model“, *Applied Energy*, Bd. 262, S. 114365, März 2020, doi: 10.1016/j.apenergy.2019.114365.
- [111] D. Kreyenberg u. a., „Erneuerbare Energien im Verkehr Potenziale und Entwicklungsperspektiven verschiedener erneuerbarer Energieträger und Energieverbrauch der Verkehrsträger“, 2015. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/G/MKS/mks-kurzstudie-ee-im-verkehr.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/G/MKS/mks-kurzstudie-ee-im-verkehr.pdf?__blob=publicationFile)
- [112] M. Robinius u. a., „WEGE FÜR DIE ENERGIEWENDE Kosteneffiziente und klimagerechte Transformationsstrategien für das deutsche Energiesystem bis zum Jahr 2050“. *Energy & Environment*, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://user.fz-juelich.de/record/877960/files/Energie\\_Umwelt\\_499.pdf](https://user.fz-juelich.de/record/877960/files/Energie_Umwelt_499.pdf)
- [113] P. Schmidt, W. Zittel, W. Weindorf, und T. Raksha, „Renewables in Transport 2050 Empowering a sustainable mobility future with zero emission fuels from renewable electricity“, Ludwig Bölkow Systemtechnik, 2016.
- [114] J. Michalski, M. Altmann, U. Bünger, und W. Weindorf, „WASSERSTOFFSTUDIE NORDRHEIN-WESTFALEN“, LBST; Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.wirtschaft.nrw/sites/default/files/asset/document/bericht\\_wasserstoffstudie\\_nrw-2019-04-09\\_komp.pdf](https://www.wirtschaft.nrw/sites/default/files/asset/document/bericht_wasserstoffstudie_nrw-2019-04-09_komp.pdf)
- [115] „Treibhausgas-Emissionsinventar Nordrhein-Westfalen 2018“, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3\\_fachberichte/30105.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3_fachberichte/30105.pdf)
- [116] Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft e.V., „Beimischung von Bioethanol zu Benzinkraftstoffen“. <https://www.bdbe.de/daten/marktdaten-deutschland>
- [117] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (VNR), „Basisdaten Bioenergie Deutschland 2021“, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2020/Mediathek/broschuere\\_basisdaten\\_bioenergie\\_2020\\_web.pdf](https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2020/Mediathek/broschuere_basisdaten_bioenergie_2020_web.pdf)
- [118] UBA, „Erneuerbare Energien im Verkehr“, 2021. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/energie/erneuerbare-energie-im-verkehr>
- [119] Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie e.V., „Biodiesel: Produktion und Absatz 2010-2019“. <http://www.biokraftstoffverband.de/index.php/absatzzahlen.html>
- [120] M. Prussi, M. Yugo, L. De Prada, M. Padella, und M. Edwards, „JEC Well-To-Wheels report v5“, Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 30284 EN, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://ec.europa.eu/jrc>
- [121] M. Memmler, T. Lauf, K. Wolf, und S. Schneider, „Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2016“, Umwelt Bundesamt, Dessau-Roßlau, 2017. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-10-26\\_climate-change\\_23-2017\\_emissionsbilanz-ee-2016.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-10-26_climate-change_23-2017_emissionsbilanz-ee-2016.pdf)
- [122] BPV Consulting GmbH, „Bedarfe und Potenziale bei Angebot und Organisation im ÖPNV Nordrhein-Westfalens“, 2016. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.landtag.nrw.de/Dokumentenservice/portal/WWW/dokumentenarchiv/Dokument/MMI16-360.pdf;jsessionid=F2E5BC9D11FB9BDD48D25DD10A5041A9>
-

- 
- [123] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), „Bewertungssystem nachhaltiges Bauen (BNB)“. 2011. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bnb-nachhaltigesbauen.de/fileadmin/steckbriefe/verwaltungsgebaeude/neubau/v\\_2011\\_1/BNB\\_BN2011-1\\_614.pdf](https://www.bnb-nachhaltigesbauen.de/fileadmin/steckbriefe/verwaltungsgebaeude/neubau/v_2011_1/BNB_BN2011-1_614.pdf)
- [124] Philipps Universität Marburg, „Von räumlichen Analysemethoden zur Entscheidungsfindung“, *Multikriterien-Analyse und Entscheidungsunterstützung*, 2011. [https://gisbsc.gis-ma.org/GISBScL7/de/html/VL7a\\_V\\_lo9.html](https://gisbsc.gis-ma.org/GISBScL7/de/html/VL7a_V_lo9.html)
- [125] I. Wilkens, „Multikriterielle Analyse zur Nachhaltigkeitsbewertung von Energiesystemen – Von der Theorie zur praktischen Anwendung“, Technische Universität Berlin, 2012. [Online]. Verfügbar unter: <https://d-nb.info/1027798160/34>
- [126] Forschungs-Informationssystem Mobilität und Verkehr, „Pkw-Parkflächenbedarf“, *Personenverkehr, Mobilität und Raum*, 2019. <https://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/79656/>
- [127] Landesbetrieb IT.NRW, „Auspendler Gemeinden 2018, Einpendler Gemeinden 2018, Innergemeindliche Pendler Gemeinden 2018“, *Amtliche Statistik zum Thema: Pendler*, 2018. <https://www.it.nrw/statistik/wirtschaft-und-umwelt/arbeit/pendler>
- [128] open.nrw, „Straßennetz Landesbetrieb Straßenbau NRW“, 2015. <https://open.nrw/dataset/ac8a18de-29d2-4bd4-ba75-6a1d4b4aabff>
- [129] Kraftfahrt Bundesamt, „Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Gemeinden“. 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.kba.de/DE/Statistik/Produktkatalog/produkte/Fahrzeuge/fz3\\_b\\_uebersicht.html](https://www.kba.de/DE/Statistik/Produktkatalog/produkte/Fahrzeuge/fz3_b_uebersicht.html)
- [130] K. Volgmann, „Raumstruktur und Pendelverkehr - Neue Trends im Metropolraum Rhein-Ruhr“, Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung. [Online]. Verfügbar unter: <https://docplayer.org/23765929-Ils-trends-1-14-raumstruktur-und-pendelverkehr-neue-trends-im-metropolraum-rhein-ruhr.html>
- [131] IT.NRW, „Bodenflächen in Nordrhein-Westfalen nach Nutzungsarten am 31.12.2017, 2018 und 2019“, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.it.nrw/sites/default/files/atoms/files/272\\_20.pdf](https://www.it.nrw/sites/default/files/atoms/files/272_20.pdf)
- [132] P. Pütz und S. Schönfelder, „Angebotsqualitäten und Erreichbarkeiten im öffentlichen Verkehr“, Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR), Bonn, 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/veroeffentlichungen/analysen-kompakt/2018/ak-08-2018-dl.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=1](https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/veroeffentlichungen/analysen-kompakt/2018/ak-08-2018-dl.pdf?__blob=publicationFile&v=1)
- [133] OpenData ÖPNV, „Datensatz Deutschlandweite Haltestellendaten“, 2020. [https://www.opendata-oePNV.de/ht/de/datensaetze?tx\\_vrrkit\\_view%5Baction%5D=dataset&tx\\_vrrkit\\_view%5Bcontroller%5D=View&tx\\_vrrkit\\_view%5Bfilter%5D=haltestellen&tx\\_vrrkit\\_view%5Bkey%5D=group&cHash=c3d8af110a2105d71f7b6876cdee845f](https://www.opendata-oePNV.de/ht/de/datensaetze?tx_vrrkit_view%5Baction%5D=dataset&tx_vrrkit_view%5Bcontroller%5D=View&tx_vrrkit_view%5Bfilter%5D=haltestellen&tx_vrrkit_view%5Bkey%5D=group&cHash=c3d8af110a2105d71f7b6876cdee845f)
- [134] Deutsche Bahn AG, „Haltestellen (Stand 01/2020)“, 2020. <https://data.deutschebahn.com/dataset/data-haltestellen/resource/21edf505-e97d-4c99-bcc9-a46e85f8620f.html>
- [135] openstreetmap, „OSM amenity car\_sharing“, September 2021. <https://www.openstreetmap.de/karte.html>
- [136] open.nrw, „Landesweites Radverkehrsnetz NRW, bereitgestellt vom Ministerium für Verkehr, NRW“, 2016. [Online]. Verfügbar unter: [https://open.nrw/dataset/radverkehrsnetz\\_nrw\\_1568187573](https://open.nrw/dataset/radverkehrsnetz_nrw_1568187573)
- [137] W. Eichinger, „Quartiersmobilität gestalten Verkehrsbelastung reduzieren und Fläche gewinnen“, Umwelt Bundesamt, 2020. [Online]. Verfügbar unter:
-



- [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/20200310\\_uba\\_fachbroschuere\\_quartiersmobilitaet\\_gestalten\\_bf.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/20200310_uba_fachbroschuere_quartiersmobilitaet_gestalten_bf.pdf)
- [138] Landesregierung Nordrhein-Westfalen, „Landeskabinett beschließt ÖPNV-Offensive“, 2019. <https://www.land.nrw/pressemitteilung/landeskabinett-beschliesst-oePNV-offensive-verkehrsminister-wuest-wir-machen-den-0>
- [139] C. Maaß, S. Barth, T. Bernecker, F. Dünnebeil, G. Waluga, und R. Weyland, „Grundlagenuntersuchung ‚Instrumente zur Drittnutzerfinanzierung für den ÖPNV in Baden-Württemberg‘“, Hamburg Institut, BBG und Partner, Hochschule Heilbronn, ifeu Institut, 2016. [Online]. Verfügbar unter: [https://vm.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mvi/intern/Dateien/PDF/OEPNV\\_Grundlagenuntersuchung\\_Instrumente\\_Drittnutzerfinanzierung\\_BW.pdf](https://vm.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mvi/intern/Dateien/PDF/OEPNV_Grundlagenuntersuchung_Instrumente_Drittnutzerfinanzierung_BW.pdf)
- [140] M. Lanzendorf und A. Busch-Geertseman, „The cycling boom in large German cities - Empirical evidence for successful cycling campaigns“, Nr. 36, 2014, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tranpol.2014.07.003>.
- [141] C. Maaß und K. Kruse, „Strategische Weiterentwicklung des Öffentlichen Personenverkehrs in Schleswig-Holstein“, Hamburg institut sustainable strategies, Dez. 2016.
- [142] Landesregierung Nordrhein-Westfalen, „ÖPNV-Offensive: Landesregierung beschließt 172,5-Millionen-Euro Investitionen für den öffentlichen Personennahverkehr“, 11. Dezember 2022. <https://www.land.nrw/pressemitteilung/oePNV-offensive-landesregierung-beschliesst-1725-millionen-euro-investitionen-fuer>
- [143] Landesregierung Nordrhein-Westfalen, „Nordrhein-Westfalen fördert On-Demand-Verkehr-Projekte – für eine bessere Mobilität auf dem Land“, 28. September 2020. <https://www.land.nrw/pressemitteilung/nordrhein-westfalen-foerdert-demand-verkehr-projekte-fuer-eine-bessere-mobilitaet>
- [144] M. Henneka, W. Köppel, K. Kröger, und G. Gerstein, „Bewertung von Gasbussen für den öffentlichen Personennahverkehr und Vergleich mit Alternativkonzepten (Busstudie)“, EBI, DVWG, 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.dvgw.de/medien/dvgw/forschung/berichte/g201810-busstudie-abschlussbericht.pdf>
- [145] R. Wörner, O. Ehret, L. Lagenbucher, und D. Schneider, „Emissionsfreier ÖPNV - ein wissenschaftliche Konzeptentwicklung zum Aufbau eines regionalen, emissionsfreien Busliniennetzes im urbanen Raum (ÖPNV)“, Hochschule Esslingen Institut für Nachhaltige Energietechnik und Mobilität.
- [146] *Gesetz über die Beschaffung sauberer Straßenfahrzeuge (SaubereFahrzeuge Beschaffungs-Gesetz - SaubFahrzeugBeschG)*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.gesetze-im-internet.de/saubfahrzeugbeschg/SaubFahrzeugBeschG.pdf>
- [147] Kraftfahrt-Bundesamt, „Jahresbilanz des Fahrzeugbestandes am 1. Januar 2020“. 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Vierteljaehrlicher\\_Bestand/b\\_vierteljaehrlich\\_inhalt.html?nn=2601598](https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Vierteljaehrlicher_Bestand/b_vierteljaehrlich_inhalt.html?nn=2601598)
- [148] N. Hoofmann, M. Messagie, und T. Coosemans, „Analysis of the potential for electric buses“. 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://leonardo-energy.pl/wp-content/uploads/2019/02/Analysis-of-the-potential-for-electric-buses.pdf>
- [149] J. Meereis, T. Lutz-Kulawik, M. Rickert, A. Sitner, E. Dittberner, und H. Meereis, „POTENZIALSTUDIE WASSERSTOFFWIRTSCHAFT“, PP ESN Power Engineering GmbH, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://ee-sh.de/de/dokumente/content/berichte\\_studien/2019-09-06\\_Potentialstudie-H2-NF-Endfassung-L-Web.pdf](https://ee-sh.de/de/dokumente/content/berichte_studien/2019-09-06_Potentialstudie-H2-NF-Endfassung-L-Web.pdf)



- 
- [150] E. Hof, S. Kupferschmid, und M. Faltenbacher, „Einführung von Wasserstoffbussen im ÖPNV Fahrzeuge, Infrastruktur und betriebliche Aspekte“. 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.xn--starterset-elektromobilitaet-4hc.de/content/1-Bausteine/5-OEPNV/now\\_leitfaden\\_einfuehrung-wasserstoffbusse.pdf](https://www.xn--starterset-elektromobilitaet-4hc.de/content/1-Bausteine/5-OEPNV/now_leitfaden_einfuehrung-wasserstoffbusse.pdf)
- [151] C. Schneider, „Planung von Elektrobuslinien und ihrer Infrastruktur“, BPV Consult GmbH, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.traffiQ.de/fileadmin/user\\_upload/pdfs/Vergaben/2019/traffiQ\\_Technisches\\_Handbuch\\_Buendel\\_A\\_2019\\_06\\_28.pdf](https://www.traffiQ.de/fileadmin/user_upload/pdfs/Vergaben/2019/traffiQ_Technisches_Handbuch_Buendel_A_2019_06_28.pdf)
- [152] D. Schneider, L. Langenbacher, L. Brodecki, M. Blesl, und R. Wörner, „Analysis of an emission-free public transport (xEV)“, University of Applied Sciences Esslingen, University of Stuttgart, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://na-admin.eventscloud.com/eselectv3/v3/events/474828/submission/files/download?fileID=cc7797a1d62c4b68fc3b3b226c6b29bd-MjAyMCOwOCM1ZjI0NDYMDU3NjYx>
- [153] O. Hoch, „Kommunale Elektromobilitätskonzepte Motivation und Hemmnisse bei der Einführung von Elektrobussen“, NOW GmbH, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.xn--starterset-elektromobilitaet-4hc.de/content/3-Infothek/2-Publikationen/1-kommunale-elektromobilitaetskonzepte-motivation-und-hemmnisse-bei-der-einfuehrung-von-elektrobussen/210921\\_befo\\_e-konzeptauswertung\\_fin.pdf](https://www.xn--starterset-elektromobilitaet-4hc.de/content/3-Infothek/2-Publikationen/1-kommunale-elektromobilitaetskonzepte-motivation-und-hemmnisse-bei-der-einfuehrung-von-elektrobussen/210921_befo_e-konzeptauswertung_fin.pdf)
- [154] O. Hoch, T. Knotte, M. Faltenbacher, S. Kratz, und C. Schwärzel-Lange, „Leitfaden für Busse mit alternativen Antrieben“, NOW GmbH, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.now-gmbh.de/wp-content/uploads/2021/03/Leitfaden-fuer-Busse-mit-alternativen-Antrieben\\_NOW.pdf](https://www.now-gmbh.de/wp-content/uploads/2021/03/Leitfaden-fuer-Busse-mit-alternativen-Antrieben_NOW.pdf)
- [155] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, „Zahlen und Fakten Energiedaten 09.09.2019“, 9. September 2019. <http://www.bmwi.de/Navigation/DE/Themen/energiedaten.html>
- [156] Federal Ministry of Finance, „Grundlagenwissen zum Benzinpreis und seiner Entwicklung“, 2019.
- [157] gibgas consulting, „Kraftstoffpreise 2019“, 2019.
- [158] GlobalPetrolPrices.com, „LPG prices, liter, 09-Dec-2019“, 2019.
- [159] J. Decker, „Personal Communication GasCom Equipment GmbH Troisdorf“, 18. Dezember 2019.
- [160] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, „Energiesteuergesetz (EnergieStG) § 2 Steuertarif“, 2019.
- [161] A. Huss, H. Maas, und H. Hass, „Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context TANK-TO-WHEELS (TTW) Report Version 4“, Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 26027 EN, 2013.
- [162] deutsche Bahn AG, „Preisblatt für die Nutzung des 16,7-Hz-Bahnstromnetzes (Bahnstromnetz) gültig ab 01.01.2019“, 2019.
- [163] deutsche Bahn AG, „Preisblatt für die Nutzung der Schienen-Tankstellen und für die dort angebotenen Leistungen gemäß den Allgemeinen Nutzungs- und Geschäftsbedingungen für Schienen-Tankstellen der DB Energie GmbH (ANST), Stand 01.04.2019“, 2019.
- [164] O. M.R. OIL MARKET REPORT GmbH, „Oil Market Report“, 2019.
- [165] JOWA Germany GmbH, „Untersuchungen der Verträglichkeit schwefelarmer Kraftstoffe (Schwefelanteil kleiner 10 ppm), ggf. mit biogenem Anteil bei älteren in Betrieb befindlichen Binnenschiffsmotoren“, 2007.
- [166] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, „Zehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualitäten von Kraft- und Brennstoffen - 10. BImSchV)“, 2014.
- [167] BGL, „Dieselpreis-Information (Großverbraucher) vom 18. Dezember 2019“, 2019.
-

- 
- [168] Skytanking, „Aviation Fuels: Jet Fuel, Aviation Gasoline (Avgas), Jet B, Biokerosene“, 3. Oktober 2020.
- [169] M. Allekotte, K. Biemann, C. Heidt, M. Colson, und W. Knörr, „Aktualisierung der Modelle TREMOD/TREMOD-MM für die Emissionsberichterstattung 2020 (Berichtsperiode 1990-2018)“, Juni 2020.
- [170] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, „Gesamtausgabe der Energiedaten - Datensammlung des BMWi“. 28. Februar 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Binaer/Energiedaten/energiedaten-gesamt-xls.html>
- [171] Statistisches Bundesamt, „GENESIS ONLINE Ergebnis 61241-0005“, 28. Oktober 2021. <https://www-genesis.destatis.de>
- [172] International Organization for Standardization (ISO), „ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework“, 2006.
- [173] International Organization for Standardization (ISO), „ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines“, 2006.
- [174] M. A. J. Huijbregts u. a., „ReCiPe 2016 v1.1 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level - Report I: Characterization“, Bilthoven, 2017.
- [175] G. Jungmeier u. a., „Life Cycle Analysis of Transportation Fuel Pathways“, Delta (Canada), 2012.
- [176] R. Zupko, „Life cycle assessment of the production of gasoline and diesel from forest residues using integrated hydrolysis and hydroconversion“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 24, Nr. 10, S. 1793–1804, Okt. 2019, doi: 10.1007/s11367-019-01616-8.
- [177] K. Meyer u. a., „Klimabilanz von strombasierten Antrieben und Kraftstoffen“, Berlin, 2019.
- [178] R. Albus u. a., „Potenzialanalyse LNG - Einsatz von LNG in der Mobilität, Schwerpunkte und Handlungsempfehlungen für die technische Umsetzung“, Bonn, 2016.
- [179] J. Wachsmuth, S. Oberle, A. Zubair, und W. Köppel, „Wie klimafreundlich ist LNG? - Kurzstudie zur Bewertung der Vorkettenemissionen bei Nutzung von verflüssigtem Erdgas (LNG)“, Dessau-Roßlau, 2019.
- [180] J. Bracker und C. Timpe, „An outline of sustainability criteria for synthetic fuels used in transport“, Öko-Institut e.V., Freiburg, 2017.
- [181] J. R. Ziolkowska, „Chapter 1 - Biofuels technologies: An overview of feedstocks, processes, and technologies“, in *Biofuels for a More Sustainable Future*, 2020, S. 1–19.
- [182] S. Schemme u. a., „H<sub>2</sub>-based synthetic fuels: A techno-economic comparison of alcohol, ether and hydrocarbon production“, *International Journal of Hydrogen Energy*, 2020, doi: 10.1016/j.ijhydene.2019.05.028.
- [183] R. Peters u. a., „Thermodynamic and ecological preselection of synthetic fuel intermediates from biogas at farm sites“, *Energy, Sustainability and Society*, Bd. 10, Nr. 1, 2020, doi: 10.1186/s13705-019-0238-8.
- [184] R. Peters, M. Baltruweit, T. Grube, R. C. Samsun, und D. Stolten, „A techno economic analysis of the power to gas route“, *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, Bd. 34, S. 616–634, 2019, doi: 10.1016/j.jcou.2019.07.009.
- [185] D. Bruchof, „Energiewirtschaftliche Verkehrsstrategie - Möglichkeiten und Grenzen alternativer Kraftstoffe und Antriebe in Deutschland und der EU-27“, Dissertation, Universität Stuttgart, 2012.
- [186] J. C. Mankins, „Technology Readiness Levels: A White Paper“, NASA, Office of Space Access and Technology, Advanced Concepts Office, 1995.
- [187] Assistant Secretary of Defense for Research and Engineering, „Technology Readiness Assessment (TRA)“, Department of Defense, 2011.
- [188] European Space Agency, „Technology Readiness Level (TRL)“, 2019.
-

- 
- [189] European Commission, „20. General Annexes: G. Technology readiness level (TRL)“, *Horizon 2020 - Work Programme 2016-2017*, 2017.
- [190] ISO 16290:2013, „Space systems -- Definition of the Technology Readiness Levels (TRLs) and their criteria of assessment“, 2013.
- [191] A. De Rose u. a., „Technology Readiness Level Guidance Principles for Renewable Energy Technologies – Final Report“, European Commission, Brussels, EUR 27988 EN, 2017.
- [192] Australian Renewable Energy Agency, „Commercial Readiness Index for Renewable Energy Sector“, 2014.
- [193] B. und S. Bundesministerium für Verkehr, „Kraftfahrzeugverkehr in Deutschland 2010“, Kraftfahrzeugverkehr in Deutschland, 2012.
- [194] Tesla, „WLTP Reichweite Tesla Model S“, 2020.
- [195] McKinsey & Company, „Hydrogen-powered aviation A fact-based study of hydrogen technology, economics, and climate impact by 2050“, Publications Office of the European Union, Luxembourg, EG-04-20-214-EN-N, Mai 2020.
- [196] Bundesnetzagentur für Elektrizität, „Marktuntersuchung Eisenbahnen 2019“, Bonn, 2019.
- [197] Deutsche Bahn Netze, „Infrastrukturregister: Grundsätze Stand Juni 2019 Version 4.7“, 2019.
- [198] Statistisches Bundesamt, „Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt 2016“, Fachserie 8 Reihe 4 2016, 2017.
- [199] J. Köhler, D. Kirsch, A. Klukas, S. Timmerberg, und M. Kaltschmitt, „Teilstudie ‚Studie über die Marktreife von Erdgasmotoren in der Binnen- und Seeschifffahrt‘“, Wissenschaftliche Beratung des BMVI zur Mobilitäts- und Kraftstoffstrategie, Karlsruhe, 2018.
- [200] Umwelt Bundesamt, „Erneuerbare Energien in Deutschland Daten zur Entwicklung im Jahr 2020“, März 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021\\_hgp\\_erneuerbareenergien\\_deutsch\\_bf.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021_hgp_erneuerbareenergien_deutsch_bf.pdf)
- [201] Europäische Kommission, „RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung)“. 5. September 2018. Zugriffen: 5. September 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:3eb9ae57-faa6-11e6-8a35-01aa75ed71a1.0001.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:3eb9ae57-faa6-11e6-8a35-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF)
- [202] *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG)*. 2021. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/bimschg/BImSchG.pdf>
- [203] *Verordnung zur Festlegung weiterer Bestimmungen zur Treibhausgasminde rung bei Kraftstoffen - 38. BImSchV*. 2021. [Online]. Verfügbar unter: [http://www.gesetze-im-internet.de/bimschv\\_38\\_2017/](http://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_38_2017/)
- [204] Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik, „Erneuerbare Energien in Deutschland Daten zur Entwicklung im Jahr 2019“, Umwelt Bundesamt: Dessau Roßlau, 2020.
- [205] H. Fehrenbach, „Einsatz von Biokraftstoffen im Verkehrssektor bis 2030“, Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH, Heidelberg, 2019.
- [206] Transport & Environment, Hrsg., „RED II and advanced biofuels, Recommendations about Annex IX of the Renewable Energy Directive and its implementation at national level“. 2020.
- [207] *RICHTLINIE (EU) 2018/2001 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung)*, Bd. L 328/82. 2018.
- [208] *Verordnung zur Festlegung weiterer Bestimmungen zur Weiterentwicklung der Treibhausgasminde rungs-Quote*. 2022. [Online]. Verfügbar unter:
-

- [https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/text.xav?SID=&tf=xaver.component.Text\\_0&toctf=&qmf=&hl f=xaver.component.Hitlist\\_0&bk=bgbl&start=%2F%2F%5B%40node\\_id%3D%271033951%27%5D&skin=pdf&tlevel=-2&nohist=1&sinst=34F3A69F](https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/text.xav?SID=&tf=xaver.component.Text_0&toctf=&qmf=&hl f=xaver.component.Hitlist_0&bk=bgbl&start=%2F%2F%5B%40node_id%3D%271033951%27%5D&skin=pdf&tlevel=-2&nohist=1&sinst=34F3A69F)
- [209] J. Büchler, „Stellungnahme zum Gesetzentwurf der Bundesregierung zur Weiterentwicklung der Treibhausgasminderungs-Quote“. 19. April 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bundestag.de/resource/blob/835712/7b6984d4709addc5456c46121bd5a16/D r-Johanna-Buechler-Deutsche-Umwelthilfe-e-V--data.pdf>
- [210] J. Hobohm u. a., „STATUS UND PERSPEKTIVEN FLÜSSIGER ENERGIETRÄGER IN DER ENERGIEWENDE“, Prognos AG, Umsicht, DBFZ, 2018.
- [211] S. Radke, „Verkehr in Zahlen 2019/2020; VIZ 2019/2020“, Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Flensburg, 2019.
- [212] E. Billig u. a., „Non-fossil CO<sub>2</sub> recycling - The technical potential for the present and future utilization for fuel in Germany“, *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, Bd. 30, S. 130–141, 2019.
- [213] A. Brosowski u. a., „A review of biomass potential and current utilisation - Status quo for 93 biogenic wastes and residues in Germany.“, 2016.
- [214] A. Brosowski u. a., „Biomassepotentiale von Rest- und Abfallstoffen“, DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, 2015.
- [215] S. Radke, „Verkehr in Zahlen 2019/2020“, Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Flensburg, VIZ 2019/2020, 2019.
- [216] S. Johansson, „Limits to biofuels“, 54, 2013.
- [217] P. Kasten, „Kein Selbstläufer: Klimaschutz und Nachhaltigkeit durch PtX“, Öko-Institut e.V., Berlin, 2019.
- [218] A. Soler und M. Yugo, „Role of e-fuels in the European transport system - Literature review“, Brussels, 14/19, 2020.
- [219] ASTM D7566-20b, „Standard Specification for Aviation Turbine Fuel Containing Synthesized Hydrocarbons“, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2020.
- [220] E. C. Wormslev und M. K. Broberg, „Nordic perspectives on the use of advanced sustainable jet fuel for aviation - Update 2019“, Nordic Energy Research, 2020.
- [221] ICAO Secretariat, „Estimated Prices of Aviation Alternative Fuels“, gehalten auf der Conference on Aviation and Alternative Fuels, Mexico City, Mexico, 11. Oktober 2017.
- [222] Sustainable Aviation, „SUSTAINABLE AVIATION FUELS ROAD-MAP“, 26. März 2020.
- [223] P. Schmidt, V. Batteiger, A. Roth, W. Weindorf, und T. Raksha, „Power-to-Liquids as Renewable Fuel Option for Aviation: A Review“, *Chemie Ingenieur Technik*, Bd. 90, Nr. 1–2, S. 127–140, 2018, doi: 10.1002/cite.201700129.
- [224] S. A. Tabak, A. A. Avidan, und F. J. Krambeck, *Production of synthetic gasoline and diesel fuel from non-petroleum resources.*; Mobil Research and Development Corp., Research Dept., Paulsboro Lab., Paulsboro, NJ, 1986.
- [225] S. A. Tabak und S. Yurchak, „Conversion of methanol over ZSM-5 to fuels and chemicals“, *Catalysis Today*, Bd. 6, Nr. 3, S. 307–327, 1990, doi: [https://doi.org/10.1016/0920-5861\(90\)85007-B](https://doi.org/10.1016/0920-5861(90)85007-B).
- [226] Ruukonen, Jenna u. a., „Modelling and Cost Estimation for Conversion of Green Methanol to Renewable Liquid Transport Fuels via Olefin Oligomerisation“, *Processes*, Bd. 9, S. 1046, doi: 10.3390/pr9061046.
- [227] K. Zech, K. Naumann, F. Müller-Langer, P. Schmidt, W. Weindorf, und Z. Mátra, „Drop-In-Kraftstoffe für die Luftfahrt. Studie im Rahmen des Auftrags« Wissenschaftliche Begleitung, Unterstützung und Beratung des BMVI in den Bereichen Verkehr und Mobilität mit besonderem Fokus auf Kraftstoffe und Antriebstechnologien sowie Energie und Klima «für das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). Hg. v“, *Deutsches Zentrum für*

- Luft-und Raumfahrt e. V.(DLR). Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt e. V.(DLR). Berlin, 2014.*
- [228] Fulcrum, „Sierra BioFuels Plant“, 2020.
- [229] Red Rock Biofuels, „Red Rock Biofuels - Lakeview Plant“, 2020.
- [230] Neste Oyj, „What is Neste MY Sustainable Aviation Fuel?“, 2020.
- [231] A. Stark, „Lanzatech Wins Bid for World’s First Large Scale ATJ Facility“, Juli 2018.
- [232] Ekobenz, „Innovative production of synthetic fuels“, 2020.
- [233] European Commission, „Production of fully synthetic paraffinic jet fuel from wood and other biomass“, 2020.
- [234] euglena Co. Ltd, „ASTM D7566 revised to add a new standard for jet fuel produced through the BIC process, the technology employed in euglena Co’s demo plant“, Jan. 2020.
- [235] IHI, „Bio-jet Fuel Manufactured from Microalgae Receives ASTM International Standard Certification -Contributing to the reduction of CO2 emissions from aircraft-“, Juni 2020.
- [236] F. Müller-Langer, S. Majer, und S. O’Keeffe, „Benchmarking biofuels—a comparison of technical, economic and environmental indicators“, *Energy, Sustainability and Society*, Bd. 4, Nr. 1, 2014, doi: 10.1186/s13705-014-0020-x.
- [237] S. Schemme, S. Meschede, M. Köller, R. C. Samsun, R. Peters, und D. Stolten, „Property Data Estimation for Hemiformals, Methylene Glycols and Polyoxymethylene Dimethyl Ethers and Process Optimization in Formaldehyde Synthesis“, *Energies*, Bd. 13, Nr. 13, 2020, doi: 10.3390/en13133401.
- [238] Deutsche Energie-Agentur, „Audi e-gas Projekt“, 2020.
- [239] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), „Die Nationale Wasserstoffstrategie“. Juni 2020. Zugegriffen: 16. Juli 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/die-nationale-wasserstoffstrategie.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=20](https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/die-nationale-wasserstoffstrategie.pdf?__blob=publicationFile&v=20)
- [240] H. Hecking u. a., „dena-Leitstudie Integrierte Energiewende“, ewi Energy Research & Scenarios gGmbH, 2018. Zugegriffen: 24. September 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://shop.dena.de/fileadmin/denashop/media/Downloads\\_Dateien/esd/9261\\_dena-Leitstudie\\_Integrierte\\_Energiewende\\_lang.pdf](https://shop.dena.de/fileadmin/denashop/media/Downloads_Dateien/esd/9261_dena-Leitstudie_Integrierte_Energiewende_lang.pdf)
- [241] F. Merten u. a., „Bewertung der Vor- und Nachteile von Wasserstoffimporten im Vergleich zur heimischen Erzeugung“, Nov. 2020.
- [242] M. Pfennig, G. Norman, C. Pape, und D. Böttger, „MITTEL- UND LANGFRISTIGE POTENZIALE VON PTL- UND H2- IMPORTEN AUS INTERNATIONALEN EE-VORZUGSREGIONEN“, 2017. [Online]. Verfügbar unter: [http://www.energieversorgung-elektromobilitaet.de/includes/reports/Teilbericht\\_Potenziale\\_PtL\\_H2\\_Importe\\_FraunhoferIWEES.pdf](http://www.energieversorgung-elektromobilitaet.de/includes/reports/Teilbericht_Potenziale_PtL_H2_Importe_FraunhoferIWEES.pdf)
- [243] EWI/ITG/FIW/ef.Ruhr, „dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität. Klimaneutralität 2045 - Transformation der Verbrauchssektoren und des Energiesystems. Zusammenfassung. Herausgegeben von der Deutschen Energie-Agentur GmbH (dena).“, 2021.
- [244] M. Deutsch, U. Maier, J. Perner, U. Michaela, und A. Lövenich, „The Future Cost of Electricity-Based Synthetic Fuels“, Agora Energiewende, 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.agora-energie-wende.de/fileadmin/Projekte/2017/SynKost\\_2050/Agora\\_SynKost\\_Study\\_EN\\_WEB.pdf](https://www.agora-energie-wende.de/fileadmin/Projekte/2017/SynKost_2050/Agora_SynKost_Study_EN_WEB.pdf)
- [245] M. Fasihi und C. Breyer, „Baseload electricity and hydrogen supply based on hybrid PV-wind power plants“, *Journal of Cleaner Production*, Bd. 243, S. 118466, Jan. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.118466.



- 
- [246] M. Pfennig, M. von Bonin, und N. Gerhardt, „PTX-ATLAS: WELTWEITE POTENZIALE FÜR DIE ERZEUGUNG VON GRÜNEM WASSERSTOFF UND KLIMANEUTRALEN SYNTHETISCHEN KRAFT- UND BRENNSTOFFEN“, Fraunhofer IEE, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.iee.fraunhofer.de/content/dam/iee/energiesystemtechnik/de/Dokumente/Veroeffentlichungen/FraunhoferIEE-PtX-Atlas\\_Hintergrundpapier\\_final.pdf](https://www.iee.fraunhofer.de/content/dam/iee/energiesystemtechnik/de/Dokumente/Veroeffentlichungen/FraunhoferIEE-PtX-Atlas_Hintergrundpapier_final.pdf)
- [247] Maximilian Pfennig, Michael von Bonin, und Norman Gerhardt, „PTX-ATLAS: WELTWEITE POTENZIALE FÜR DIE ERZEUGUNG VON GRÜNEM WASSERSTOFF UND KLIMANEUTRALEN SYNTHETISCHEN KRAFT- UND BRENNSTOFFEN - Teilbericht im Rahmen des Projektes: DeV-KopSys“, Fraunhofer-Institut für Energiewirtschaft und Energiesystemtechnik (IEE). [Online]. Verfügbar unter: [https://www.iee.fraunhofer.de/content/dam/iee/energiesystemtechnik/de/Dokumente/Veroeffentlichungen/FraunhoferIEE-PtX-Atlas\\_Hintergrundpapier\\_final.pdf](https://www.iee.fraunhofer.de/content/dam/iee/energiesystemtechnik/de/Dokumente/Veroeffentlichungen/FraunhoferIEE-PtX-Atlas_Hintergrundpapier_final.pdf)
- [248] C. Hank u. a., „Energy Efficiency and Economic Assessment of Imported Energy Carriers Based on Renewable Electricity“, Nr. No.5, S. pp.2256-2273, 2020.
- [249] W. Eichhammer u. a., „Study on the opportunities of ‚Power-to-X‘ in Morocco“, Fraunhofer ISI, 2019. [Online]. Verfügbar unter: <http://publica.fraunhofer.de/dokumente/N-565333.html>
- [250] J. Schindler, „Gestehungskosten von PtX-Produkten im Vergleich zwischen Deutschland und Nordafrika“, EnergieAgentur.NRW, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.energieagentur.nrw/mediathek/EA.Paper/gestehungskosten\\_von\\_ptx-produkten\\_im\\_vergleich\\_zwischen\\_deutschland\\_und\\_nordafrika](https://www.energieagentur.nrw/mediathek/EA.Paper/gestehungskosten_von_ptx-produkten_im_vergleich_zwischen_deutschland_und_nordafrika)
- [251] International Energy Agency (IEA), „The Future of Hydrogen“, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://iea.blob.core.windows.net/assets/9e3a3493-b9a6-4b7d-b499-7ca48e357561/The\\_Future\\_of\\_Hydrogen.pdf](https://iea.blob.core.windows.net/assets/9e3a3493-b9a6-4b7d-b499-7ca48e357561/The_Future_of_Hydrogen.pdf)
- [252] F. Schorn u. a., „Methanol as a renewable energy carrier: An assessment of production and transportation costs for selected global locations“, Nr. 3, 2021, doi: <https://doi.org/10.1016/j.adapen.2021.100050>.
- [253] S. Kreidelmeyer, H. Dambeck, A. Kirchner, und M. Wunsch, „Kosten und Transformationspfade für strombasierte Energieträger“, Prognos, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/Studien/transformationspfade-fuer-strombasierte-energietraeger.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/Studien/transformationspfade-fuer-strombasierte-energietraeger.pdf?__blob=publicationFile)
- [254] Hydrogen Council, „Path to hydrogen competitiveness A cost perspective“, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://hydrogencouncil.com/wp-content/uploads/2020/01/Path-to-Hydrogen-Competitiveness\\_Full-Study-1.pdf](https://hydrogencouncil.com/wp-content/uploads/2020/01/Path-to-Hydrogen-Competitiveness_Full-Study-1.pdf)
- [255] Kawasaki, „Kawasaki Develops Cargo Containment System for Large Liquefied Hydrogen Carrier with World’s Highest Carrying Capacity—AiP Obtained from ClassNK“, 2021. [https://global.kawasaki.com/en/corp/newsroom/news/detail/?f=20210506\\_9983](https://global.kawasaki.com/en/corp/newsroom/news/detail/?f=20210506_9983)
- [256] Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e.V., „UFOP Report on Global Market Supply 2018/2019“. Zugegriffen: 18. Februar 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.ufop.de/files/4815/4695/8891/WEB\\_UFOP\\_Report\\_on\\_Global\\_Market\\_Supply\\_18-19.pdf](https://www.ufop.de/files/4815/4695/8891/WEB_UFOP_Report_on_Global_Market_Supply_18-19.pdf)
- [257] K. Völler und T. Reinholz, „Branchenbarometer Biomethan 2019“, Berlin, Mai 2019.
- [258] R. Detz, J. Reek, und B. Van der Zwaan, „The future of solar fuels: when could they become competitive?“, Nr. 7, Mai 2018, doi: [doi:10.1039/c8ee00111a](https://doi.org/10.1039/c8ee00111a).
- [259] M. Robinius u. a., „Comparative Analysis of Infrastructures: Hydrogen Fueling and Electric Charging of Vehicles“, Forschungszentrum Jülich, Band/Volume 408, 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://juser.fz-juelich.de/record/842477/files/Energie\\_Umwelt\\_408\\_NEU.pdf](https://juser.fz-juelich.de/record/842477/files/Energie_Umwelt_408_NEU.pdf)
- [260] M. Jensterle u. a., „Grüner Wasserstoff: Internationale Kooperationspotenziale für Deutschland Kurzanalyse zu ausgewählten Aspekten potenzieller Nicht-EUPartnerländer“, adelphi consult
-



- GmbH, dena, GIZ, Navigant, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.adelphi.de/de/system/files/mediathek/bilder/Gr%C3%BCner%20Wasserstoff\\_Internationale%20Kooperationspotenziale%20f%C3%BCr%20Deutschland\\_finale%20Version.pdf](https://www.adelphi.de/de/system/files/mediathek/bilder/Gr%C3%BCner%20Wasserstoff_Internationale%20Kooperationspotenziale%20f%C3%BCr%20Deutschland_finale%20Version.pdf)
- [261] W. Terlouw *u. a.*, „Gas for Climate. The optimal role for gas in a net zero emissions energy system“, Navigant. Zugegriffen: 30. August 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://gasforclimate2050.eu/wp-content/uploads/2020/03/Navigant-Gas-for-Climate-The-optimal-role-for-gas-in-a-net-zero-emissions-energy-system-March-2019.pdf>
- [262] N. Gerhardt, J. Bard, R. Schmitz, M. Beil, M. Pfennig, und T. Keiske, „Wasserstoff im zukünftigen Energiesystem: Fokus Gebäudewärme“, Fraunhofer IEE, 2020.
- [263] U. Kramer, F. Ortloff, S. Stollenwerk, und R. Thee, „Defossilisierung des Transportsektors“, FVV, 2018.
- [264] M. Fasihi und C. Breyer, „Synthetic Fuels and Chemicals: Options and Systemic Impact“, gehalten auf der Presentation at the Strommarkttreffen on „Power-to-gas and power-to-fuel“, Berlin, June 29, 2018., Berlin, 2018.
- [265] U. Kramer, F. Ortloff, S. Stollenwerk, und R. Thee, „Defossilisierung des Transportsektors“, Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen e.V., Frankfurt a. M., 2018.
- [266] Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle, „Merkblatt zur Ermittlung des Gesamtenergieverbrauchs“. 30. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bafa.de/SharedDocs/Downloads/DE/Energie/ea\\_ermittlung\\_gesamtenergieverbrauch.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=6](https://www.bafa.de/SharedDocs/Downloads/DE/Energie/ea_ermittlung_gesamtenergieverbrauch.pdf?__blob=publicationFile&v=6)
- [267] BMU, BMVI, BMWi, BMZ, und BDL, „PtL-Roadmap Nachhaltige strombasierte Kraftstoffe für den Luftverkehr in Deutschland“. April 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/LF/ptl-roadmap.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/LF/ptl-roadmap.pdf?__blob=publicationFile)
- [268] Bundesverband Geothermie, „Brennwerttabelle“, 2021. <https://www.geothermie.de/bibliothek/lexikon-der-geothermie/b/brennwert.html>
- [269] DIN EN 590, „Automotive fuels - Diesel - Requirements and test methods; German version (EN 590:2013+AC:2014)“, Norm 2014–04, 2014.
- [270] DIN EN 228, „Automotive fuels - Unleaded petrol - Requirements and test methods“, Norm.
- [271] T. Schripp *u. a.*, „Particle emissions of two unblended alternative jet fuels in a full scale jet engine“, *Fuel*, Bd. 256, 2019, doi: 10.1016/j.fuel.2019.115903.
- [272] K. Zech, K. Naumann, F. Müller-Langer, P. Schmidt, W. Weindorf, und Z. Mátra, „Drop-In-Kraftstoffe für die Luftfahrt. Studie im Rahmen des Auftrags» Wissenschaftliche Begleitung, Unterstützung und Beratung des BMVI in den Bereichen Verkehr und Mobilität mit besonderem Fokus auf Kraftstoffe und Antriebstechnologien sowie Energie und Klima «für das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). Hg. v“, *Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt e. V.(DLR). Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt e. V.(DLR). Berlin*, 2014.
- [273] A. Bauen, I. Gomez, D. OudeNijeweme, und M. Paraschiv, „Alternative fuels - Expert group report“, European Commission, Brussels, EUR KI-02-17-940-EN-N, 2017.
- [274] Ausilio Bauen, Inmaculada Gomez, Dave OudeNijeweme, und Maria Paraschiv, „Alternative fuels - Expert group report“, European Commission, Brussels, EUR KI-02-17-940-EN-N, 2017.
- [275] ASTM D4806-13a, „Standard Specification for Denatured Fuel Ethanol for Blending with Gasolines for Use as Automotive Spark-Ignition Engine Fuel“, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2013.
- [276] ASTM D7862-13, „Standard Specification for Butanol for Blending with Gasoline for Use as Automotive Spark-Ignition Engine Fuel“, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2013.

- 
- [277] Institut für nachhaltige Wirtschaft und Logistik, „Potenzialanalyse Methanol als emissionsneutraler Energieträger für Schifffahrt und Energiewirtschaft“, Maritimes Cluster Norddeutschland e. V., Elsfleth, 2018.
- [278] H. Wei, D. Feng, J. Pan, A. Shao, und M. Pan, „Knock characteristics of SI engine fueled with n-butanol in combination with different EGR rate“, *Energy*, Bd. 118, S. 190–196, 2017, doi: 10.1016/j.energy.2016.11.134.
- [279] ASTM D975-20c, „Standard Specification for Diesel Fuel“, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2020.
- [280] DIN EN 15940, „Automotive fuels - Paraffinic diesel fuel from synthesis or hydrotreatment - Requirements and test methods; German version EN 15940:2016+A1:2018+AC:2019“, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 2019.
- [281] ASTM D7467-20a, „Standard Specification for Diesel Fuel Oil, Biodiesel Blend (B6 to B20)“, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2020.
- [282] DIN EN 16734, „Automotive fuels - Automotive B10 diesel fuel - Requirements and test methods; German version EN 16734:2016“, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 2016.
- [283] DIN EN 16709, „Automotive fuels - High FAME diesel fuel (B20 and B30) - Requirements and test methods; German version EN 16709:2015+A1:2018“, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Norm, 2019.
- [284] DIN EN 14214, „Liquid petroleum products - Fatty acid methyl esters (FAME) for use in diesel engines and heating applications - Requirements and test methods; German version EN 14214:2012+A2:2019“, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Norm, 2019.
- [285] T. Bohl, A. Smallbone, G. Tian, und A. P. Roskilly, „Particulate number and NO trade-off comparisons between HVO and mineral diesel in HD applications“, *Fuel*, Bd. 215, S. 90–101, 2018, doi: 10.1016/j.fuel.2017.11.023.
- [286] M. Kuronen, S. Mikkonen, P. Aakko, und T. Murtonen, „Hydrotreated Vegetable Oil as Fuel for Heavy Duty Diesel Engines“, *SAE Technical Paper*, Bd. 2007-01–4031, 2007, doi: <https://doi.org/10.4271/2007-01-4031>.
- [287] A. Damyanov, „Alcoholic Fuels in Diesel Engines. Methanol, Ethanol and Butanol“, in *Zukünftige Kraftstoffe*, Springer Vieweg, 2019.
- [288] C. Sayin, A. N. Ozsezen, und M. Canakci, „The influence of operating parameters on the performance and emissions of a DI diesel engine using methanol-blended-diesel fuel“, *Fuel*, Bd. 89, Nr. 7, S. 1407–1414, 2010, doi: 10.1016/j.fuel.2009.10.035.
- [289] C. Sayin, „Engine performance and exhaust gas emissions of methanol and ethanol–diesel blends“, *Fuel*, Bd. 89, Nr. 11, S. 3410–3415, 2010, doi: 10.1016/j.fuel.2010.02.017.
- [290] B. Rajesh Kumar, S. Saravanan, D. Rana, V. Anish, und A. Nagendran, „Effect of a sustainable biofuel – n-octanol – on the combustion, performance and emissions of a DI diesel engine under naturally aspirated and exhaust gas recirculation (EGR) modes“, *Energy Conversion and Management*, Bd. 118, S. 275–286, 2016, doi: 10.1016/j.enconman.2016.04.001.
- [291] Continental, „Klimaneutral fahren: Continental testet erfolgreich synthetischen Diesel-Ersatzkraftstoff OME.“, Aug. 2017.
- [292] Christian Beidl, Markus Münz, und Alexander Mokros, „Anwendung von Oxymethylenether (OME) am Dieselmotor“, in *Zukünftige Kraftstoffe*, Springer Vieweg, 2019, S. 814–849.
- [293] A. Füßel, „Vergleich der aktuellen BEV- und ICE-Technologie“, in *Technische Potenzialanalyse der Elektromobilität*, 2017, S. 15–33.
- [294] M. Zerta u. a., „SHIPFUEL –Strombasierte Kraftstoffe für Brennstoffzellen in der Binnenschifffahrt– Hintergrundbericht; Studie im Auftrag der Nationalen Organisation Wasserstoff- und Brennstoffzellentechnologie (NOW) für das Bundesministerium für Verkehr
-

- und digitale Infrastruktur (BMVI)“, Nationale Organisation Wasserstoff- und Brennstoffzellentechnologie, München/Hamburg/Berlin, 2019.
- [295] United States Department of Energy, „Determining Electric Motor Load and Efficiency“, EERE Publication and Product Library, United States, DOE/GO-10097-517 319, 1997.
- [296] R. van Basshuysen und F. Schäfer, *Handbuch Verbrennungsmotor: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Perspektiven*, 8. überarbeitete Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg, 2017.
- [297] W. J. G. Bräunling, „Reale Triebwerkskreisprozesse“, in *Flugzeugtriebwerke: Grundlagen, Aero-Thermodynamik, ideale und reale Kreisprozesse, Thermische Turbomaschinen, Komponenten, Emissionen und Systeme*, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009, S. 1141–1251.
- [298] Christian-Simon Ernst, „Energetische, ökologische und ökonomische Lebenszyklusanalyse elektrifizierter Antriebsstrangkonzepte“, RWTH Aachen University, Aachen, 2015.
- [299] R. K. Ahluwalia und X. Wang, „Direct hydrogen fuel cell systems for hybrid vehicles“, *Journal of Power Sources*, Bd. 139, Nr. 1–2, S. 152–164, 2005, doi: 10.1016/j.jpowsour.2004.07.018.
- [300] P. Breeze, „The Proton Exchange Membrane Fuel Cell“, in *Fuel Cells*, 2017, S. 33–43.
- [301] M. Weiss, K. C. Cloos, und E. Helmers, „Energy efficiency trade-offs in small to large electric vehicles“, *Environmental Sciences Europe*, Bd. 32, Nr. 1, 2020, doi: 10.1186/s12302-020-00307-8.
- [302] M. Otten, M. 't Hoen, und E. den Boer, „STREAM Freight transport 2016: Emissions of freight transport modes“, CE Delft, Delft, 17.4H29.10, Jan. 2017.
- [303] U. Bünger, H. Landinger, W. Weindorf, R. Wurster, J. Zerhusen, und W. Zittel, „Vergleich von CNG und LNG zum Einsatz in LKW im Fernverkehr, Eine Expertise für die Open Grid Europe GmbH | Abschlussbericht“, Ludwig-Bölkow-Systemtechnik GmbH, 2016.
- [304] CE cideon engineering GmbH Co. KG, „Produktblatt Hybrid Lokomotive“, 2017.
- [305] Bombardier, „World Premiere: Bombardier Transportation Presents a New Battery-Operated Train and Sets Standards for Sustainable Mobility“, 2018.
- [306] vlexx, „Bombardier TALENT 3 Datenblatt“, 2019. [https://www.vlexx.de/media/vlexx/downloads/ens/Datenblatt\\_TALENT-3\\_lr.pdf](https://www.vlexx.de/media/vlexx/downloads/ens/Datenblatt_TALENT-3_lr.pdf)
- [307] P. Betz, „Neue Diesel-Hybrid-Technik von Voith Turbo für Schienenfahrzeuge“, Feb. 2021.
- [308] Alstom, „World premiere: Alstom’s hydrogen trains enter passenger service in Lower Saxony“, Feb. 2020.
- [309] U. Uwe Plank-Wiedenbeck, M. Mark Jentsch, F. Frank Lademann, S. Sebastian Büttner, N. Nicole Meyer, und A. Anton Ivanov, „Schlussbericht Machbarkeitsstudie Pilotprojekt Einsatz von H2BZ-Triebwagen in Thüringen“, Freistaat Thüringen Ministerium für Umwelt, Energie und Naturschutz, Weimar, Jan. 2019.
- [310] Roland Berger, „Hydrogen | A future fuel for aviation?“, 2020.
- [311] K. Seeckt und D. Scholz, „Jet versus Prop, Hydrogen versus Kerosene for a Regional Freighter Aircraft“, gehalten auf der Deutscher Luft- und Raumfahrtkongress, 2009.
- [312] W. J. G. Bräunling, „Reale Triebwerkskreisprozesse“, in *Flugzeugtriebwerke: Grundlagen, Aero-Thermodynamik, ideale und reale Kreisprozesse, Thermische Turbomaschinen, Komponenten, Emissionen und Systeme*, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009, S. 1141–1251.
- [313] J. C. Koj, C. Wulf, und P. Zapp, „Environmental impacts of power-to-X systems - A review of technological and methodological choices in Life Cycle Assessments“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Bd. 112, S. 865–879, 2019, doi: 10.1016/j.rser.2019.06.029.
- [314] S. Schemme, J. L. Breuer, R. C. Samsun, R. Peters, und D. Stolten, „Promising catalytic synthesis pathways towards higher alcohols as suitable transport fuels based on H2 and CO2“, *Journal of CO2 Utilization*, Bd. 27, S. 223–237, 2018, doi: 10.1016/j.jcou.2018.07.013.

- 
- [315] J. Schäffer, F. Ortloff, U. Lubenau, C. Imberg, und J. Senner, „Bewertung von Quellen und Abtrennungsverfahren zur Bereitstellung von CO<sub>2</sub> für PtG-Prozesse - Abschlussbericht“, DVGW, Bonn, 2019.
- [316] S. Pichlmaier, A. Regett, S. Kigle, und S. Haas, „Ökobilanzen synthetischer Kraftstoffe - Methodikleitfaden“, München, 2021.
- [317] S. Wettstein, R. Itten, und M. Stucki, „Life Cycle Assessment of Renewable Methane for Transport and Mobility“, Zürich, 2018.
- [318] A. Liebich u. a., „Systemvergleich speicherbarer Energieträger aus erneuerbaren Energien - Abschlussbericht“, Dessau-Roßlau, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- [319] A. Liebich u. a., „Systemvergleich speicherbarer Energieträger aus erneuerbaren Energien - Anhang zum Abschlussbericht“, Dessau-Roßlau, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- [320] G. Reiter und J. Lindorfer, „Global warming potential of hydrogen and methane production from renewable electricity via power-to-gas technology“, *International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 20, Nr. 4, S. 477–489, 2015, doi: 10.1007/s11367-015-0848-0.
- [321] H. Steinmüller u. a., „Power to Gas - eine Systemanalyse: Markt- und Technologiescouting und -analyse“, 2014.
- [322] J. Koornneef, T. van Keulen, A. Faaij, und W. Turkenburg, „Life cycle assessment of a pulverized coal power plant with post-combustion capture, transport and storage of CO<sub>2</sub>“, *International Journal of Greenhouse Gas Control*, Bd. 2, Nr. 4, S. 448–467, Okt. 2008, doi: 10.1016/j.ijggc.2008.06.008.
- [323] R. Otten, „Strom- und Gasnetz miteinander verbinden: die Power-to-Gas-Anlage der AUDI AG in Werlte“, 2018.
- [324] H. Böhm, A. Zauner, D. C. Rosenfeld, und R. Tichler, „Projecting cost development for future large-scale power-to-gas implementations by scaling effects“, *Applied Energy*, Bd. 264, S. 114780, Apr. 2020, doi: 10.1016/j.apenergy.2020.114780.
- [325] K. Bareiß, C. de la Rua, M. Möckl, und T. Hamacher, „Life cycle assessment of hydrogen from proton exchange membrane water electrolysis in future energy systems“, *Applied Energy*, Bd. 237, Nr. January, S. 862–872, 2019, doi: 10.1016/j.apenergy.2019.01.001.
- [326] D. I. Rinawati, A. R. Keeley, S. Takeda, und S. Managi, „A systematic review of life cycle assessment of hydrogen for road transport use“, *Progress in Energy*, 2021, [Online]. Verfügbar unter: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/2516-1083/ac34e9>
- [327] C. Wulf und M. Kaltschmitt, „Hydrogen Supply Chains for Mobility—Environmental and Economic Assessment“, *Sustainability*, Bd. 10, Nr. 6, S. 1699, 2018.
- [328] J. C. Koj, C. Wulf, A. Schreiber, und P. Zapp, „Site-dependent environmental impacts of industrial hydrogen production by alkaline water electrolysis“, *Energies*, Bd. 10, Nr. 7, S. 1–15, 2017, doi: 10.3390/en10070860.
- [329] J. C. Koj, C. Wulf, J. Linsen, A. Schreiber, und P. Zapp, „Utilisation of excess electricity in different Power-to-Transport chains and their environmental assessment“, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Bd. 64, S. 23–35, 2018, doi: 10.1016/j.trd.2018.01.016.
- [330] O. Kanz, K. Bittkau, K. Ding, U. Rau, und A. Reinders, „Review and Harmonization of the Life-Cycle Global Warming Impact of PV-Powered Hydrogen Production by Electrolysis“, *Frontiers in Electronics*, Bd. 2, Nr. 11, Sep. 2021, doi: 10.3389/felec.2021.711103.
- [331] M. Rosental, T. Fröhlich, und A. Liebich, „Life Cycle Assessment of Carbon Capture and Utilization for the Production of Large Volume Organic Chemicals“, *Frontiers in Climate*, Bd. 2, Okt. 2020, doi: 10.3389/fclim.2020.586199.
-

- 
- [332] V. Uusitalo, S. Väisänen, E. Inkeri, und R. Soukka, „Potential for greenhouse gas emission reductions using surplus electricity in hydrogen, methane and methanol production via electrolysis“, *Energy Conversion and Management*, Bd. 134, S. 125–134, 2017, doi: 10.1016/j.enconman.2016.12.031.
- [333] P. Biernacki, T. Röther, W. Paul, P. Werner, und S. Steinigeweg, „Environmental impact of the excess electricity conversion into methanol“, *Journal of Cleaner Production*, Bd. 191, S. 87–98, 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.04.232.
- [334] S. Deutz u. a., „Cleaner production of cleaner fuels: Wind-to-wheel-environmental assessment of CO<sub>2</sub>-based oxymethylene ether as a drop-in fuel“, *Energy and Environmental Science*, Bd. 11, Nr. 2, S. 331–343, 2018, doi: 10.1039/c7ee01657c.
- [335] W. Hoppe, N. Thonemann, und S. Bringezu, „Life Cycle Assessment of Carbon Dioxide-Based Production of methane and Methanol and Derived Polymers“, *Journal of Industrial Ecology*, Bd. 22, Nr. 2, S. 327–340, 2017, doi: 10.1111/jiec.12583.
- [336] W. Hoppe und S. Bringezu, „Vergleichende Ökobilanz der CO<sub>2</sub>-basierten und konventionellen Methan- und Methanolproduktion“, *uwf UmweltWirtschaftsForum*, Bd. 24, Nr. 1, S. 43–47, 2016, doi: 10.1007/s00550-016-0389-4.
- [337] P. Schmidt und W. Weindorf, „Power-to-Liquids: Potentials and Perspectives for the Future Supply of Renewable Aviation Fuel“, Dessau-Roßlau, 2016. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/power-to-liquids-potential-perspectives-for-the>
- [338] M. Spielmann, S. Ruiz, und R. Zah, „Analyse der Umwelt-Hotspots von Strombasierten Treibstoffen“, Zürich, 2015.
- [339] A. Sternberg und A. Bardow, „Power-to-What? - Environmental assessment of energy storage systems“, *Energy and Environmental Science*, Bd. 8, Nr. 2, S. 389–400, 2015, doi: 10.1039/c4ee03051f.
- [340] A. Sternberg, H. Teichgräber, P. Voll, und A. Bardow, „CO<sub>2</sub> vs Biomass: Identification of Environmentally Beneficial Processes for Platform Chemicals from Renewable Carbon Sources“, in *Computer Aided Chemical Engineering*, Bd. 37, K. V. Gernaey, J. K. Huusom, und R. Gani, Hrsg. Elsevier, 2015, S. 1361–1366. doi: 10.1016/B978-0-444-63577-8.50072-3.
- [341] S. Kigle, S. Pichlmaier, J. Huber, und A. Regett, „Ökobilanz strombasierter synthetischer Kraftstoffe: worauf es ankommt“, *ew*, Bd. 7–8, 2019.
- [342] D. Bongartz u. a., „Comparison of light-duty transportation fuels produced from renewable hydrogen and green carbon dioxide“, *Applied Energy*, Bd. 231, S. 757–767, Dez. 2018, doi: 10.1016/j.apenergy.2018.09.106.
- [343] C. Fernández-Dacosta, L. Shen, W. Schakel, A. Ramirez, und G. J. Kramer, „Potential and challenges of low-carbon energy options: Comparative assessment of alternative fuels for the transport sector“, *Applied Energy*, Bd. 236, S. 590–606, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.apenergy.2018.11.055.
- [344] M. Matzen und Y. Demirel, „Methanol and dimethyl ether from renewable hydrogen and carbon dioxide: Alternative fuels production and life-cycle assessment“, *Journal of Cleaner Production*, Bd. 139, S. 1068–1077, Dez. 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.08.163.
- [345] U. Wagner, R. Eckl, und P. Tzscheutschler, „Energetic life cycle assessment of fuel cell powertrain systems and alternative fuels in Germany“, *Energy*, Bd. 31, Nr. 14, S. 3062–3075, Nov. 2006, doi: 10.1016/j.energy.2005.10.031.
- [346] K. Naumann u. a., „Monitoring Biokraftstoffsektor“, Leipzig, 2019.
- [347] C. M. Liu, N. K. Sandhu, S. T. McCoy, und J. A. Bergerson, „A life cycle assessment of greenhouse gas emissions from direct air capture and Fischer–Tropsch fuel production“, *Sustainable Energy Fuels*, Bd. 4, Nr. 6, S. 3129–3142, 2020, doi: 10.1039/C9SE00479C.
-



- 
- [348] L. E. Hombach, L. Doré, K. Heidgen, H. Maas, T. J. Wallington, und G. Walther, „Economic and environmental assessment of current (2015) and future (2030) use of E-fuels in light-duty vehicles in Germany“, *Journal of Cleaner Production*, Bd. 207, S. 153–162, Jan. 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.09.261.
- [349] M. M. Alhyari, A. Al-Salaymeh, M. Irshidat, M. Kaltschmitt, und U. Neuling, „The Impact of Energy Source on the Life-Cycle Assessment of Power-to-Liquid Fuels“, *Journal of Ecological Engineering*, Bd. 20, Nr. 4, S. 239–244, 2019, doi: 10.12911/22998993/104659.
- [350] S. Troy u. a., „Life Cycle Assessment for full chain CCU demonstration in the ALIGN-CCUS project –dimethyl ether and polyoxymethylen dimethyl ethers production from CO<sub>2</sub> and its usages in the mobility and electricity sectors“, gehalten auf der 15th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies, GHGT-15, Abu Dhabi, 2021.
- [351] O. Hurtig und J. Yearwood, „Deliverable 4.3: Economic and environmental impacts of most promising CCU pathways“, Trinomics Dechema, 2018.
- [352] X. Zhang, C. Bauer, C. L. Mutel, und K. Volkart, „Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications“, *Applied Energy*, Bd. 190, S. 326–338, 2017, doi: 10.1016/j.apenergy.2016.12.098.
- [353] FNR, „Biotkraftstoffe“, Gülzow-Prüzen, 2014.
- [354] R. Arvidsson, S. Persson, M. Fröling, und M. Svanström, „Life cycle assessment of hydrotreated vegetable oil from rape, oil palm and Jatropha“, *Journal of Cleaner Production*, Bd. 19, Nr. 2, S. 129–137, Jan. 2011, doi: 10.1016/j.jclepro.2010.02.008.
- [355] T. Bierkandt, M. Severin, S. Ehrenberger, und M. Köhler, „Klimaneutrale synthetische Kraftstoffe im Verkehr - Potenziale und Handlungsempfehlungen“, DLR, Stuttgart, 2018.
- [356] K. Bekel und S. Pauliuk, „Prospective cost and environmental impact assessment of battery and fuel cell electric vehicles in Germany“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 24, Nr. 12, S. 2220–2237, Dez. 2019, doi: 10.1007/s11367-019-01640-8.
- [357] M. Kabus u. a., „Environmental Impacts of Charging Concepts for Battery Electric Vehicles: A Comparison of On-Board and Off-Board Charging Systems Based on a Life Cycle Assessment“, *Energies*, Bd. 13, Nr. 24, S. 6508, 2020.
- [358] M. Haase u. a., „Comparative sustainability assessment of alternative technologies and fuels for individual motorized mobility“, gehalten auf der Proceedings of the 16th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, Dubrovnik, Kroatien, 10.-15.10.2021, Dubrovnik, Kroatien, 2021.
- [359] M. Haase u. a., „Multi criteria decision analysis for prospective sustainability assessment of alternative technologies and fuels for individual motorized transport“, *Clean Technologies and Environmental Policy*, Bd. Submitted, 2022.
- [360] S. Morgenthaler, C. Ball, J. C. Koj, W. Kuckshinrichs, und D. Witthaut, „Site-dependent levelized cost assessment for fully renewable Power-to-Methane systems“, *Energy Conversion and Management*, Bd. 223, S. 113150, Nov. 2020, doi: 10.1016/j.enconman.2020.113150.
- [361] Scania, „Praxisinfos zu Gas-Lkw“, 2020.
- [362] Volvo, „LKW MIT LNG-ANTRIEB“, 2020.
- [363] Toni Stojcevski, „METHANOL –as engine fuel, status Stena Germanica and market overview“, 19. August 2019.
- [364] K. Zhai, „A Brief Review of China’s Methnaol Vehicle Pilot and Policy“, Methanol Institute, 2019.
- [365] auto-che, „Methanol/diesel dual fuel dump truck“, 2019.
- [366] M. Wietschel u. a., „Machbarkeitsstudie zur Ermittlung der Potentiale des Hybrid-Oberleitungs-Lkw“, Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe, Germany, 2017.
- [367] J. L. Breuer, R. C. Samsun, D. Stolten, und R. Peters, „How to reduce the greenhouse gas emissions and air pollution caused by light and heavy duty vehicles with battery-electric, fuel
-



- cell-electric and catenary trucks“, *Environment International*, Bd. 152, 2021, doi: 10.1016/j.envint.2021.106474.
- [368] R. Peters u. a., „Future Power Train Solutions for Long-Haul Trucks“, *Sustainability*, Bd. 13, Nr. 4, 2021, doi: 10.3390/su13042225.
- [369] European Union, „REGULATION (EU) 2016/1628 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 14 September 2016 on requirements relating to gaseous and particulate pollutant emission limits and type-approval for internal combustion engines for non-road mobile machinery, amending Regulations (EU) No 1024/2012 and (EU) No 167/2013, and amending and repealing Directive 97/68/EC“, *Official Journal of the European Union*, Bd. L 252/53, 2016.
- [370] M. Quispel, „Reducing air pollutant emissions of inland waterway transport in Europe“, 2013.
- [371] F. Dahlke, „Binnenschifffahrt - Innovative Antriebskonzepte“, gehalten auf der Jahrestagung Mobilität 2019, Juni 2019.
- [372] Zero Emission Services B. V., „Schlüsselakteure entwickeln ein emissionsloses Antriebssystem für die Binnenschifffahrt“, Juni 2020.
- [373] P. Kasten, M. Mottschall, W. Köppel, C. Degünther, M. Schmied, und P. Wüthrich, „Erarbeitung einer fachlichen Strategie zur Energieversorgung des Verkehrs bis zum Jahr 2050“, *TEXTE*, Bd. 72/2016, 2016.
- [374] DNV GL, „Highlight Projects in the LNG as Fuel History“, 28. September 2020.
- [375] Rolls-Royce, „Rolls-Royce and Robert Allan present the world’s first LNG-powered shallow-water push boat“, Okt. 2020.
- [376] J. Kopyscinski, T. Schildhauer, und S. Biollaz, „Production of synthetic natural gas (SNG) from coal and dry biomass—A technology review from 1950 to 2009“, *Fuel*, Bd. 89, Nr. 8, S. 1763–1783, 2010.
- [377] MariGreen project, „Perspectives for the Use of Hydrogen as Fuel in Inland Shipping“, Institute for Combustion Engines VKA, Mariko GmbH, FME, Leer/Aachen/Groningen, 2018.
- [378] „RH2INE awarded co-funding of the EU Connecting Europe Facility!“, RH2INE,,.
- [379] Andrew Ulvestad, „A brief review of current lithium ion battery technology and potential solid state battery technologies“, 2018, doi: arXiv:1803.04317.
- [380] Aspen Technology Inc, „Aspen Plus®“, 2017.
- [381] BP p. l.c, „Safety data sheet Residual Fuel Oil (Flashpoint > 100°C) - Blended“, 2013.
- [382] H. Eichseder und M. Klell, „Speicherung und Transport“, in *Wasserstoff in der Fahrzeugtechnik: Erzeugung, Speicherung, Anwendung*, Wiesbaden: Vieweg+Teubner, 2010, S. 95–150.
- [383] ExxonMobil, „ExxonMobil Jet Fuel“, 2020.
- [384] E. Hahne, *Technische Thermodynamik*. Oldenbourg, 2011.
- [385] Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, „GESTIS-Stoffdatenbank Methan“, 2020.
- [386] S. Kim u. a., „PubChem Substance and Compound databases“, *Nucleic Acids Research*, Bd. 44, Nr. D1, S. D1202–D1213, 2016, doi: 10.1093/nar/gkv951.
- [387] H. Liu u. a., „Performance, combustion and emission characteristics of a diesel engine fueled with polyoxymethylene dimethyl ethers (PODE3-4)/ diesel blends“, *Energy*, Bd. 88, S. 793–800, 2015, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.088>.
- [388] D. Mignard und C. Pritchard, „On the use of electrolytic hydrogen from variable renewable energies for the enhanced conversion of biomass to fuels“, *Chemical Engineering Research and Design*, Bd. 86, Nr. 5, S. 473–487, 2008, doi: 10.1016/j.cherd.2007.12.008.
- [389] National Institute of Standards and Technology, *NIST Standard Reference Simulation Website*, Bd. 173. Gaithersburg MD, 20899: NIST Standard Reference Database Number, 2019.
- [390] R. Thomson, „Hydrogen has emerged as a key contender in the battle to secure a sustainable future for aviation“, 2020.

- 
- [391] International Civil Aviation Organization, „Electric and Hybrid Aircraft Platform for Innovation (E-HAPI)“, 2020.
- [392] M. Schmied, P. Wüthrich, R. Zah, und C. Friedl, „Postfossile Energieversorgungsoptionen für einen treibhausgasneutralen Verkehr im Jahr 2050: eine verkehrsträgerübergreifende Bewertung“, *TEXTE*, Bd. 30/2015, 2015.
- [393] Roland Berger, „Aircraft Electrical Propulsion – The Next Chapter of Aviation?“, 2017.
- [394] Aviation Aircraft, „ALICE specification“, 2020.
- [395] ICAO Sekretariat, „Electric, Hybrid, and Hydrogen Aircraft – State of Play“, in *ICAO Environmental Report 2019*, 2019, S. 124–130.
- [396] Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, „HY4 Emissionsfreie Passagierflugzeuge“.
- [397] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, *Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG)*. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/ksg/KSG.pdf>
- [398] Umwelt Bundesamt, „Emissionsübersichten in den Sektoren des Bundesklimaschutzgesetzes“. 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/treibhausgas-emissionen>
- [399] M. Bosshardt, S. Ulli-Beer, F. Gassmann, und A. Wokaun, „Developing a diffusion model of competing alternative drive-train technologies (cadt-model)“, 2007. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.researchgate.net/publication/228524687\\_Developing\\_a\\_diffusion\\_model\\_of\\_competing\\_alternative\\_drive-train\\_technologies\\_cadt-model](https://www.researchgate.net/publication/228524687_Developing_a_diffusion_model_of_competing_alternative_drive-train_technologies_cadt-model)
- [400] H.-M. Henning und A. Palzer, „Was kostet die Energiewende? Wege zur Transformation des deutschen Energiesystems bis 2050“, Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE, 2015. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.fraunhofer.de/content/dam/zv/de/Forschungsfelder/Energie-Rohstoffe/Fraunhofer-ISE\\_Transformation-Energiesystem-Deutschland\\_final\\_19\\_11%20\(1\).pdf](https://www.fraunhofer.de/content/dam/zv/de/Forschungsfelder/Energie-Rohstoffe/Fraunhofer-ISE_Transformation-Energiesystem-Deutschland_final_19_11%20(1).pdf)
- [401] M. Edel, J. Jegal, und S. Siegemund, „Bio-LNG – eine erneuerbare und emissionsarme Alternative im Straßengüter- und Schiffsverkehr“, Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena), 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.dena.de/fileadmin/dena/Publikationen/PDFs/2019/dena-Studie\\_Bio\\_LNG.pdf](https://www.dena.de/fileadmin/dena/Publikationen/PDFs/2019/dena-Studie_Bio_LNG.pdf)
- [402] Nationale LEITSTELLE Ladeinfrastruktur, „Kurzbeschreibung der Methodik des StandortTOOL zur Prognostizierung des Ladebedarfs bis 2030“. 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.standorttool.de/strom/methodik-daten/>
- [403] *Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über den Aufbau der Infrastruktur für alternative Kraftstoffe und zur Aufhebung der Richtlinie 2014/94/EU des Europäischen Parlaments und des Rates*. 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2021/0701-0800/709-21.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=1](https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2021/0701-0800/709-21.pdf?__blob=publicationFile&v=1)
- [404] B. Ulrich u. a., „Infrastrukturbedarf E-Mobilität Analyse eines koordinierten Infrastrukturaufbaus zur Versorgung von Batterie- und Brennstoffzellen-Pkw in Deutschland“, Ludwig-Bölkow-Stiftung, Fraunhofer IOSB-AST, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.ludwig-boelkow-stiftung.org/wp-content/uploads/2019/06/IBeMo\\_Abschlussbericht\\_final\\_190625.pdf](https://www.ludwig-boelkow-stiftung.org/wp-content/uploads/2019/06/IBeMo_Abschlussbericht_final_190625.pdf)
- [405] Nationale Plattform Zukunft der Mobilität, „Flächendeckende Ladeinfrastruktur“, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.plattform-zukunft-mobilitaet.de/wp-content/uploads/2020/10/NPM\\_AG5\\_FlaechendeckendeLadeinfrastruktur\\_final.pdf](https://www.plattform-zukunft-mobilitaet.de/wp-content/uploads/2020/10/NPM_AG5_FlaechendeckendeLadeinfrastruktur_final.pdf)
- [406] BMVI, „Das Deutschlandnetz: Konzept der Ausschreibung von 1000 Schnellladestandorten auf Grundlage des Schnellladegesetzes“, 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://nationale->
-

- leitstelle.de/wp-content/uploads/2021/06/Konzept-Ausschreibung-1000-Schnellladestandorte-1.pdf
- [407] BMVI, „Bundestag verabschiedet Schnellladegesetz“, 21. Mai 2021. <https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Pressemitteilungen/2021/049-scheuer-schnellladegesetz.html>
- [408] „Strom Deutschlandnetz“, 2021. <https://www.standorttool.de/strom/deutschlandnetz/>
- [409] H2Mobility, „Wasserstoffbetankung von Schwerlastfahrzeugen – die Optionen im Überblick“, 2021. [Online]. Verfügbar unter: [https://h2-mobility.de/wp-content/uploads/sites/2/2021/10/H2M\\_Ueberblick\\_BetankungsoptionenLNFSNF\\_TankRast\\_2021-10-21.pdf](https://h2-mobility.de/wp-content/uploads/sites/2/2021/10/H2M_Ueberblick_BetankungsoptionenLNFSNF_TankRast_2021-10-21.pdf)
- [410] Daimler, „Brennstoffzellen-Lkw Teststart des neuen GenH2 Truck Prototypen“, 2021. <https://www.daimler.com/innovation/antriebe/wasserstoff/teststart-genh2-truck-prototyp.html>
- [411] VDI nachrichten, „Daimlers Brennstoffzellen-Lkw erhält Straßenzulassung“, 2021. <https://www.vdi-nachrichten.com/technik/automobil/daimlers-brennstoffzellen-lkw-erhaelt-strassenzulassung/>
- [412] P. Rose, M. Wietschel, und T. Gnann, „Wie könnte ein Tankstellenaufbau für Brennstoffzellen-Lkw in Deutschland aussehen?“, S 09/2020, 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/sustainability-innovation/2020/WP-09-2020\\_Wasserstoff-Tankstellen\\_Wi-Gnt-rose.pdf](https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/sustainability-innovation/2020/WP-09-2020_Wasserstoff-Tankstellen_Wi-Gnt-rose.pdf)
- [413] F. vom Scheidt, J. Qu, P. Staudt, D. S. Mallapragada, und C. Weinhardt, „Integrating Hydrogen in Single-Price Electricity Systems: The Effects of Spatial Economic Signals“. 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://data.mendeley.com/datasets/8kyxj9khvv/1>
- [414] Helgeson, Broghan, „Europe First? Developing an integrated energy system model to assess an energy-independent, CO<sub>2</sub>-neutral Europe“, *EWI Working Paper Series*, Sep. 2022.
- [415] K. Görner und D. Lindenberger, „Virtuelles Institut Strom zu Gas und Wärme - Flexibilisierungsoptionen im Strom-Gas-Wärme-System“, Abschlussbericht, 2018.
- [416] L. Mantzos, T. Wiesenthal, F. Neuwahl, und M. Rózsai, „The POTEnCIA Central scenario: An EU energy outlook to 2050“, Joint Research Centre (Seville site), 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://ideas.repec.org/p/ipt/iptwpa/jrc118353.html#download>
- [417] G. Papadimitriou *u. a.*, „Transport data collection supporting the quantitative analysis of measures relating to transport and climate change (TRACCS) final report prepared for the Directorate-General for Climate Action“, *European Commission*, Bd. 49, S. 54–76, 2013.
- [418] ACEA, „Report - Vehicles in Use, Europe 2018“, European Automobile Manufacturers' Association (ACEA), Brussels, 2018. Zugegriffen: 8. Mai 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.acea.auto/files/ACEA\\_Report\\_Vehicles\\_in\\_use-Europe\\_2018.pdf](https://www.acea.auto/files/ACEA_Report_Vehicles_in_use-Europe_2018.pdf)
- [419] Statistics Norway, „Registered vehicles by type of fuel“. Statistics Norway, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.ssb.no/en/transport-og-reiseliv/landtransport/statistikk/bilparken>
- [420] BFS, „Bestand der Strassenfahrzeuge nach Fahrzeuggruppe und Fahrzeugart, ab 1990“. Bundesamt für Statistik (BFS), 2020. Zugegriffen: 1. Mai 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bfs.admin.ch/bfs/en/home/statistics/mobility-transport.assetdetail.20884506.html>
- [421] C. Nobis und T. Kuhnimhof, „Mobilität in Deutschland -- MiD Ergebnisbericht“, Bonn, Berlin, Studie von infas, DLR, IVT und infas 360 im Auftrag des Bundesministers für Verkehr und digitale Infrastruktur (FE-Nr. 70.904/15), 2018. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.mobilitaet-in-deutschland.de/>

- 
- [422] L. Ecke, B. Chlond, M. Magdolen, und P. Vortisch, „Deutsches Mobilitätspanel (MOP)-Wissenschaftliche Begleitung und Auswertungen Bericht 2019/2020: Alltagsmobilität und Fahrleistung“, Karlsruhe Institut für Technologie (KIT), Institut für Verkehrswesen, Karlsruhe, 2020. Zugegriffen: 10. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000126557/93511207>
- [423] European Commission, „Mobility and transport: Driving time and rest periods“, 2020. [https://transport.ec.europa.eu/transport-modes/road/social-provisions/driving-time-and-rest-periods\\_en](https://transport.ec.europa.eu/transport-modes/road/social-provisions/driving-time-and-rest-periods_en) (zugegriffen 10. November 2020).
- [424] C. Bamberg, J. Lackner, S. Siegemund, und A. Auf der Maur, „Privates Ladeinfrastrukturpotenzial in Deutschland“, Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena), Berlin, 2020. Zugegriffen: 1. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.dena.de/fileadmin/dena/Publikationen/PDFs/2020/dena-STUDIE\\_Privates\\_Ladeinfrastrukturpotenzial\\_in\\_Deutschland.pdf](https://www.dena.de/fileadmin/dena/Publikationen/PDFs/2020/dena-STUDIE_Privates_Ladeinfrastrukturpotenzial_in_Deutschland.pdf)
- [425] Statistisches Bundesamt, „Wohnen in Deutschland: Zusatzprogramm des Mikrozensus 2018“. 2019. Zugegriffen: 2. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Wohnen/Publikationen/Downloads-Wohnen/wohnen-in-deutschland-5122125189005.xlsx;jsessionid=A895ED37B9177D88C2A211E65430FA8F.live731?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Wohnen/Publikationen/Downloads-Wohnen/wohnen-in-deutschland-5122125189005.xlsx;jsessionid=A895ED37B9177D88C2A211E65430FA8F.live731?__blob=publicationFile)
- [426] Maximilian Decker, „Strategieentwicklung zur Umsetzung der Klimaschutzziele im Verkehrssektor mit dem Fokus Kraftstoffe“, Dissertation, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Jülich, 2020.
- [427] W. Knörr, „Faktoren zur Berechnung von Lastzügen in HBEFA und Tremod“, 10. August 2020.
- [428] Laboratory of applied thermodynamics, „Transphorm - Emission Factors Database“, 2013.
- [429] KEYOU GmbH, „KEYOU-inside for Hydrogen Engines and Vehicles“, 27. Dezember 2020.
- [430] Umweltbundesamt, „Schwere Nutzfahrzeuge“, 1. April 2015.
- [431] Deutsche Bahn AG, „Integrierter Bericht 2018“, 2018.
- [432] Umweltbundesamt, „Schwere Nutzfahrzeuge“, 1. April 2015.
- [433] M. Schubert u. a., „Verkehrsverflechtungsprognose 2030“, Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Freiburg/München/Aachen/Essen, 96.0981/2011, 2014.
- [434] F. Bergk u. a., „Klimaschutzbeitrag des Verkehrs bis 2050 (UBA-FB 002355)“, *TEXTE*, Bd. 56/2016, 2016.
- [435] D. Bartz, E. Schmidt-Landenberger, und J. Meyerhoff, „Oben - Ihr Flugbegleiter“, Heinrich-Böll-Stiftung und Airbus Group, Berlin, Deutschland, 2016.
- [436] International Civil Aviation Organization, „Committee on Aviation Environmental Protection Eight Meeting“, ICAO, Montréal, Doc 9938, 2010.
- [437] International Civil Aviation Organization, „Local Air Quality Technology Standards“, 2020.
- [438] J. Bopst, R. Herbener, O. Hölzer-Schopohl, J. Lindmaier, T. Myck, und J. Weiß, „Umweltschonender Luftverkehr“, *TEXTE*, Bd. 130/2019, 2019.
- [439] International Air Transport Association, „Aircraft Technology Roadmap to 2050“, 2018.
- [440] S. S. Gill, A. Tsolakis, K. D. Dearn, und J. Rodríguez-Fernández, „Combustion characteristics and emissions of Fischer-Tropsch diesel fuels in IC engines“, *Progress in Energy and Combustion Science*, Bd. 37, Nr. 4, S. 503–523, Aug. 2011, doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2010.09.001>.
- [441] Polinowski, Valentin, „Entwicklung und Einsatz eines on-Board Messsystems zur Untersuchung der Abgas-Zusammensetzung von Fahrzeugen betrieben mit alternativen Kraftstoffen“, PhD, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, in Vorbereitung, 2022.
-

- 
- [442] Renata Meran, Alexander John, Christian Staudter, Olin Roenpage, *Six Sigma+Lean Toolset*. Zugegriffen: 28. Juni 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-662-44614-0>
- [443] „VERORDNUNG (EU) 2016/ 427 DER KOMMISSION - vom 10. März 2016 - zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 692/ 2008 hinsichtlich der Emissionen von leichten Personenkraftwagen und Nutzfahrzeugen (Euro 6)“, S. 98.
- [444] Hassel, D., P. Jost, F. J. Weber, F. Dursbeck, S. Sonnborn und D. Plettau, „Abgasemissionsfaktoren von Pkw in der Bundesrepublik Deutschland – Abgasemissionen von Fahrzeugen der Baujahre 1986 bis 1990“, Berlin, Deutschland, UBA Forschungsbericht, 1994.
- [445] D. Klemp, D. Mihelcic, und B. Mittermaier, *Messung und Bewertung von Verkehrsemissionen*, Bd. Energie&Umwelt / Energy&Environment, 21 Bde. 2012.
- [446] K. August, „Wie viel CO<sub>2</sub> steckt in einem Liter Benzin?“, *Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren*. <https://www.helmholtz.de/newsroom/artikel/wie-viel-co2-steckt-in-einem-liter-benzin/> (zugegriffen 28. Juni 2022).
- [447] „CO<sub>2</sub>-Emissionen der neu zugelassenen Pkw in Deutschland“, *Statista*, 2021. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/399048/umfrage/entwicklung-der-co2-emissionen-von-neuwagen-deutschland/> (zugegriffen 28. Juni 2022).
- [448] S. Wilke, „Stickstoffdioxid-Belastung“, *Umweltbundesamt*, 19. Juli 2013. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/stickstoffdioxid-belastung> (zugegriffen 18. August 2022).
- [449] U. Redaktionsassistentz 1, „Die Treibhausgase“, *Umweltbundesamt*, 7. September 2013. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase> (zugegriffen 16. August 2022).
- [450] Umwelt Bundesamt, „Lachgas und Methan“, *Umweltbundesamt*, 27. Mai 2013. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/lachgas-methan> (zugegriffen 16. August 2022).
- [451] S. Jankowski, „Emissionen von Luftschadstoffen“, *Umweltbundesamt*, 31. Juli 2013. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen> (zugegriffen 16. August 2022).
- [452] D. Klemp, R. Wegener, R. Dubus, U. Javed, „Aquisition of temporally and spatially highly resolved data sets of relevant trace substances for model development and model evaluation purposes using a mobile measuring laboratory“, Institut für Energie- und Klimaforschung, Schriften des Forschungszentrums Jülich 497, 2020.
- [453] Grosso, E., Rigamonti, L., „Experimental assessment of N<sub>2</sub>O emissions from waste incineration: the role of NO<sub>x</sub> control technology“, 2009.
- [454] B. Mittermaier and D. Klemp, „Messung wichtiger Abgaskomponenten am fahrenden Pkw im realen innerstädtischen Straßenverkehr“, Bd. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, Nr. 64, 2004.
- [455] M. E. Jenkin, S. M. Saunders, und M. J. Pilling, „The tropospheric degradation of volatile organic compounds: a protocol for mechanism development“, *Atmospheric Environment*, Bd. 31, Nr. (1), S. 81, 1997.
- [456] C. Ehlers *u. a.*, „Twenty years of ambient observations of nitrogen oxides and specified hydrocarbons in air masses dominated by traffic emissions in Germany“, *Faraday Discuss*, 2016, doi: <https://doi.org/10.1039/C5FD00180C>.
- [457] B. Mittermaier and D. Klemp, „Speciated analysis of biogenic VOCs during the ECHO-campaign“, Bd. Geophysical Research Abstracts, Nr. 6, [Online]. Verfügbar unter: <http://hdl.handle.net/2128/376>.
- [458] L. Karadurmus, „Investigations of VOC-pattern by CMB analysis“, Bd. in preparation, 2022.
-



- 
- [459] Schmitz, T., D. Hassel und F.-J. Weber, „Determination of VOC components in the exhaust of gasoline and diesel passenger cars“. *Atmospheric Environment* 34(27): 4639-4647, 2000.
- [460] Watson, J. G., J. C. Chow, and E. M. Fujita, „Review of volatile organic compound source apportionment by chemical mass balance“, 2001.
- [461] EnergieAgentur.NRW, „Die Zahl emissionsfreier Busflotten in NRW wächst weiter“, 2021. [https://www.energieagentur.nrw/brennstoffzelle/die\\_zahl\\_emissionsfreier\\_busflotten\\_in\\_nrw\\_waechst\\_weiter](https://www.energieagentur.nrw/brennstoffzelle/die_zahl_emissionsfreier_busflotten_in_nrw_waechst_weiter)
- [462] W. Leitner, J. Klankermayer, S. Pischinger, H. Pitsch, und K. Kohse-Hoinghaus, „Advanced Biofuels and Beyond: Chemistry Solutions for Propulsion and Production“, *Angew Chem Int Ed Engl*, Bd. 56, Nr. 20, S. 5412–5452, Mai 2017, doi: 10.1002/anie.201607257.
- [463] Fulcrum, „Sierra BioFuels Plant“, 2020.
- [464] „BETO-Funded Technology Produces Jet Fuel for Virgin Atlantic“, 2016.
- [465] Ekobenz, „Innovative production of synthetic fuels“, 2020.
- [466] Alexander Stark, „Lanzatech Wins Bid for World’s First Large Scale ATJ Facility“, Juli 2018.
- [467] European Commission, „Production of fully synthetic paraffinic jet fuel from wood and other biomass“, 2020.
- [468] J. Nitsch, „Noch ist erfolgreicher Klimaschutz möglich Die notwendigen Schritte auf der Basis aktueller Szenarien der deutschen Energieversorgung“, 2019. [Online]. Verfügbar unter: [https://co2abgabe.de/wp-content/uploads/2019/06/Nitsch\\_2019\\_Noch\\_ist\\_Klimaschutz\\_moeglich\\_LF.pdf](https://co2abgabe.de/wp-content/uploads/2019/06/Nitsch_2019_Noch_ist_Klimaschutz_moeglich_LF.pdf)
- [469] T. Lauf, M. Memmler, und S. Schneider, „Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2018“, Umweltbundesamt, 2018. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-07\\_cc-37-2019\\_emissionsbilanz-erneuerbarer-energien\\_2018.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-07_cc-37-2019_emissionsbilanz-erneuerbarer-energien_2018.pdf)
- [470] „dena-Leitstudie Integrierte Energiewende“, S. 455.
- [471] T. Smolinka, M. Günther, und J. Garcke, „Stand und Entwicklungspotenzial der Wasserelektrolyse zur Herstellung von Wassertoff aus regenerativen Energien“, NOW GmbH, Fraunhofer ISE, FCBAT, 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.now-gmbh.de/wp-content/uploads/2020/09/now-studie-wasserelektrolyse-2011.pdf>
- [472] BAFA, „Informationsblatt CO<sub>2</sub>-Faktoren“, Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA), Eschborn, 2019. Zugegriffen: 2. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bafa.de/>
- [473] M. Wietschel u. a., „Klimabilanz, Kosten und Potenziale verschiedener Kraftstoffarten und Antriebssysteme für Pkw und Lkw“, Fraunhofer-Institut für System-und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe, 2019. Zugegriffen: 2. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://publica.fraunhofer.de/eprints/urn\\_nbn\\_de\\_0011-n-5592041.pdf](https://publica.fraunhofer.de/eprints/urn_nbn_de_0011-n-5592041.pdf)
- [474] International Energy Agency (IEA), „Global EV Outlook 2020: Entering the Decade of Electric Drive?“, OECD Publishing Paris, Paris, 2020. Zugegriffen: 2. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: [https://iea.blob.core.windows.net/assets/af46e012-18c2-44d6-becd-bad21fa844fd/Global\\_EV\\_Outlook\\_2020.pdf](https://iea.blob.core.windows.net/assets/af46e012-18c2-44d6-becd-bad21fa844fd/Global_EV_Outlook_2020.pdf)
- [475] F. Hacker, R. von Waldenfels, und M. Mottschall, „Wirtschaftlichkeit von Elektromobilität in gewerblichen Anwendungen“, Öko-Institut e.V., Berlin, 2015. Zugegriffen: 2. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Gesamtbericht-Wirtschaftlichkeit-von-Elektromobilitaet.pdf>
- [476] S. Altenburg, A. Auf der Maur, A. Labinsky, S. Eckert, M. Faltenbacher, und B. Reuter, „Nullemissions-Nutzfahrzeuge: Vom ökologischen Hoffnungsträger zur ökonomischen Alternative“, Stuttgart, 2017. Zugegriffen: 1. November 2020. [Online]. Verfügbar unter:
-



- <https://www.e-mobilbw.de/service/presse/presse-meldungen/presse-meldungen-detail/neue-studie-zu-nullemissions-nutzfahrzeugen>
- [477] EAFO, „Normal and fast public charging points“, *European Alternative Fuels Observatory (EAFO)*, 2. November 2020. <https://www.eafo.eu/alternative-fuels/electricity/charging-infra-stats> (zugegriffen 1. Februar 2022).
- [478] NPM, „Bedarfsgerechte und wirtschaftliche öffentliche Ladeinfrastruktur–Plädoyer für ein dynamisches NPM-Modell–Arbeitsgruppe 5 Verknüpfung der Verkehrs- und Energienetze“, Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Berlin, 2020. Zugegriffen: 2. November 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.plattform-zukunft-mobilitaet.de/wp-content/uploads/2020/04/NPM-AG-5-Bedarfsgerechte-und-wirtschaftliche-%C3%B6ffentliche-Ladeinfrastruktur.pdf>

# ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Entwickelte Methodik für die Berechnung der Fahrleistung für Straßenabschnitte ohne Verkehrszählungen [10].....	6
Abbildung 2: zeigt die berechneten Fahrleistungen Krafträdern (motorcycles, MC), Personenkraftwagen (passenger cars, PC), leichten Nutzfahrzeugen (light duty vehicles, LDV) und Bussen (Buses), in NRW für ein 1 km x 1 km Netz und das Jahr 2018. ....	7
Abbildung 3: zeigt die berechneten Fahrleistungen von LKW ohne Anhänger (rigid trucks, RT), LKW mit Anhänger (trailer trucks, TT), Sattelzugmaschinen (articulated trucks, AT) und sonstigen Kraftfahrzeugen (Other vehicles) in NRW für ein 1 km x 1 km Netz und das Jahr 2018. ....	8
Abbildung 4: Entwicklung Anzahl an Straßentankstellen und Autobahntankstellen in Deutschland zwischen 1999 und 2020. [18].....	9
Abbildung 5: Flächennetz von 3.263 Benzin und Dieseltankstelle sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [23] .....	12
Abbildung 6: Konventionelle Tankstelle pro 1000 zu gelassenen Fahrzeugen (links) und pro 100 km <sup>2</sup> (rechts) nach Gemeinde [23]–[25] .....	13
Abbildung 7: Flächennetz von 1.373 LPG Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [20] .....	13
Abbildung 8: Flächennetz von 154 CNG sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [20] .....	14
Abbildung 9: Flächennetz von 20 700 bar H <sub>2</sub> Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [22] .....	14
Abbildung 10: Flächennetz von 5 350 bar H <sub>2</sub> Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [22] .....	15
Abbildung 11: Flächennetz von 25 LNG Tankstellen sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [21] .....	16
Abbildung 12: Flächennetz Autobahntankstellen und Autohöfen an BAB in NRW. [34].....	17
Abbildung 13: Flächennetz von 7561 von öffentlichen Ladepunkten sowie Verfügbarkeit im Umkreis von 5,5 km um jede 1 km <sup>2</sup> Zelle. [23]–[25].....	17
Abbildung 14: Installierte Ladeleistung je Gemeinde bezogen auf die Fläche (links) sowie die Fläche (rechts). [23]–[25].....	18
Abbildung 15: Standorte von Autobahntankstellen und Autohöfen sowie installierte Ladeleistung in Nordrhein-Westfalen. [23]–[25] .....	19
Abbildung 16: Fahrleistungen der Binnenschiffe in NRW im Jahr 2018 für die einzelnen Wasserstraßen.....	21
Abbildung 17: Methodisches Vorgehen zur Diskretisierung der Verkehrsleistung des Schienenverkehrs. ....	21
Abbildung 18: Fahrleistung und Verkehrsleistung des Schienenpersonennahverkehrs sowie von U-Bahnen und Straßenbahnen.....	23
Abbildung 19: Fahrleistung und Verkehrsleistung vom Schienengüterverkehr und vom Schienenpersonenfernverkehr.....	25
Abbildung 20: Hauptflughäfen (main airports) und sonstige Flughäfen (other airports) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf [65]. ....	26
Abbildung 21: LTO-Werte des gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehrs 2018. ....	27

Abbildung 22: NO <sub>x</sub> -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt (inland waterway transport) und Flugverkehr (air transport).....	33
Abbildung 23: NO <sub>x</sub> -Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km x 1 km Netz.....	33
Abbildung 24: PM <sub>2.5</sub> -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt (inland waterway transport) und Flugverkehr (air transport).....	35
Abbildung 25: PM <sub>2.5</sub> -Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach SGV (rail freight transport), SPNV (regional rail passenger transport), SPFV (longdistance rail passenger transport) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (subway & tram). .....	35
Abbildung 26: PM <sub>10</sub> -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (road transport), Schienenverkehr (rail transport), Binnenschifffahrt (inland waterway transport) und Flugverkehr (air transport).....	37
Abbildung 27: PM <sub>10</sub> -Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach SGV (rail freight transport), SPNV (regional rail passenger transport), SPFV (longdistance rail passenger transport) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (subway & tram). .....	37
Abbildung 28: PM <sub>10</sub> -Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (commercial) und nicht gewerblichem (non-commercial) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (national) und internationalem (international) Flugverkehr. ....	39
Abbildung 29: Fahrleistungen, NO <sub>x</sub> -, PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2.5</sub> -Emissionen des Straßenverkehrs im Stadtgebiet von Oberhausen in 2018 (a) differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger und (b) differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb.....	41
Abbildung 30: Standorte von diskontinuierlichen NO <sub>2</sub> Messstationen und zugehörige Jahresmittelwerte (links) sowie maximale Tagesmittelwerte (rechts) der NO <sub>2</sub> -Emissionen 2018 in NRW. [96] .....	45
Abbildung 31: Anzahl Grenzwertüberschreitung zwischen 2010 und 2020 für gemessenen Jahresmittelwerte (JMW) sowie der stündlichen Immissionswerte unter Angabe der jährlichen Anzahl an Probennahmen. [97] ..	47
Abbildung 32: Mittelwert der Jahresmittelwerte nach jeweiligem Stationstyp und Jahr in µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> nach [99, S. 10] .....	47
Abbildung 33: Stündliche gemittelte NO <sub>2</sub> -Messwerte an der Station in Köln Clevischer Ring (VKCL) für das Jahr 2018 JMW: 59 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ; 1h-max: 206 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> (links) und 2020 JMW: 35 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ; 1h-max: 186 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> (rechts). [97].....	49
Abbildung 34: Stündliche gemittelte NO <sub>2</sub> -Messwerte an der Station in Düsseldorf Corneliusstraße (DDCS) für das Jahr 2018 (JMW: 53 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ; 1 h-max: 186 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) und 2020 (JMW: 38 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ; 1 h-max: 167 µgNO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ). [97] .....	49
Abbildung 35: Anzahl Grenzwertüberschreitung zwischen 2010 und 2020 für gemessenen Jahresmittelwerte (JMW) sowie der stündlichen Immissionswerte unter Angabe der jährlichen Anzahl an Probennahmen. [97] ..	50
Abbildung 36: Mittelwert der Jahresmittelwerte nach jeweiligem Stationstyp und Jahr in µgPM <sub>10</sub> /m <sup>3</sup> nach [99, S. 15] .....	51
Abbildung 37: Täglich gleitender Mittelwerte PM <sub>10</sub> -Messwerte an der Station in Essen Gladbecker Straße (VEAE) für das Jahr 2018 (JMW: 26 µgPM <sub>10</sub> /m <sup>3</sup> ; #Tagesmittelwert > 50 µgPM <sub>10</sub> : 16) und Oberhausen Mühlheimer Straße (JMW: 25 µgPM <sub>10</sub> /m <sup>3</sup> , #Tagesmittel > 50 µgPM <sub>10</sub> : 16) [97].....	51
Abbildung 38: Anzahl Grenzwertüberschreitung zwischen 2010 und 2020 für gemessenen Jahresmittelwerte (JMW) sowie jährlichen Anzahl an Probennahmen. [97].....	52

Abbildung 39: Mittelwert der Jahresmittelwerte nach jeweiligem Stationstyp und Jahr in $\mu\text{g}_{\text{PM}_{10}}/\text{m}^3$ nach [99, S. 15] .....	52
Abbildung 40: Entwicklung der $\text{CO}_{2\text{äq}}$ Emissionen nach Sektoren zwischen 1990 und 2019.[102].....	54
Abbildung 41: Entwicklung des Endenergieverbrauchs des Verkehrssektors nach Verkehrsart zwischen 1990 und 2018.[102].....	54
Abbildung 42: Entwicklung Endenergieverbrauch im Straßenverkehrssektor nach Kraftstoffart. [102].....	55
Abbildung 43: Angenommene Verteilung der Antriebsarten im Flottenbestand unterschiedlicher Fahrzeugklassen im Straßenverkehr für das Jahr 2018. [103], [105].....	56
Abbildung 44: Angenommene Entwicklung des km-spezifischen Verbrauch an Energie von PKW für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen den Jahren 2020 und 2050. [105], [110], [114].....	57
Abbildung 45: Endenergieverbrauch vs. TtW-Emissionen $\text{CO}_{2\text{äq}}$ im Straßenverkehr. Vergleich zwischen LANUV Bilanzierung und Ergebnisse der Simulationsrechnungen für das Bilanzjahr 2018. [102], [115] .....	59
Abbildung 46: Endenergieverbrauch vs. WtW-Emissionen $\text{CO}_{2\text{äq}}$ im Straßenverkehr. ....	60
Abbildung 47: Regionalisierte Kraftstoffverbräuche für Ottokraftstoffe (links) absolut 40,14 TWh/144,40 PJ und Dieselmotorkraftstoffe 72,27 TWh/260,17 PJ (rechts). ....	61
Abbildung 48: Regionalisierte Kraftstoffverbräuche für LPG (links) absolut 4,14 TWh/14,90 PJ und CNG (rechts) 0,12 TWh/0,43 PJ. ....	62
Abbildung 49: Regionalisierter Energieverbrauch von Elektrofahrzeugen (links) absolut 0,06 TWh/0,22 PJ und LNG (rechts) 0,43 TWh/1,55 PJ und LNG (rechts) 0,0056 TWh/0,02 PJ. ....	62
Abbildung 50: Summierte Länge an Autobahn und Bundesstraße, welche durch die jeweilige Gemeinde verlaufen im Verhältnis zur Fläche. ....	65
Abbildung 51: Flächeninanspruchnahme von PKW bezogen auf die gesamte Fläche der Gemeinde. Für jeden in der Gemeinde zugelassenen PKW wird eine Flächeninanspruchnahme von 13,5 $\text{m}^2$ angenommen. [126, S. 19], [129].....	66
Abbildung 52: Verkehrsbelastung der Gemeinden in Nordrhein-Westfalen, bewertet und gewichtet nach den in Tabelle 10 dargestellten Kriterien.....	67
Abbildung 53: Anzahl ÖPNV Haltestellen pro 1.000 Einwohner pro $\text{km}^2$ je Gemeinde in Nordrhein-Westfalen. [133].....	68
Abbildung 54: Anzahl der Bahnhöfe pro $\text{km}^2$ in Nordrhein-Westfalen. [134] .....	68
Abbildung 55: Verfügbarkeitsbewertung von emissionsarmen und emissionsfreien Verkehrsangeboten der Gemeinden in Nordrhein-Westfalen, bewertet und gewichtet nach den in Tabelle 12 dargestellten Bewertungskriterien. ....	69
<i>Abbildung 56: Mindestanteile an sauberen und emissionsfreien Fahrzeugen in der öffentlichen Beschaffung von Bussen nach SaubFahrzeugBeschG. ....</i>	<i>71</i>
Abbildung 57: Total Cost of Ownership für den Linienbusbetrieb und die benötigte Beladungsinfrastruktur (Nutzungsdauer 24 Jahre) von sechs Fahrzeugen (Nutzungsdauer 12 Jahre) unterschiedlicher Kraftstoffe und Antriebsarten unter der Annahme, dass für Elektrobusse acht Fahrzeuge anzuschaffen sind. Kosten für die Umrüstung von Werkstätten werden nicht betrachtet. Die angenommene Fahrleistung für Fahrzeuge beträgt 62.100 $\text{km/a}$ . Der angenommene Zinssatz beträgt 5 %. Werte basieren auf [144].....	74
Abbildung 58: Faktoren welche die Technologiewahl im Betrieb von ÖPNV Linienbussen beeinflussen. [152]..	76
Abbildung 59: Flottenmix bezüglich des Energieträgers im Jahr 2018 basierend auf [103]. ....	77
Abbildung 60: Zeitliche Entwicklung der Preise für konventionelle Energieträger [155]. ....	78

Abbildung 61: Preise 2019 für Benzin (1,45 €/l, 06/2019), Diesel (1,28 €/l, 06/2019), CNG (1,104 €/kg, 06/2019), LPG (826,08 €/t, 12/2019) und LNG (0,99 €/l, 12/2019) [157]–[159].	78
Abbildung 62: Zeitliche Entwicklung der Energiesteuer pro 100km Fahrleistung für Benzin, Diesel, LPG, CNG und LNG für Personenkraftwagen als Fallbeispiel.	79
Abbildung 63: Entwicklung der THG Emissionen für Personenkraftwagen (a) und zusätzliche Kosten durch CO <sub>2</sub> Bepreisung (b) basierend auf [110], [161]. Annahme CO <sub>2</sub> Preis: 25 €/t für 2021 und 60 €/t für 2050.	80
Abbildung 64: Elektrifizierungsstand des Schienennetzes in Nordrhein-Westfalen.	81
Abbildung 65: Schiffsdieselpreis im November 2019 (1,18€/l) [167].	82
Abbildung 66: Erzeugerpreisindex für Flugkraftstoffe basierend auf Daten des Statistischen Bundesamtes [171].	83
Abbildung 67: Technologie- und kraftstoffübergreifendes Schema der betrachteten Systemgrenzen (eigene Darstellung)	86
Abbildung 68: Förderung, Kraftstoffherzeugung und -verteilung erdölbasierter Kraftstoffe	86
Abbildung 69: Beiträge verschiedener Stufen der Kraftstoffbereitstellung aus das Treibhauspotenzial der Diesel-Kraftstoffketten und unterschiedliche Lieferländer (Darstellung nach [175])	87
Abbildung 70: Vorkettenemissionen von LNG aus konventionellen und unkonventionellen und verschiedenen Lieferländern im Vergleich zu leitungsgebundener Gasversorgung (Darstellung nach [179])	88
Abbildung 71: Primärenergieträger, Umwandlungsprozesse, Energieträger und Antriebskonzepte basierend auf [185].	91
Abbildung 72: Reichweitenverteilung der Tagesfahrleistung der Fahrzeugklassen PKW (Engl. Passenger car), Krafträder (Engl. motorcycles), leichte Nutzfahrzeuge (Engl. light duty vehicles), Sattelzugmaschinen (Engl. articulated trucks), Reisebusse (Engl. coaches), LKW (Engl. trucks), sonstige Zugmaschinen (Engl. other tractors), Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen (Engl. agricultural tractors) und sonstige Kraftfahrzeuge (Engl. other vehicles). Eigene Darstellung basierend auf [193].	94
Abbildung 73: Anteil unterschiedlicher Distanzklassen des Güterverkehrs in Deutschland in 2016 an den transportierten Tonnen (Tons transported), an der Verkehrsleistung in tkm (Traffic performance) und die durchschnittliche Distanz pro Strecke (Avg. trip distance) der unterschiedlichen Distanzklassen basierend auf [198].	96
Abbildung 74: TRL der unterschiedlichen Produktionspfade zu synthetischen Kraftstoffen, konventionellen Biokraftstoffen und fortschrittlichen Biokraftstoffen. [9] Gestreifte Bereiche sind Intervalle, welche entweder durch unterschiedliche Prozesspfade oder durch unterschiedliche TRL-Bewertungen eines Pfades entstehen. Die Referenzen sind im Anhang in Tabelle A 4 (S.304) einzeln aufgeführt.	101
Abbildung 75: Vergleichende spezifische Transportkostenintervalle (TC) von H <sub>2</sub> a) [241] und H <sub>2</sub> , Ammoniak (Ammonia) und LOHC via Pipeline und Schiff b) [251].	105
Abbildung 76: Vergleichende spezifische Transportkosten für H <sub>2</sub> -, SNG- und PtL-Kraftstoffe für die Region Nordafrika/Marokko unter Angabe der verwendeten Transporttechnologie, der angenommenen Entfernung und des Bezugsjahres des Kostenwerts. Alle Anschaffungskosten beziehen sich auf den unteren Heizwert. Anmerkungen: a) [246] b) [250] c) [241] d) [248] e) [253] f) [251] g) [244] h) [242]	106
Abbildung 77: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der H <sub>2</sub> und LH <sub>2</sub> Gestehungskosten (GK) in Deutschland und im Ausland, der Transportkosten (TK) und Steuern/Umlagen (S/U) auf Basis von [112], [114], [244], [248]–[250], [253], [262], [262] darstellen. H <sub>2</sub> GK: Wasserstoffgestehungskosten, H <sub>2</sub> GK + TK: Grenzüberganspreis, H <sub>2</sub> GK + TL +S/U: Endverbraucherpreise für Wasserstoff einschließlich Steuern und Umlagen. Einzelne Kostenwerte sind in Abbildung A 8 dargestellt.	111
Abbildung 78: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der G-SNG und L-SNG Gestehungskosten (GK) in Deutschland und im Ausland, der Transportkosten (TK) und Steuern/Umlagen (S/U)	

auf Basis von [112], [114], [210], [244], [248]–[250], [253], [262], [262], [264] darstellen. GK: Wasserstoffgestehungskosten, GK + TK: Grenzüberganspreis, GK + TL +S/U: Endverbraucherpreise für Wasserstoff einschließlich Steuern und Umlagen. Einzelne Kostenwerte sind in Abbildung A 9 dargestellt. .... 114

Abbildung 79: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der PtL-Kraftstoffe (Fischer-Tropsch Route) über die Gestehungskosten (GK) in Deutschland und im Ausland, der Transportkosten (TK) und Steuern/Umlagen (S/U) auf Basis von [113], [182], [210], [242], [244], [246], [250], [253], [265] angeben. GK: Gestehungskosten, GK + TK: Grenzüberganspreis, GK + TL +S/U: Bereitstellungskosten einschließlich Steuern und Umlagen. Einzelne Kostenwerte sind in Abbildung A 10 dargestellt. .... 116

Abbildung 80: Kostenintervalle von H<sub>2</sub>, SNG und PtL-Kraftstoffen für importierte Energieträger für das Jahr 2030 (links) und 2050 (rechts). GK: Gestehungskosten, GK + TK: Grenzüberganspreis, GK + TL +S/U: Bereitstellungskosten einschließlich Steuern und Umlagen. Alle Kostenwerte sind heizwertbezogen angegeben. [113], [182], [210], [242], [244], [246], [250], [253], [265] ..... 117

Abbildung 81: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der Methanol Gestehungskosten (GK)\* in günstigen Exportregionen, der Transportkosten nach Deutschland (GK+TK)\*\* und Steuern/Umlagen (GK+TK+S/U)\*\*\* darstellen nach a) [253] b) [246] c) [248] d) [249] e) [264] f) [252]..... 120

Abbildung 82: Ergebnis der durchgeführten Literaturrecherche, welche die Kostenspannen der Ammoniak Gestehungskosten (GK)\* in günstigen Exportregionen und der Transportkosten nach Deutschland (GK+TK)\*\* darstellen nach a) [246] b) [248] c) [249] d) [264] . ..... 121

Abbildung 83: Drop-In Möglichkeit der unterschiedlichen alternativen Energieträger in Kerosin, Diesel und Benzin..... 122

Abbildung 84: Energieverbrauch unterschiedlicher Antriebe für PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), schwere Nutzfahrzeuge (HDV), Krafträder (MC), Busse (buses) und Reisebusse (coaches) basierend auf Helgeson und Peter [110] und HBEFA 4.1 [105]. Die Verbrauchswerte sind immer relativ zum Dieserverbrauch der jeweiligen Fahrzeugklasse. Die Kraftradwerte sind nicht diesel-, sondern benzinspezifisch. .... 126

Abbildung 85: Energieverbrauch von Güter-/Tankermotorschiffen (Cargo barge/liquid cargo barge), Güter-/Tankerleichtern (Pushed barge/tanker), Tagesausflugsschiffen (Day-trip ships) und Kabinenschiffen (Cabin vessel) basierend auf [263], [294], [296], [302]. ..... 127

Abbildung 86: Vielversprechende Energieträger – Technologie- und Kraftstoffauswahl für ökologische Analysen mittels LCA im Arbeitspaket 3 ..... 129

Abbildung 87: Treibhauspotenzial der Kraftstoffbereitstellung von Wasserstoff mittels PEM ..... 133

Abbildung 88: Treibhauspotenzial der Kraftstoffbereitstellung von Methanol ..... 138

Abbildung 89: Fischer-Tropsch – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Wasserstoffbereitstellungsvarianten pro MJ FT-Produkt (Kraftstoffgemisch) ..... 142

Abbildung 90: DME – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Methanolbereitstellungsvarianten pro MJ DME..... 145

Abbildung 91: MtG – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Methanolbereitstellungsvarianten pro MJ MtG..... 148

Abbildung 92: Strom als Kraftstoff – Vergleich des Treibhauspotenzials bei verschiedenen Ladeinfrastrukturen (DC: Gleichstrom; AC: Wechselstrom) und Wirkungsgraden der Strombereitstellung pro MJ ..... 154

Abbildung 93: Vergleich des Treibhauspotenzials vielversprechender Kraftstoffe pro MJ (berechnete Werte eigener Analysen und Literaturwerte aus Naumann et al. [346])..... 156

Abbildung 94: Dominanzanalyse für Mediane über alle strombasierten Kraftstoffversorgungspfade 2050 und ausgewählte Umweltwirkungskategorien (Angaben aus Liebich et al. [318], [319])..... 157

Abbildung 95: Gravimetrischer und volumetrischer untererer Heizwert verschiedener Energieträger nach Breuer [9] basierend auf [161], [379]–[389]. ..... 164



Abbildung 96: Methodik zur Berechnung der regionalisierten Endenergieverbräuche im Straßenverkehrssektor, welche genutzt werden, um Flächen für Tankstellen- und Ladesäulenstandorte zu identifizieren. .... 173

Abbildung 97: Angenommene Antriebsverteilung der zukünftigen Flotte im Straßenverkehr im Szenario Fokus Verbrenner. [105], [111]–[114], [399], [400] ..... 174

Abbildung 98: Simulationsergebnisse des Szenarios Fokus Verbrenner mit resultierenden Endenergieverbräuchen (EEV) der Kraftstoffe und Strom in PJ sowie den resultierenden WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen in Mio. t für die Jahre 2030 und 2050. Relative Einsparungen an EEV und CO<sub>2äq.</sub> sind bezogen auf 1990 dargestellt. Endenergieverbräuche sind heizwertbezogen angegeben. .... 175

Abbildung 99: Regionalisierte Endenergieverbräuche im Jahr 2030 für CNG (links) sowie LNG (rechts) für die in Abbildung 97 dargestellte Antriebsverteilung. .... 176

Abbildung 100: Flächenpotenziale zur Erschließung bzw. Nachverdichtung des CNG-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des normierten (n.) lokalen Endenergieverbrauches (EEV) an Kraftstoff und bereits installierten Tankstellen. Für Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle ist der normierte Endenergieverbrauch (n. EEV) an CNG in  $kWhCNGkm^2$  (blau: Flächen abseits der Autobahn, rot: Flächen an der Autobahn) angegeben. Für Gitterzellen mit umliegender Tankstelle ist der n. EEV an CNG bezogen auf die Anzahl an umliegenden Tankstellen in einem Luftlinienradius von 5,5 km in  $kWhCNGkm^2 \cdot \# TS \text{ in } \pi r^2$  (grün: Flächen an der Autobahn, gelb: Flächen abseits der Autobahn) angegeben. .... 177

Abbildung 101: Flächenpotenziale zur Erschließung bzw. Nachverdichtung des CNG-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des normierten (n.) lokalen Endenergieverbrauches (EEV) an Kraftstoff und bereits installierten Tankstellen. Für Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle ist der normierte EEV an CNG in  $kWhCNGkm^2$  angegeben. Für Gitterzellen mit umliegender Tankstelle ist der normierte EEV an CNG bezogen auf die Anzahl an umliegenden Tankstellen in einem Luftlinienradius von 5,5 km in  $kWhCNGkm^2 \cdot \# TS \text{ in } \pi r^2$  angegeben. .... 178

Abbildung 102: Flächenpotenziale zur Erschließung neuer Tankstellen in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Abstands zur nächsten Tankstelle. Für CNG Tankstellen (links) ist die Analyse für Flächen abseits von Autobahnen dargestellt für LNG Tankstellen (rechts) für die Autobahnen. .... 179

Abbildung 103: Angenommene Antriebsverteilung der zukünftigen Flotte im Straßenverkehr im Szenario Fokus Elektromobilität. [105], [111]–[114], [399], [400], [404] ..... 180

Abbildung 104: Simulationsergebnisse des Szenarios Fokus Elektromobilität mit resultierenden Endenergieverbräuchen (EEV) der Kraftstoffe und Strom in PJ sowie den resultierenden WtW CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen in Mio. t für die Jahre 2030 und 2050. Relative Einsparungen an EEV und CO<sub>2äq.</sub>-Emissionen sind bezogen auf 1990 dargestellt. Endenergieverbräuche sind heizwertbezogen angegeben. .... 181

Abbildung 105: Flächenpotenziale zur Erschließung neuer Ladesäulenstandorte in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Abstands bis zur nächsten Ladesäule. Darstellung des Abstands zur nächsten Ladesäule für das Flächennetz abseits der Autobahnen (links) sowie Ladesäulenstandorte an Autobahnen (rechts). .... 184

Abbildung 106: Prognostizierte Bedarf an Ladeinfrastruktur für Nordrhein-Westfalen für die Jahre 2022 (links) und 2030 (rechts) des StandortTOOL der Ingenieurgruppe IVV, ISB, DLR und RLI. Wobei 1 für einen geringen zusätzlichen Bedarf steht und 9 für einen hohen Bedarf an zusätzlicher Ladeinfrastruktur. [29]..... 185

Abbildung 107: Regionalisierte Endenergieverbräuche (EEV) an Strom für das Jahr 2030 Szenario Elektromobilität sowie die von der Nationalen Leitstelle Ladeinfrastruktur veröffentlichten Suchräume des Deutschlandnetzes. [29], [408] ..... 186

Abbildung 108: Installierte Ladesäuleninfrastruktur in Nordrhein-Westfalen sowie die von der Nationalen Leitstelle Ladeinfrastruktur veröffentlichten Suchräume des Deutschlandnetzes. [29], [408] ..... 187

Abbildung 109: Installierte Ladesäuleninfrastruktur im Ruhrgebiet sowie die von der Nationalen Leitstelle Ladeinfrastruktur veröffentlichten Suchräume des Deutschlandnetzes für HPC-Ladestationen. [29], [408] ..... 187

Abbildung 110: Flächenpotenziale zur Erschließung des Ladesäulennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Ladesäulen abseits von Autobahnen. Für Gitterzellen ohne umliegende Ladesäulen ist der normierte EEV an Strom in $kWhkm^2$ (blau) angegeben. Für Gitterzellen mit umliegender Tankstelle ist der normierte EEV an Strom bezogen auf die Anzahl an umliegenden Ladesäulen (LS) in einem Luftlinienradius von 5,5 km in $kWhkm^2 \cdot \# LS \text{ in } \pi \cdot r^2$ (grün-gelb-rot). Weiterhin sind die Suchräume des Deutschlandnetzes aufgetragen. [29], [408].....	189
Abbildung 111: Beispielhaftes Flächenpotenzial zur Erschließung des Ladesäulennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Ladesäulen abseits von Autobahnen um das Kreuz Duisburg Süd sowie den bereits ausgeschriebenen Standorten von HPC-Standorten des Deutschlandnetzes. [29], [408].....	190
Abbildung 112: Angenommene Antriebsverteilung der zukünftigen Flotte im Straßenverkehr im Szenario Fokus Wasserstoffmobilität. [105], [111]–[114], [399], [400], [404] .....	192
Abbildung 113: Simulationsergebnisse des Szenarios Fokus Brennstoffzellenmobilität mit resultierenden Endenergieverbräuchen (EEV) der Kraftstoffe und Strom in PJ sowie den resultierenden WtW $CO_{2\text{äq}}$ -Emissionen in Mio. t für die Jahre 2030 und 2050. Relative Einsparungen an EEV und $CO_{2\text{äq}}$ -Emissionen sind bezogen auf 1990 dargestellt. Die Endenergieverbräuche sind heizwertbezogen angegeben.....	193
Abbildung 114: Flächenpotenziale zur Erschließung neuer Standorte für Wasserstoff-Tankstellen in Nordrhein-Westfalen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Abstands bis zur nächsten Ladesäule. Darstellung des Abstands zur nächsten 700bar-Tankstelle für das Flächennetz abseits der Autobahnen (links) sowie 350bar-Tankstellen an Autobahnen (rechts).[22] .....	194
Abbildung 115: Regionalisierte Endenergieverbräuche (EEV) für das Jahr 2030 für Wasserstoff bei 700 bar (links), Wasserstoff bei 350 bar (rechts) für die in Abbildung 112 dargestellte Antriebsverteilung. ....	197
Abbildung 116: Flächenpotenziale zur Erschließung des Wasserstofftankstellennetzes der Druckstufe 700 bar in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff und bereits installierten Tankstellen. Es werden ausschließlich Gitterzellen ohne umliegende Tankstelle betrachtet. Angegeben ist der normierte EEV (n. EVV) an Wasserstoff bei 700 bar in $kWhH_2,700barkm^2$ (grün-gelb-rot): Flächen abseits der Autobahn, hellblau-dunkelblau: Flächen an der Autobahn angegeben. Als Vergleichsstandorte sind die von [413] ermittelten Standorte aufgetragen.....	198
Abbildung 117: 1 $km^2$ Gitterzellen mit mindestens einer konventionellen Tankstelle abseits der Autobahn mit Potenzial zur Erweiterung des 700 bar Wasserstoff-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des normierten Endenergieverbrauches (n.EVV) an Wasserstoff bei 700 bar im Jahr 2030, bereits installierten Wasserstoff-Tankstellen sowie der Anzahl an konventionellen Tankstellen.....	199
Abbildung 118: Autobahn-Tankstellen mit Potenzial zur Erweiterung des 700 bar Wasserstoff-Tankstellennetzes in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des lokalen Endenergieverbrauches (EVV) an Kraftstoff in 2030 und bereits installierten Wasserstoff-Tankstellen. ....	200
Abbildung 119: Identifikation von Standorten autobahnnaher Tankstellen (AB-TS) zur Erschließung des Wasserstoff-Tankstellennetzes für verflüssigten Wasserstoff ( $LH_2$ ) in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung des normierten Endenergieverbrauches (n.EVV) an $LH_2$ . Das Potenzial der Tankstellen Standorte wird zwischen 0 (grün) und rot (hoch) bewertet. Angegeben ist der n.EEV an flüssigem Wasserstoff ( $LH_2$ ) in $kWhLH_2km^2$ (hellblau-dunkelblau). ....	201
Abbildung 120: Fahrleistung in Deutschland bis 2050 nach Segment [110], [416], [417] vgl. Helgeson (2022) [414] .....	205
Abbildung 121: Investitionsoptionen für Fahrzeuge nach Fahrzeugsegment.....	206
Abbildung 122: Durchschnittliche Fahrkilometer pro Stunde innerhalb verschiedener Zeitfenster für die drei Fahrsegmente an Wochentagen (WT) und Wochenenden (WE) in Deutschland für das Jahr 2030 [110], [416], [421] vgl. Helgeson (2022) [414] .....	208

Abbildung 123: Exogene Pfade für alle Verkehrsarten außer Straßenverkehr in Deutschland bis 2050 [110], [416] vgl. Helgeson (2022) [414] .....	210
Abbildung 124: Ergebnisse zum deutschen Fahrzeugmix im „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1] für PKW (oben links), LNF (oben rechts), LKW (unten links) und alle Segmente (unten rechts) .....	211
Abbildung 125: Ergebnisse zum Energieverbrauch im deutschen Straßenverkehr bis 2050 im „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1] .....	212
Abbildung 126: Ergebnisse zum Energieverbrauch im Gesamttransportsektor in Deutschland bis 2050 im „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1] .....	213
Abbildung 127: Exogener Fahrzeugmix im IEK-14 PROG-MIX Szenario im Vergleich zu den endogenen Ergebnissen aus dem „Europa Autark“ Szenario aus Band I [1] .....	214
Abbildung 128: Ergebnisse zum deutschen Fahrzeugmix aus Band I [1] (links) und aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts) .....	215
Abbildung 129: Ergebnisse zum Energieverbrauch im deutschen Straßenverkehr aus Band I [1] (links) und aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts) .....	216
Abbildung 130: Ergebnisse zum Endverbrauch von Strom in Deutschland nach Sektoren aus Band I [1] (links) und aus dem IEK-14 PROG-MIX Szenario (rechts) .....	217
Abbildung 131: Delta der sektoralen Emissionen in Deutschland zwischen dem IEK-14 PROG-MIX und dem EWI-Band I Szenario (links), Ergebnisse zur Entwicklung der Strom- und CO <sub>2äq.</sub> -Preise in Deutschland für beide Szenarien (rechts) .....	218
Abbildung 132: Berechnete Fahrleistungen der Klassen Krafträder (MC), PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW mit Anhänger (TT), LKW ohne Anhänger (RT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstigen Kraftfahrzeugen (Other) differenziert nach Unterklassen der Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland. ....	221
Abbildung 133: Berechnete Fahrleistungen der Klassen LKW mit Anhänger (TT), LKW ohne Anhänger (RT) und sonstigen Zugmaschinen (Other tractors), differenziert nach Unterklassen für die Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland. ....	221
Abbildung 134: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Kleinkrafträder (Mopeds), (b) 4-Takt Krafträder (MC 4T) und (c) 2-Takt Krafträder (MC 2T) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [71]. ....	223
Abbildung 135: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Otto- und (b) Diesel-Personenkraftwagen und (c) Otto- und (d) Diesel- leichte Nutzfahrzeuge für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [71]. ....	224
Abbildung 136: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Reisebusse, (b) Linienbusse, (c) LKW ohne Anhänger (RT) und (d) LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschine (TT/AT) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [71]. ....	224
Abbildung 137: Anteile alternative Antriebe an den Neuzulassungen im PtF Drop-In Szenario und Anteil der alternativen Drop-In Kraftstoffe an den konventionellen fossilen Kraftstoffen. ....	226
Abbildung 138: Anteile der alternativen Antriebe an den Neuzulassungen für die Szenarien H <sub>2</sub> -Szenario, Gas-Szenario, PtF New Drive-Szenario und E-Szenario. ....	227
Abbildung 139: Zukünftige berechnete NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2.5</sub> -Emissionen und Fahrleistungen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2030 und 2050 im Basisszenario normiert auf die Werte des Jahres 2018. ....	229
Abbildung 140: Zukünftige berechnete abriebsbedingte PM <sub>10</sub> und PM <sub>2.5</sub> -Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit	

Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2018, 2030 und 2050. ....	229
Abbildung 141: Zukünftige berechnete NO <sub>x</sub> -Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien. ....	232
Abbildung 142: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte PM-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien. ....	233
Abbildung 143: Verkehrsleistungsentwicklung der Binnenschifffahrt (inland waterway transport) in Deutschland von 2010 bis 2050. [9] .....	235
Abbildung 144: Altersverteilung der Binnenschiffflotte in den Jahren 2017, 2030 und 2050. Breuer [9] .....	237
Abbildung 145: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte Emissionen der Binnenschifffahrt für das Stadtgebiet von Duisburg auf 2018 referenziert für unterschiedliche Szenarien. ....	238
Abbildung 146: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Schienenpersonenverkehrs (passenger rail transport) und (b) Schienengüterverkehrs (rail freight transport) in Deutschland von 2010 bis 2050. [9] .....	240
Abbildung 147: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Personenflugverkehrs (passenger air transport) und des (b) Luftfrachtverkehrs (air freight transport) in Deutschland von 2010 bis 2050. Breuer [9] .....	242
Abbildung 148: Berechnete Flottenzusammensetzung des Flugverkehrs in den Jahren 2030 und 2050, differenziert nach Flugzeugalter. [9] .....	243
Abbildung 149: Zukünftige berechnete (a) NO <sub>x</sub> -, (b) PM <sub>2.5</sub> - und (c) PM <sub>10</sub> -Emissionen für den internationalen und nationalen Flugverkehr am Flughafen Düsseldorf in 2018, 2030 und 2050. [9] .....	245
Abbildung 150: Grafische Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse dieser Studie. PM- und NO <sub>x</sub> -Emissionen der drei Emissionshotspots Oberhausen, Duisburg und Düsseldorf sowie die Auswirkungen der zukünftigen Einführung unterschiedlicher alternativer Energieträger und Antriebe im Straßenverkehr, im Flugverkehr und in der Binnenschifffahrt. ....	249
Abbildung 151: Messaufbau des on board Emissionsmesssystems in dem Versuchsfahrzeug Volkswagen T5 2.0 TDI. ....	252
Abbildung 152: Gegenüberstellung von berechneten und gemessenen Abgasvolumenstrom (gemittelt in 50 L/s Schritten). ....	254
Abbildung 153: Messreihe von Kohlenstoffdioxid bei einem CO <sub>2</sub> -Referenzwert von 1.02 Vol.-%. ....	256
Abbildung 154: Referenzroute für die RDE-Messkampagne (Länge: 144 km, Fahrtzeit 3 Stunden 10 Minuten, Höhe über NN MIN: 83 m MAX: 380 m). ....	256
Abbildung 155: Massenemissionen Stickstoffmonoxid (gewonnen aus den NO-Sekundenwerten der RDE-Messungen) des VW T5 2.0 TDI betrieben mit konventionellem Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung unter warmen Betriebsbedingungen, ohne Kaltstart-Anteile aus insgesamt 15376 Datenpunkten. ....	259
Abbildung 156: Massenemissionen Kohlenstoffdioxid (gewonnen aus den CO <sub>2</sub> -Sekundenwerten der RDE-Messungen) des VW T5 2.0 TDI betrieben mit konventionellem Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung. ....	259
Abbildung 157: Kraftstoffverbrauch des VW T5 2.0 TDI betrieben mit dem konventionellen Diesel in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und der spezifischen Leistung. ....	260

Abbildung 158: Gegenüberstellung von Kraftstoffverbrauch in g/s auf der x-Achse und der CO <sub>2</sub> -Emissionen in g/s auf der y-Achse für die Geschwindigkeiten 0 bis 120 km/h und einer spezifischen Leistung $v \cdot b = 5 \text{ m}^2/\text{s}^3$ . .....	261
Abbildung 159: Emissionsverlauf von Gesamtstickstoffoxiden NO <sub>x</sub> in mg/s in blau, kumulierte Streckenemissionen g/km in rot und der gesetzliche Grenzwert der Diesel Euro-5 Norm in grün. ....	262
Abbildung 160: Emissionsverlauf von CO <sub>2</sub> in g/s in blau, kumulierte Streckenemissionen g/km in rot und der gesetzliche Grenzwert der Diesel Euro-5 Norm in grün. ....	263
Abbildung 161: Balkendiagramm der Emissionen von CO <sub>2</sub> in g/s in blau und NO <sub>x</sub> in g/s in rot, normiert auf ein gemeinsames Niveau bei 10km/h und gemittelt in 10km/h Intervallen für alle positiven $v \cdot b$ Klassen. ....	264
Abbildung 162: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO <sub>2</sub> und in mg/km für CO, N <sub>2</sub> O und NO <sub>x</sub> für den konventionellen Diesel B7. ....	266
Abbildung 163: Relative Änderung der durchschnittlichen NO <sub>x</sub> -Emissionsfaktoren unter RDE-Bedingungen bezogen auf die durchschnittlichen NO <sub>x</sub> -Emissionsfaktoren des NEFZ Fahrzyklus in % für die untersuchten dieselartige Kraftstoffe. ....	267
Abbildung 164: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO <sub>2</sub> und in mg/km für NO <sub>x</sub> für die untersuchten konventionellen und alternativen dieselartige Kraftstoffe für den NEFZ-Fahrzyklus unter warmen Betriebsbedingungen. ....	268
Abbildung 165: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO <sub>2</sub> und in mg/km für NO <sub>x</sub> für die untersuchten konventionellen und alternativen Dieselartige Kraftstoffe unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) unter warmen Betriebsbedingungen. ....	269
Abbildung 166: Relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NO <sub>x</sub> bezogen auf den meistgenutzten konventionellen Dieseldieselkraftstoff in % unter realen Verkehrsbedingungen (RDE). ....	270
Abbildung 167: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO <sub>2</sub> und in mg/km für NO <sub>x</sub> für den untersuchten konventionellen und die alternativen benzinartigen Kraftstoffe für den WLTP-Fahrzyklus unter warmen Betriebsbedingungen. ....	271
Abbildung 168: Durchschnittliche Emissionsfaktoren (gewonnen aus der Berechnung der kumulierten Emissionen) in g/km für CO <sub>2</sub> und in mg/km für NO <sub>x</sub> für die untersuchten konventionellen und alternativen benzinartigen Kraftstoffe unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) unter warmen Betriebsbedingungen. ....	272
Abbildung 169: Relative Änderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NO <sub>x</sub> bezogen auf den meistgenutzten konventionellen Ottokraftstoff Super E10 in % unter realen Verkehrsbedingungen (RDE) und für die Bedingungen des WLTP-Zyklus. ....	273
Abbildung 170: NO <sub>x</sub> /CO <sub>2</sub> Verhältnisse (Multipliziert mit 1000) von diesel- und benzinartigen Kraftstoffen basierend auf durchschnittlichen Emissionswerten von konventionellen so wie alternativer dieseartiger- und benzinartiger Kraftstoffe unter warmen Betriebsbedingungen. ....	274
Abbildung 171: Normierte kumulierte Massenemissionen von CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O und HC des VW T5 2.0 TDI Euro-5 betrieben mit konventionellen Diesel während einer Messfahrt auf einer Teilstrecke (0-1500 s) der ausgewählten Referenzroute. ....	275
Abbildung 172: Normierte kumulierte Massenemissionen von CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O und HC des Opel Astra K 1.2 Turbo Euro-6 betrieben mit dem konventionellen Super E10 während einer Messfahrt auf einer Teilstrecke (0-1500 s) der ausgewählten Referenzroute. ....	277
Abbildung 173: Berechnete Flottenzusammensetzung, Verteilung der NO <sub>x</sub> -Emissionen nach Literaturangaben und die Verteilung der NO <sub>x</sub> -Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage im Bezug auf Emissionsklassen für Diesel-Personenkraftwagen für das Bezugsjahr 2018. ....	282
Abbildung 174: NO <sub>x</sub> -Emissionsmengen in t sowie die daraus resultierende berechnete Verteilung der NO <sub>x</sub> -Emissionen im Szenario mit Drop-In Kraftstoffen im Bezug auf die Emissionsklassen für Diesel-Personenkraftwagen für das Jahr 2018. ....	283

Abbildung 175: Prozentuale Änderung der NO <sub>x</sub> -Emissionen der gesamten Flottenzusammensetzung für Diesel-Personenkraftwagen bei Ersatz des fossilen Diesels durch unterschiedliche Drop-In Kraftstoffe .....	284
Abbildung 176: Berechnete Flottenzusammensetzung, Verteilung der NO <sub>x</sub> -Emissionen nach Literaturangaben und die Verteilung der NO <sub>x</sub> -Emissionen basierend auf eigener Datengrundlage im Bezug auf Emissionsklassen für Otto-Personenkraftwagen für das Bezugsjahr 2018 .....	284
Abbildung 177: Prozentuale Änderung der NO <sub>x</sub> -Emissionen der gesamten Flottenzusammensetzung für Otto-Personenkraftwagen bei Einsatz unterschiedlicher Drop-In Kraftstoffe.....	286
Abbildung 178: NO <sub>x</sub> - Emissionsmengen in t sowie die erzielbare Veränderung der Diesel und Otto NO <sub>x</sub> - Emissionsanteile bei Austausch der fossilen Kraftstoffe durch das Alkylatbenzin 4T bei Euro-6 Ottofahrzeugen und durch das Biodiesel FAME UCOME bei Euro-5 Dieselfahrzeugen in der gesamten Flotte der Otto- und Diesel-Pkw für das Bezugsjahr 2018. ....	287
Abbildung 179: Durchschnittliche N <sub>2</sub> O/CO <sub>2</sub> Emissionsverhältnisse und die Standardabweichungen (falls verfügbar) im warmen und kalten Betriebszustand für die untersuchten dieselartige Kraftstoffe Euro-5 und benzinartige Kraftstoffe Euro-6 sowie das N <sub>2</sub> O/CO <sub>2</sub> -Emissionsverhältnis des gesamten Straßenverkehrs im Heschlacher Tunnel [452] im Jahr 2018.....	292
Abbildung 180: Vereinfachtes Schema der Reaktionspfade von OH-Radikalen beim Spurenstoffabbau von Stickoxiden und VOC. ....	294
Abbildung 181: Resultat von Variationsrechnungen mit MCM-3.3.1 (Details: vgl. [Klemp et al. 2012], bei der für verschiedene Startverhältnisse und Start-Reaktivitäten von VOC und NO <sub>2</sub> die resultierenden Ozonproduktionsraten in ppb/h als sogenannter P(O <sub>3</sub> )-Isoplethenplot dargestellt sind. Rahmenbedingungen sind: Breitengrad: 52,5° nördlicher Breite, Strahlungsbedingungen: 21. 06., mittags 12:00. Als VOC-Mix wurde die mittlere sommerliche VOC-Zusammensetzung (Berliner Innenstadt-Bedingungen [452] herangezogen.....	295
Abbildung 182: Zeitabhängigkeit der VOC-Mixanteile: Es wird idealisiert angenommen, dass der morgendlich freigesetzte VOC-Emissionsmix allein aus der Quelle „Stadt“ stammt und auf dem Transportweg in ländliche Gebiete kontinuierlich verdünnt wird. Die gleiche Annahme wird für den CO-Anteil des Abgas-Mixes getroffen (beginnend mit etwa 2 s <sup>-1</sup> an der Quelle und ca. 0.5 s <sup>-1</sup> in den Hintergrundgebieten [452]). In der Nähe der Quelle ist der biogene Anteil am VOC-Mix zunächst gering. Er steigt an mit zunehmender Entfernung zur anthropogenen VOC-Quelle.....	296
Abbildung 183: Isoplethenplot der Ozonproduktion (P(O <sub>3</sub> )) in ppb/h für 12:00 mittags. Der Startpunkt an der „Quelle Innenstadt“ gibt das in Berlin 2017 (Sommer) von uns gemessene mittlere Immissionsverhältnis (R <sub>NO2</sub> = 17.6 s <sup>-1</sup> , R <sub>VOC</sub> + R <sub>CO</sub> = 10.1 s <sup>-1</sup> ) wieder. Die durch gelbe Kreise dargestellte Kurve beschreibt den „Transportweg“ dieser Luftmasse von der „Quelle Innenstadt“ in die ländliche Umgebung. ....	297
Abbildung 184: Tagesverlauf der Ozonproduktion für die Emissionen von Benzinern mit E10-Benzin während des Kaltstarts (P(O <sub>3</sub> )_E10_kalt_onroad) und unter Autobahnbedingungen (P(O <sub>3</sub> )_E10_warm_AB). ....	298
Abbildung 185: VOC-Reaktivitäts-Zusammensetzungen (normiert auf jeweils 10 s <sup>-1</sup> ) des Abgases ausgewählter Kraftstoffe der wichtigsten Komponenten verschiedener VOC-Klassen. Dargestellt werden hier die gefundenen VOC-Mixe für Kaltstartbedingungen, da dieser Betriebszustand in städtischer Umgebung nahezu ausschließlich für die VOC-Mixe aus der Quelle „Straßenverkehr“ verantwortlich zeichnet (zur Rechtfertigung vgl. Resultate der CMB-Analysen der Stuttgarter Heschlacher-Tunnel-Analysen [458]). Im Anhang werden die gefundenen VOC-Reaktivitätsverteilungen für die Mixe Stadt (warm) und Autobahn (warm) dargestellt. ....	301
Abbildung 186: Mittelwerte der Ozonproduktion (P(O <sub>3</sub> )) für drei benzinartige -Kraftstoffe: Alkylat-Benzin, E10-Benzin und Ultimate 102) und für fünf dieselartige Kraftstoffe bei einer Startreaktivität von 10 s <sup>-1</sup> : GTL, konventioneller Diesel, FAME RME, R33 und FAME UCOME. Für jeden Kraftstoff werden P(O <sub>3</sub> )-Mittelwerte für drei verschiedene Fahrsituationen dargestellt: Kaltstart, Stadtfahrt und Autobahn. Die Randbedingungen der Modelluntersuchungen mit dem null-dimensionalen Boxmodell stellen sicher, dass einzig die unterschiedlichen Abgaszusammensetzungen Einfluss auf die gefundene mittlere Ozonproduktion haben. ....	303



---

Abbildung 187: Mittelwerte der Ozonproduktion ( $P(O_3)$ ) für konventionelle Benzin- und Dieselmotoren-Abgase unter kalten und warmen Betriebsbedingungen. Im Falle des Ottomotoren-Kraftstoffs bilden die Resultate für Ultimate- und für E10-Kraftstoff die Spannweite der resultierenden $P(O_3)$ -Werte bei unterschiedlichem Ethanolgehalt (Ultimate: 0 % Ethanol, E10: 10 % Ethanol) ab. Der rote Balken gibt die resultierende mittlere $P(O_3)$ -Produktion für die VOC-Fahrzeugflotten-Emissionszusammensetzung aus dem Stuttgarter Heschlacher Tunnel wieder. ....	306
Abbildung 188: Resultate der CMB-Kalkulation des im Heschlacher Tunnel gemessenen mittleren VOC-Mixes. Die Anpassung verschiedener VOC-Quell-Mixe (Benzin-Kaltstart-VOC-Pattern, Benzin-Warm-VOC-Pattern, Diesel-Kaltstart-VOC-Pattern und Diesel-Warm-VOC-Pattern) an den gemessenen mittleren VOC-Mix im Heschlacher Tunnel wurde durch eine Optimierungsrechnung durchgeführt. Zusätzlich angegeben ist die Wiederfindungsrate und das $R^2$ der Optimierungsrechnung. ....	307
Abbildung 189: Stickstoffdioxid-Jahres-Mittelwerte von 1995 – 2020 für ländliche, städtische, und verkehrsnaher Stationen [448]. ....	308
Abbildung 190: Modellierung der Prozessierung und Verdünnung einer städtischen Luftmasse (Diesel-Kaltstart-Mix: blau; E10-Kaltstart-Mix: rot) unter Vorgabe verschiedener Start- $NO_x$ -Werte. ....	310
Abbildung 191: Standard-Szenario-Verlauf ( $R_{VOC}$ : $10.1 \text{ s}^{-1}$ , $R_{NO_2}$ : $6.0 \text{ s}^{-1}$ , gelbe Punkte) und modifizierte Startbedingungen ( $R_{VOC}$ : $5.05 \text{ s}^{-1}$ , $R_{NO_2}$ : $6.0 \text{ s}^{-1}$ ) sowie dessen resultierender Kurvenverlauf (rote Dreiecke) b) Vergleich der mittleren Ozonbildung für Standard-VOC-Bedingungen ( $R_{VOC}$ : $10.1 \text{ s}^{-1}$ , $R_{NO_2}$ : $6.0 \text{ s}^{-1}$ ) und modifizierte VOC-Startbedingungen ( $R_{VOC}$ : $5.05 \text{ s}^{-1}$ , $R_{NO_2}$ : $6.0 \text{ s}^{-1}$ ): Reduktion des mittleren $P(O_3)$ um 25 % bei Halbierung der VOC-Start-Reaktivität. ....	311

# TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Tankstellen-Marken von Straßentankstellen nach Anzahl und Marktanteil in Deutschland in %. [17]	10
Tabelle 2: Tankstellen-Marken von Autobahntankstellen nach Anzahl und Marktanteil in % in Deutschland. [17]	10
Tabelle 3: Anzahl an Tankstellen nach Kraftstoffart in NRW und Deutschland. ....	11
Tabelle 4: Zeit der verschiedenen von der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation definierten LTO Phasen und Anteil an der Nennschubkraft nach ICAO [84]. ....	30
Tabelle 5: Grenzwerte für NO <sub>2</sub> , PM <sub>2,5</sub> und PM <sub>10</sub> nach Richtlinie 2008/50/EG. [92] .....	43
Tabelle 6: Ergebnisse von diskontinuierlichen Messstationen mit den zehn höchsten gemessenen Jahresmittelwerte und zugehörigen maximale Tagesmittelwerte von NO <sub>2</sub> Immissionen für das Jahr 2018. [96]..	46
Tabelle 7: Angenommenes Mengengerüst von Biokraftstoffen für das Bilanzjahr 2018 sowie die Übertragung auf NRW. [116]–[119] .....	58
Tabelle 8: Angenommene Rohstoffzusammensetzung zur Herstellung von Biodiesel in Europa, welche auf für NRW angenommen wird. [120] .....	58
Tabelle 9: Relative Abweichungen zwischen Kraftstoffbilanz und CO <sub>2aq</sub> -Bilanz von LANUV und die in dieser Studie durchgeführten Bilanzierung. [115] .....	60
Tabelle 10: Berücksichtigte Parameter zur Bestimmung der gemeindefreien Bewertung der Verkehrsbelastung durch den Straßenverkehrssektor. ....	64
Tabelle 11: Zehn Gemeinden mit der höchsten Flächeninanspruchnahme von Verkehrsflächen bezogen auf die gesamte Fläche der jeweiligen Gemeinde Stand 2018. [131].....	66
Tabelle 12: Berücksichtigte Parameter zur Bestimmung der gemeindefreien Bewertung der Verkehrsverfügbarkeit von emissionsarmen und emissionsfreien Verkehrsmitteln.....	67
Tabelle 13: Verteilung von Antriebsarten/Kraftstoffen von Kraftomnibussen in NRW und Deutschland zum Stichtag 01.01.2020. [147] .....	72
Tabelle 14: Fahrzeugalter der Kraftomnibusflotte in Deutschland zum Stichtag 01.01.2020. [147] .....	72
Tabelle 15: Verteilung Emissionsklassen Kraftomnibusse in NRW und Deutschland Stand 01.01.2020. [147]....	73
Tabelle 16: Total Cost of Ownership für den Linienbusbetrieb und benötigte Beladungsinfrastruktur von einem Fahrzeug (Nutzungsdauer 10 Jahre) unterschiedlicher Kraftstoffe und Antriebsarten. Kosten für die Umrüstung von Werkstätten werden nicht betrachtet. Die Annahme der Fahrleistung von Fahrzeugen liegt bei 60.000 km/a. [148].....	75
Tabelle 17: Auswahl der in den ökologischen Analysen berücksichtigten fossilen Energieträger.....	84
Tabelle 18 TRL Definition nach der Europäischen Kommission [191]......	93
Tabelle 19: Treibhausgasreduzierungsquoten für Unternehmen der Mineralölwirtschaft nach § 37a BImSchG [202].....	97
Tabelle 20 Aktuelle Gestehungskosten alternativer Kraftstoffe nach [170], [182], [184], [256], [257], [259] ...	108
Tabelle 21: Spreizung der Kostenintervalle der Gestehungskosten und Grenzübergangskosten, Endverbraucherpreise in €/ct/kWh <sub>LHV</sub> für die Jahre 2030 und 2050.....	117
Tabelle 22: Nachhaltige Flugkraftstoffe und Ihre Abkürzungen. ....	123
Tabelle 23: Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme.....	125

Tabelle 24: Reduktion des Energiebedarfs im Schienenverkehr durch alternative Antriebstechnologien basierend auf [55,160,161].....	128
Tabelle 25: Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme für den Flugverkehr basierend auf Bräunling [312] und Roland Berger [310]......	129
Tabelle 26: Aminwäsche mittels MEA – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase (bezogen auf 1 t abgeschiedenes Kohlendioxid).....	131
Tabelle 27: PEM - angenommene technologische Charakteristika im Jahr 2050 für die LCA.....	132
Tabelle 28: PEM – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase.....	132
Tabelle 29: PEM –weitere Umweltwirkungen der Kraftstoffbereitstellung von Wasserstoff mittels PEM (Angaben pro MJ).....	134
Tabelle 30: Methanol-Synthese, MtG, DME und FT-Diesel - angenommene technologische Charakteristika im Jahr 2050 für die LCA (basierend auf Publikationen von Schemme et al. [182], [314]).....	136
Tabelle 31: Methanol-Synthese – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase zur Herstellung von Methanol.....	137
Tabelle 32: Methanol-Synthese –weitere Umweltwirkungen der Kraftstoffbereitstellung von Methanol (Angaben pro MJ).....	139
Tabelle 33: Fischer-Tropsch – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase zur Herstellung des FT-Produkt-/Kraftstoffgemischs.....	141
Tabelle 34: Fischer-Tropsch – Vergleich der Ergebnisse weiterer Umweltwirkungen pro MJ FT-Produkt (Kraftstoffgemisch).....	143
Tabelle 35: DME – Energie- und Stoffströme für die Herstellung von DME (Betriebsphase).....	144
Tabelle 36: DME – Vergleich der Ergebnisse weiterer Umweltwirkungen pro MJ DME.....	146
Tabelle 37: MtG – Energie- und Stoffströme für die Betriebsphase.....	147
Tabelle 38: MtG – Vergleich der Ergebnisse weiterer Umweltwirkungen pro MJ MtG.....	149
Tabelle 39: Angenommene Wachstumsraten für betrachteten Fahrzeugklassen. [114].....	170
Tabelle 40: Nutzungsdauer der betrachteten Fahrzeugsegmente nach [113] sowie das Alter der Fahrzeugflotten in Deutschland im Jahr 2018 nach [73]......	170
Tabelle 41: Reduktionsziele für Treibhausgasemissionen nach dem Klimaschutzgesetz für den Verkehrssektor in Deutschland. [397], [398].....	172
Tabelle 42: Klassifizierung privater sowie öffentlicher Ladeinfrastruktur nach [405]......	182
Tabelle 43: Investitionskosten von Ladeinfrastruktur nach Ladeleistung und Anschlussart nach [35], [404]. ...	182
Tabelle 44: Klassifikation von Wasserstofftankstellen für schwere Nutzfahrzeuge für das Jahr 2050 nach [412]......	196
Tabelle 45: Zukünftige Szenarien der Binnenschifffahrt.....	236
Tabelle 46: Lebensdauer von Schiffsmotoren differenziert nach Baujahren nach Knörr et al. [38]......	236
Tabelle 47: Zukünftige Szenarien des Flugverkehrs.....	243
Tabelle 48: Messgeräte des Portablen Emissions Mess Systems (PEMS), Leistungsbedarf der Analytik: ca. 550 W, fahrzeugunabhängige Versorgung durch Lithium-Ionen-Akkumulator (200 Ah).....	253
Tabelle 49: Übersichtsplan der untersuchten Kraftstoffe.....	257
Tabelle 50: Relative Zuschlagsfaktoren und die dazugehörige Standardabweichung zur Bestimmung der Kaltstartemissionen CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O und HC für die untersuchten konventionellen und alternativen	

---

dieselartigen Kraftstoffe (Bedingungen: Kaltstartphase: 300 s, Dauer der warmen Betriebsbedingungen: 1200 s) basierend auf Mittelwerten von 4 Messfahrten pro Kraftstoff. Angegeben sind die Emissions-Verhältnisse für kalte und warme Bedingungen für jeweils gleiche Zeitintervalle. ....	276
Tabelle 51: Relative Zuschlagsfaktoren und die dazugehörige Standardabweichung zur Darstellung der Kaltstartemissionen für CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O und HC für die untersuchten konventionellen und alternativen benzinartige Kraftstoffe (Bedingungen: Kaltstartphase: 300 s, Dauer der warmen Betriebsbedingungen: 1200 s) basierend auf Mittelwerten von 4 Messfahrten pro Kraftstoff. Angegeben sind die Emissions-Verhältnisse für kalte und warme Bedingungen für jeweils gleiche Zeitintervalle. ....	278
Tabelle 52: Massenemissionen in g/km für CO <sub>2</sub> ,CO und mg/km für NO <sub>x</sub> ,N <sub>2</sub> O, HC für die untersuchten alternativen und konventionellen dieseartigen- und benzinartige Kraftstoffe unter RDE Fahrbedingungen bei kalten und warmen Betriebsbedingungen.....	279
Tabelle 53: N <sub>2</sub> O/CO <sub>2</sub> Emissionsverhältnisse für die untersuchten konventionellen Kraftstoffe und alternativen dieselartigen und benzinartigen Kraftstoffe unter RDE Fahrbedingungen bei kalten und warmen Betriebsbedingungen.....	289
Tabelle 54: Mittelwerte der Ozonproduktion [ppb/h] aus den unter on-road-Bedingungen gewonnenen VOC-Mixen für 8 verschiedene Kraftstoffe und drei verschiedene Verkehrssituationen. ....	304

## ANHANG KAPITEL 2

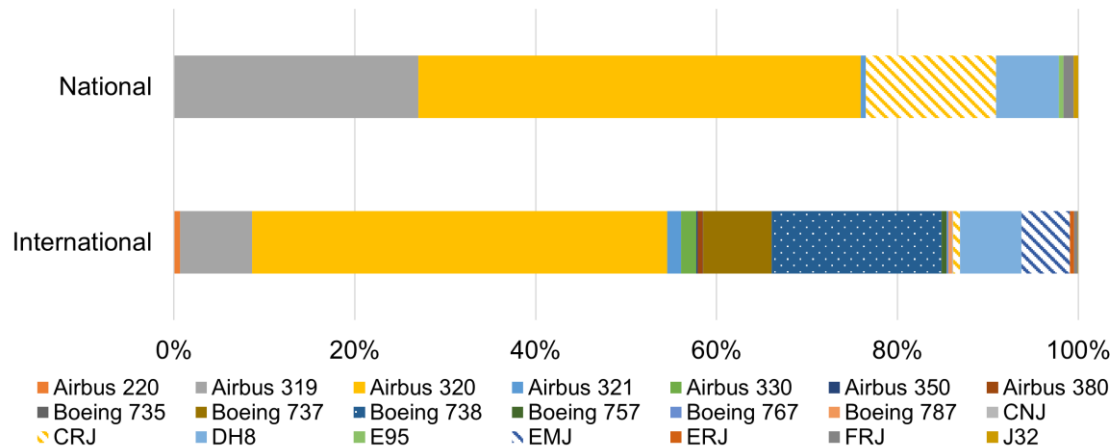


Abbildung A 1: Anteil unterschiedlicher Flugzeugtypen am gewerblichen internationalen und nationalen Flugverkehr 2018 an den Hauptflughäfen Köln/Bonn, Düsseldorf, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Niederrhein und Münster/Osnabrück.

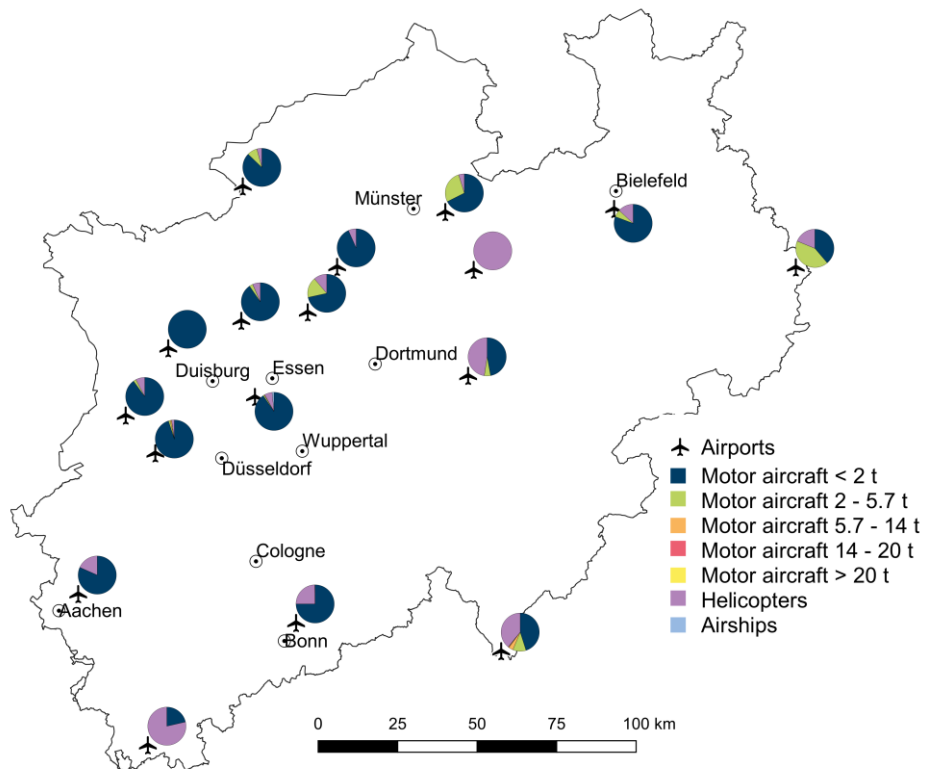


Abbildung A 2: Anteil von unterschiedlichem Flugzeugtypen am gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen.

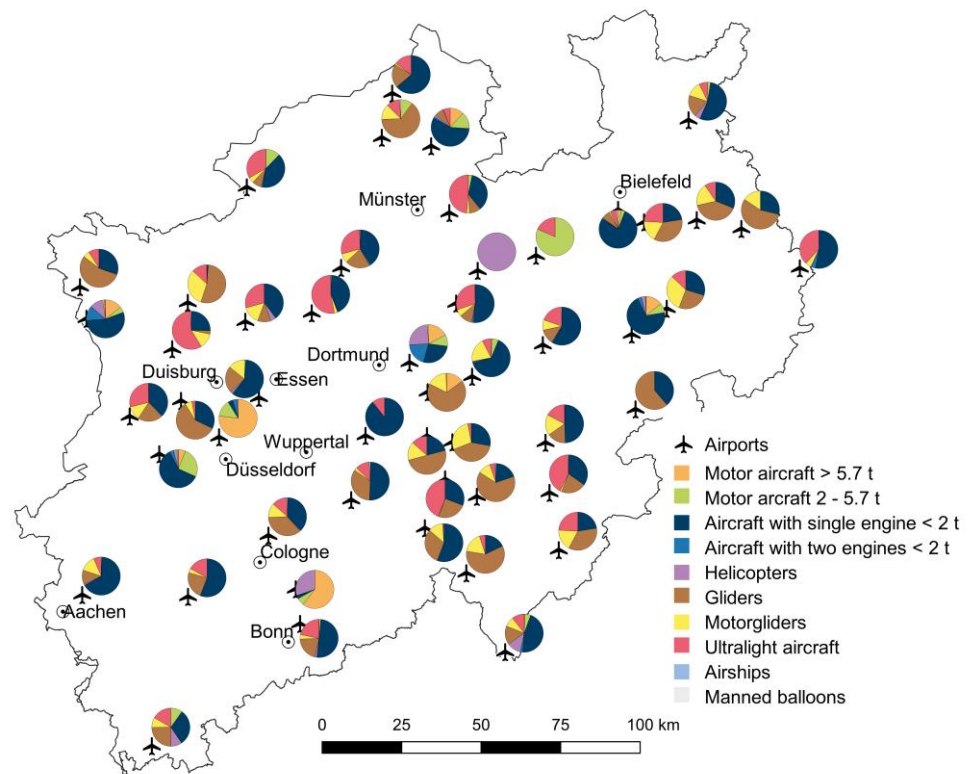


Abbildung A 3: Anteil von unterschiedlichen Flugzeugtypen am nicht gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen und den Hauptflughäfen.



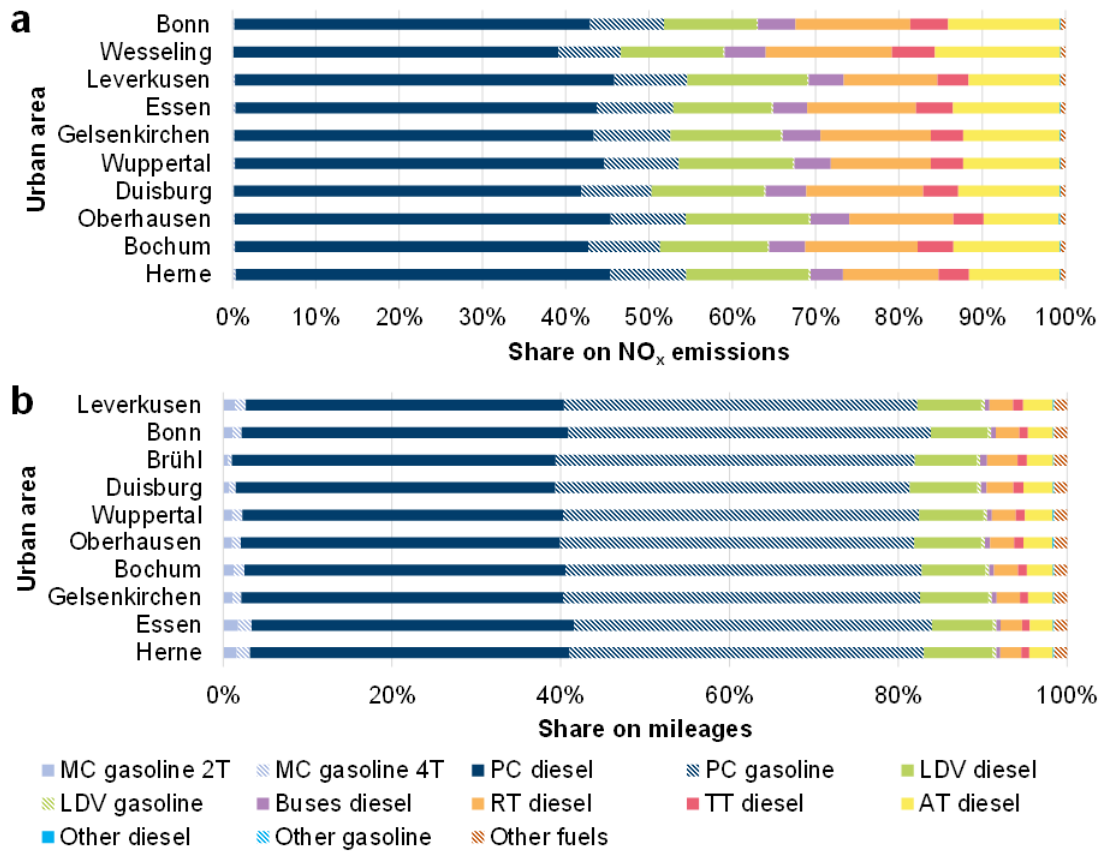


Abbildung A 4: (a) NO<sub>x</sub>-Emissionen und (b) Fahrleistungen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger.

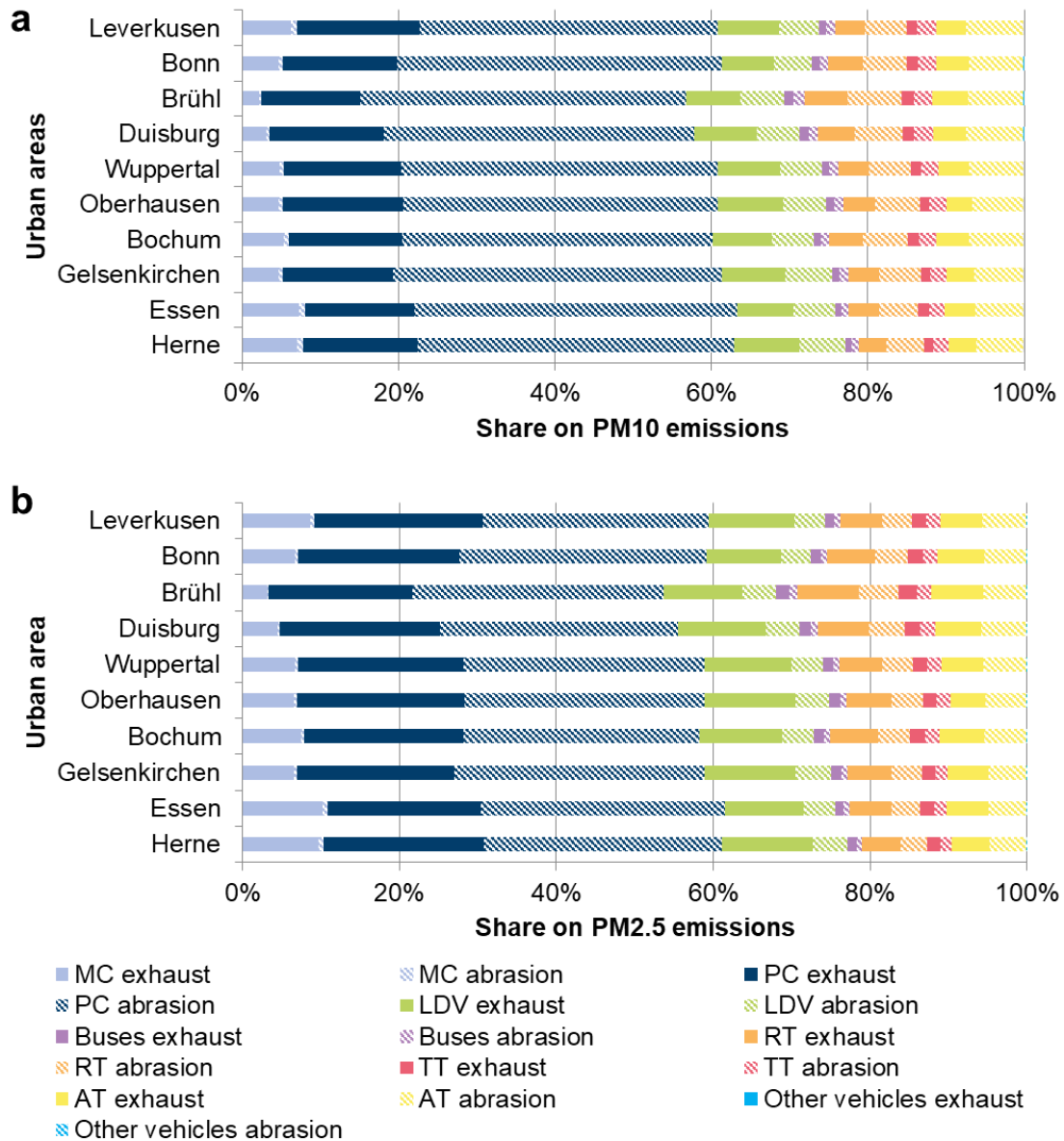


Abbildung A 5: (a) PM<sub>10</sub>- und (b) PM<sub>2.5</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb.

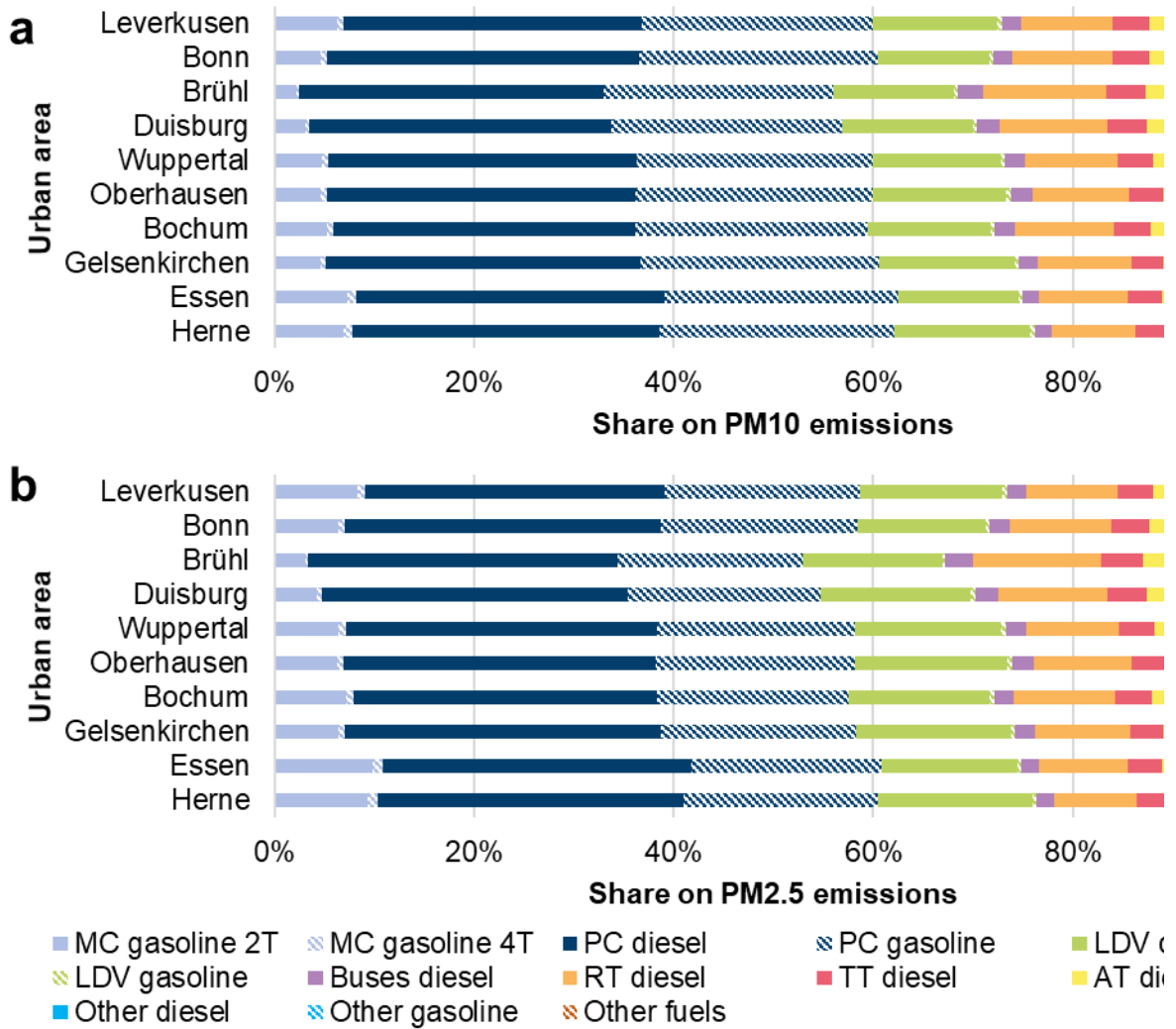


Abbildung A 6: (a) PM<sub>10</sub>- und (b) PM<sub>2.5</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger.

Tabelle A 1: Zentrale Annahmen zur TCO Berechnung für Linienbusbetrieb und benötigte Beladungsinfrastruktur von einem Fahrzeug (Nutzungsdauer 10 Jahre) unterschiedlicher Kraftstoff und Antriebsarten nach [148].

	Diesel Euro VI	CNG Euro VI	PHEV Euro VI	Elektro (Depot)	Elektro (Zwischen)
Batterie Kapazität in kWh	-	-	20	300	150
Ladeleistung in kW			50	50	50
Investitionskosten in €	230.000	270.000	445.000	475.000	502.500
Infrastrukturkosten in €	420.000	350.000		25.000	350.000
#Anzahl beladbare Busse pro Infrastruktur	bis zu 90	bis zu 90		1 (50 kW)	1-3 (450 kW)
Kraftstoffkosten pro Jahr in €	26.101	17.587	19.952		6.000
Wartungs- und Instandhaltungs-kosten pro Jahr in €	23.513	30.419	15.083		11.724
TCO 10 Jahre €/km	1,24	1,27	1,32	1,18	1,23
TCO pro Jahr (inkl. Infrastruktur)	74.400	90.170	93.720	83.780	88.040

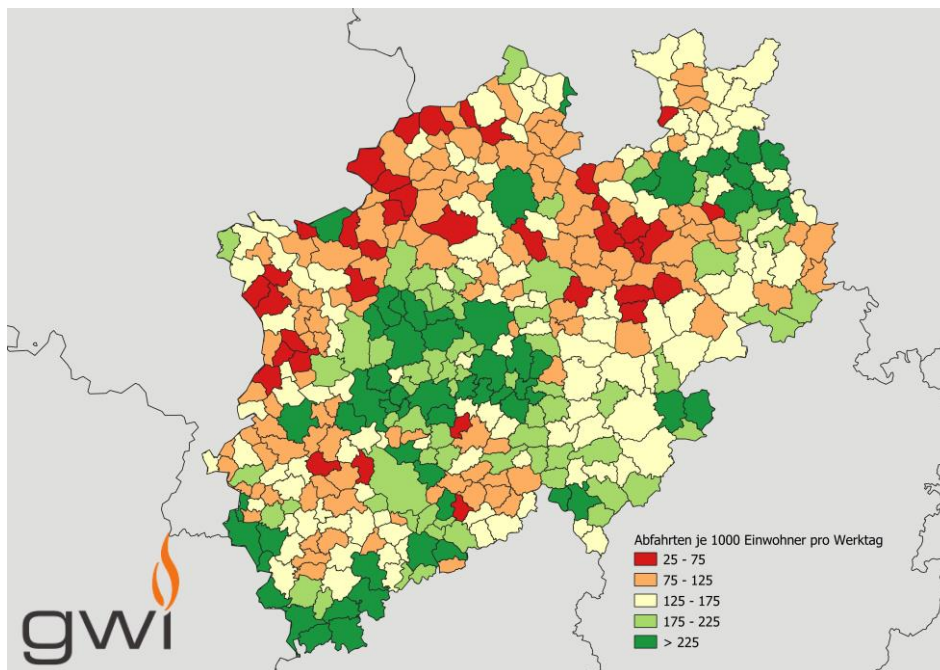


Abbildung A 7: Anzahl ÖPNV Abfahrten pro 1000 Einwohner (Werktags und Sonntag) Datensatz für 2020 [132].

*Tabelle A 2: Überblick über Verkehrsbetriebe, welche einen Teil ihrer Flotten auf Elektro- oder Brennstoffzellenbusse umgestellt haben. Stand: Februar 2020. [461]*

Stadt	Anschaffungszeitpunkt	Antrieb	Anzahl Busse	Modell	Erweiterung
Aachen	Oktober 2019	Elektrisch	7	eCitaro	Ende 2021: 27 Elektrobusse
Bottrop	April 2019	Elektrisch	1	VDL	
Bottrop/ Oberhausen	Juli 2019	Elektrisch	4	VDL	
Bochum/ Gelsenkirchen	August 2020	Elektrisch	20	BYD	
Düren	August 2020	Elektrisch	5	eCitaro	5 H <sub>2</sub> -BZ Busse bestellt
Düsseldorf	Dezember 2020	Elektrisch	4	Irizar	Weitere 6 Elektrobusse bestellt
Herne/Castrop- Rauxel	Oktober 2020	Elektrisch	2	BYD	Keine Erweiterung geplant
Köln	2016	Elektrisch	9	VDL Citea	53 weitere E-Busse bestellt, Einsatz ab 2021 geplant Bis 2030 Emissionsfrei
Regionalverkehr Köln	August 2020	H <sub>2</sub> -BZ	35	Van Hool	15 Solaris H <sub>2</sub> -BZ Busse bestellt
Münster	2020	Elektrisch H <sub>2</sub> -BZ	16 1	VDL	16 weitere E-Busse für 2012 geplant Weitere Wasserstoffbusse bestellt Bis 2029 komplett emissionsfrei
Hürth	2020	H <sub>2</sub> -BZ	10	Van Hool	Keine Erweiterung geplant
Wuppertal	Juni 2020	H <sub>2</sub> -BZ	15	Van Hool	10 weitere H <sub>2</sub> -BZ Busse in Kooperation mit RVK

*Tabelle A 3: 10 Gemeinden mit dem höchsten Pendleraufkommen sowie das kumulierte innergemeindliche Pendleraufkommen in NRW unter Berücksichtigung von Teilzeit-/Vollzeitarbeitenden, Homeoffice Tage und Urlaubstagen. [127], [421]*

	Wohn- und Arbeitsgemeinde	Anzahl Pendler	Pkm absolut Hin- und Rückweg	Raumtyp	Pkm PKW
1	Köln	416.907	5.510.355,94	71	1.643.439,49
2	Düsseldorf	222.997	2.178.020,25	71	649.584,99
3	Dortmund	183.738	2.017.094,97	71	601.589,73
4	Essen	173.970	1.651.662,00	71	492.600,95
5	Münster	127.472	1.428.204,94	72	600.646,94
6	Bielefeld	120.860	1.251.811,59	72	526.462,82
7	Duisburg	122.631	1.237.407,82	71	369.051,45
8	Wuppertal	108.454	918.309,29	72	386.204,84
9	Bonn	108.954	838.706,48	72	352.727,02
10	Bochum	97.236	755.082,55	72	317.558,08
	Summe aller Gemeinden	4.452.807	35.717.587,89		15.054.769,49



## ANHANG KAPITEL 5

Tabelle A 4: Technologie-Reifegrade (Englisch: Technology Readiness Level) (TRL) unterschiedlicher Produktionspfade zu alternativen Energieträgern.

Energieträger	Prozess	TRL
HVO	Konventionell aus Biomasse	TRL 9 [120], [236]
FAME	Konventionell aus Biomasse	TRL 9 9 [120], [236]
Synthetischer Diesel	Basierend auf Lignocellulose via Vergasung	TRL 6 9 [120], [236]
	Lignocellulose via hydrothormaler Verflüssigung (HTL)	TRL 8 [120]
	lignocellulose hydrothermal liquefaction (HTL) and upgrading	TRL 4 [120]
	Via FT-Prozess aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 6 [182]
	Über das Zwischenprodukt Methanol aus CO <sub>2</sub> and H <sub>2</sub>	TRL 9 [120]
Synthetisches Benzin	Basierend auf Lignocellulose via Pyrolyse	TRL 6 [120]
	MtG	TRL 9 [182]
Methanol	Basierend auf Lignocellulose	TRL 8 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 9 [120], [182]
Ethanol	Konventionell aus Biomasse	TRL 9 [120], [236]
	Basierend auf Lignocellulose	TRL 7 [236], TRL 8 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 4 [182]
Butanol(1/2)	Konventionell aus Biomasse	TRL 7 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 4 [182]
DME	Basierend auf Lignocellulose	TRL 8 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 9 [120], [182]
OME <sub>1</sub>	Basierend auf Lignocellulose	TRL 5 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 5 [182]
OME <sub>3-5</sub>	Basierend auf Lignocellulose	TRL 5 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 4-5 [182], [237]
Iso-oktanol	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 4 [182]
		TRL 1 [314]
Oktanol		TRL 3 basierend auf [462]
	Basierend auf Lignocellulose	
CNG/CBM/SNG	Biomethan/Biogas aus Reststoffen (z. B. Bioabfall, Gülle, Schlempe)	TRL 9 [120], [236]
	Biomethan/synthetisches Erdgas aus Lignocellulose (z. B. Holz oder Stroh)	TRL 7 [236], TRL 8 [120]
	Aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 9 basierend auf [120], [238]
SLNG/LBM	Aufgewertetes Biogas zu LBM aus Siedlungsabfällen, Gülle, Klärschlamm, Mais, Doppelkulturen	TRL 9 [120]
	SNLG aus der Vergasung von Lignocellulose (z. B. Holzabfällen und Holzackschnitzel)	TRL 8 [120]
	SLNG aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 9 [120]
Synthetisches	FT-SPK aus CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub>	TRL 6 [182]

Kerosin	FT-SPK aus Biomasse via Vergasung	TRL 9; Fulcrum [463] und Red Rock [229] haben Anlagen im Bau mit 30 kt/Jahr und 45 kt/Jahr
	Kerosin über den MtK Prozess	TRL 4 basierend auf Tabak et al. [224] und Tabak und Yurchak [225]
	HEFA-SPK aus Bio-Ölen, tierischen Fetten, recycelten Ölen	TRL 9; kommerzieller Prozesse von World Energy Paramount (früher AltAir Paramounts LLC) [221] und Neste Oyj [230]
	HFS-SIP aus mikrobieller Umwandlung von Zuckern in Kohlenwasserstoff	TRL 9, kommerzieller Prozess von Amyris in Brasilien [221]
	ATJ-SPK aus landwirtschaftlichen Abfallprodukten (Stroh, Gräser, forstwirtschaftliche Abfälle, Halmgut)	TRL 9; Pilotanlage von LanzaTech [464]; kommerzielle Anlag von Ekobenz mt 22,5 kt/Jahr [465]. Anlagen im kommerziellen Maßstab geplant von LanzaTech [466] und SWEDISH BIOFUELS AB [467]
	CHJ aus Triglycerid-basierten Rohstoffen (Pflanzenöle, Altöle, Algenöle, Sojaöl, Jatrophaöl, Leindotteröl, Carinataöl und Tungöl)	TRL 6–7; Demonstrationsanlage von ARA und euglena [234]
	HHC-SPK aus biologisch gewonnenen Kohlenwasserstoffen wie beispielsweise Algen	TRL 4; im Labormaßstab von IHI [235]
Wasserstoff	Aufbereitetes Biogas aus Siedlungsabfällen, Gülle, Klärschlamm, Mais, Doppelkulturen (Gerste/Mais)	TRL 9 [120]
	Basierend auf Holz via Vergasung	TRL 8 [120]
	Erneuerbarem Strom	TRL 9 [120]

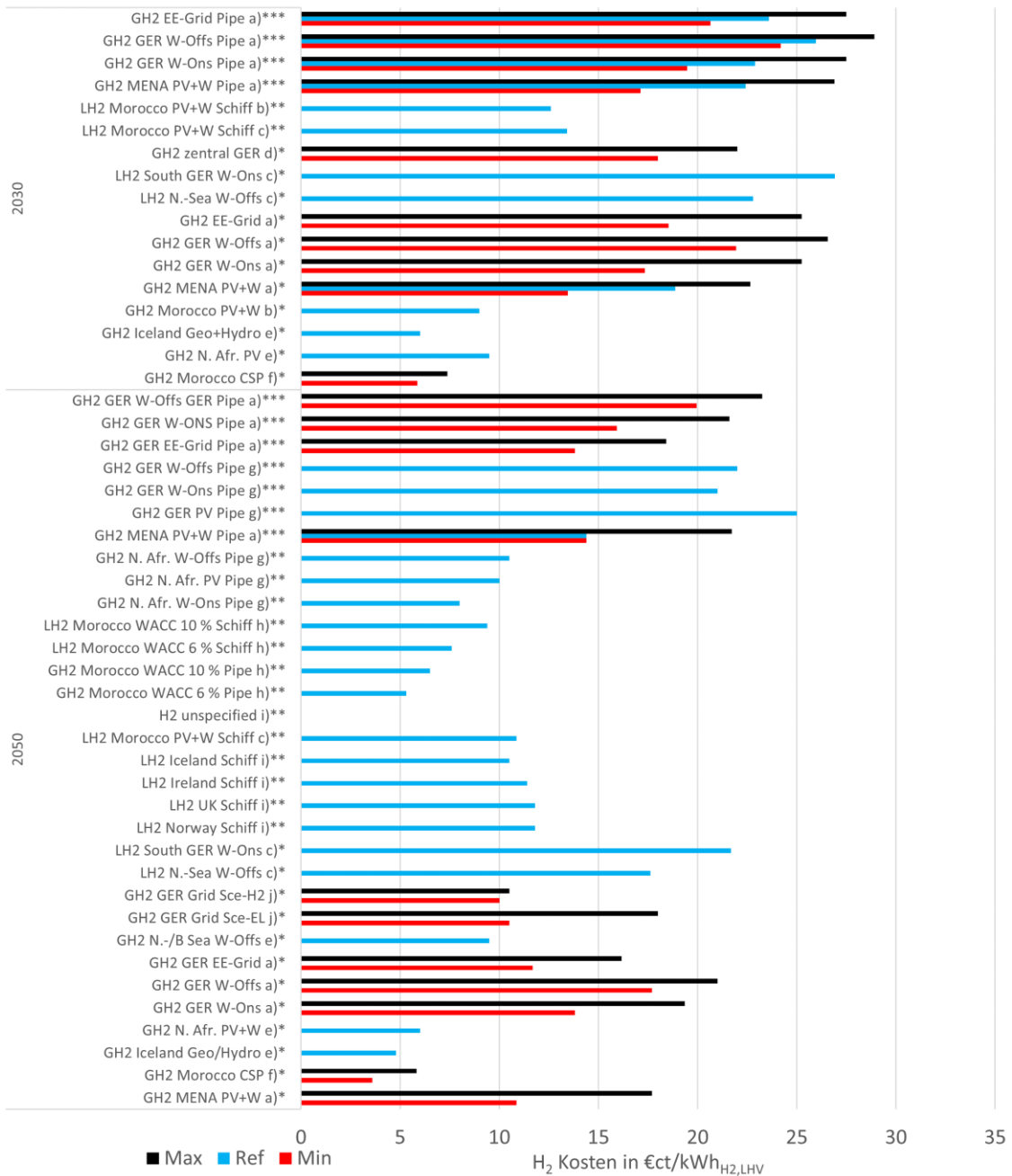


Abbildung A 8 Kostenintervalle von GH<sub>2</sub> und LH<sub>2</sub> für heimische Herstellung sowie Herstellung in genannten Exportregionen. \*: Gestehungskosten (GK), \*\*: GK+Transportkosten(TK), \*\*\*: Endverbraucherpreis: GK+TK+Steuern und Umlagen (S/U) nach a) [253] b) [248] c) [242] d) [265] e) [244] f) [249] g) [250] h) [262] i) [112] j) [114].

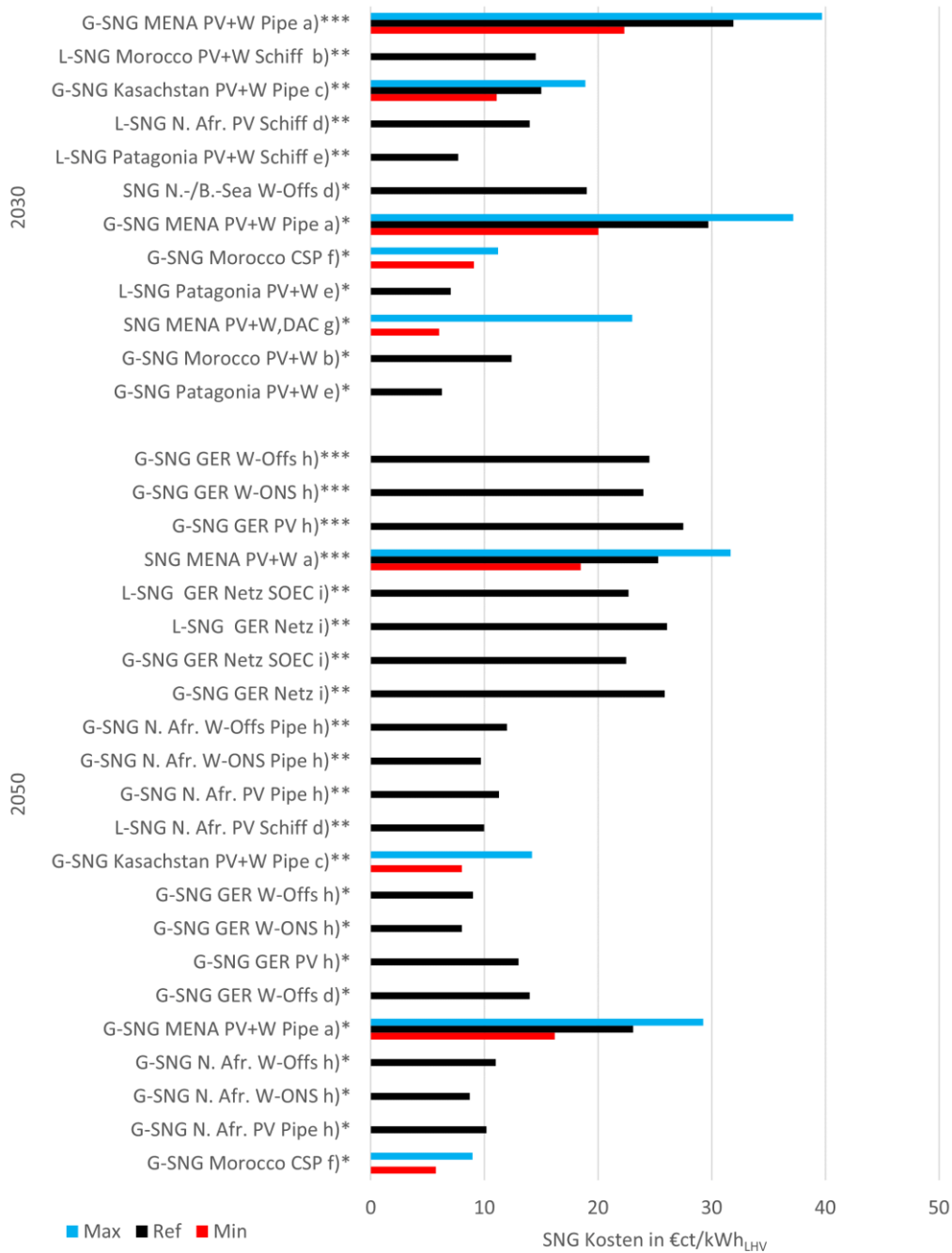


Abbildung A 9 Kostenintervalle von G-SNG und L-SNG für heimische Herstellung sowie Herstellung in genannten Exportregionen. \*: Gestehungskosten (GK), \*\*: GK+Transportkosten(TK), \*\*\*: Endverbraucherpreis: GK+TK+ Steuern und Umlagen (S/U) nach a) [253]b) [248] c) [210] d) [244] e) [264] f) [249] g) [265] h) [250].

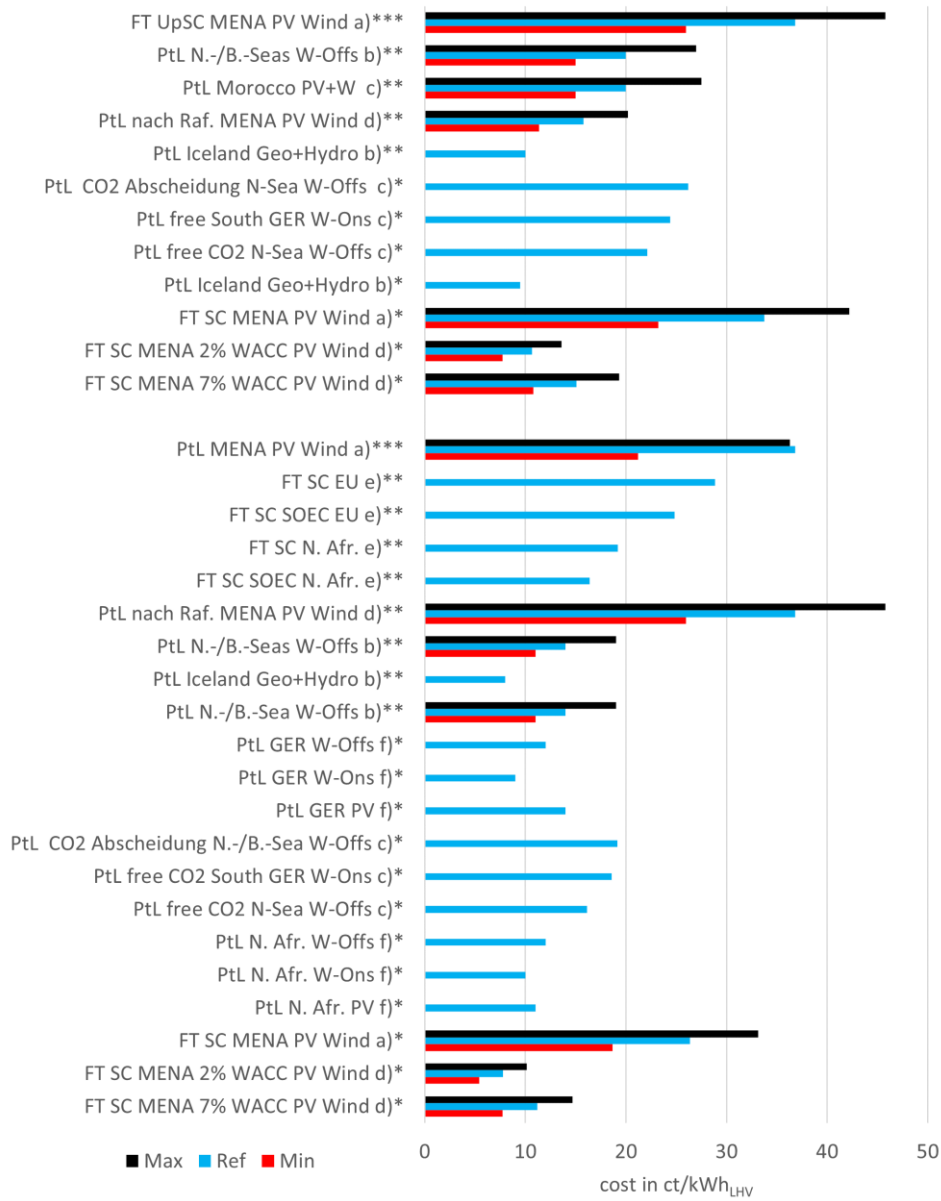


Abbildung A 10 Kostenintervalle von FT-PtL und FT-SC für heimische Herstellung sowie Herstellung in genannten Exportregionen. \*: Gestehungskosten (GK), \*\*: GK+Transportkosten(TK), \*\*\*: Endverbraucherpreis: GK+TK+ Steuern und Umlagen (S/U) nach a) [253] b) [244] c) [242] d) [210] e) [113] f) [250].

*Tabelle A 5: LCI-Daten für den Bau der MEA-Anlage (mit einer Produktionskapazität von 3.133.333 t/a). [317], [322]*

Ecoinvent-Prozesse/-Flüsse	Einheit	Menge
chromium steel pipe	t	82
concrete, sole plate and foundation	m3	1
reinforcing steel	t	235
transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6	t*km	9500

*Tabelle A 6: LCI-Daten für den Bau einer PEMEC-Elektrolyseanlage (Daten für 1 MW). Basierend auf [325]*

Ecoinvent-Prozesse/-Flüsse	Einheit	Menge
aluminium, primary, ingot	kg	54,000
carbon black	kg	4,500
fleece, polyethylene	kg	9,000
platinum	kg	7,709
steel, chromium steel 18/8	kg	0,047
sulfur trioxide	kg	0,073
tetrafluoroethylene	kg	0,364
titanium, primary		37



# ANHANG KAPITEL 6

## Anhang Kapitel 6.1 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.1

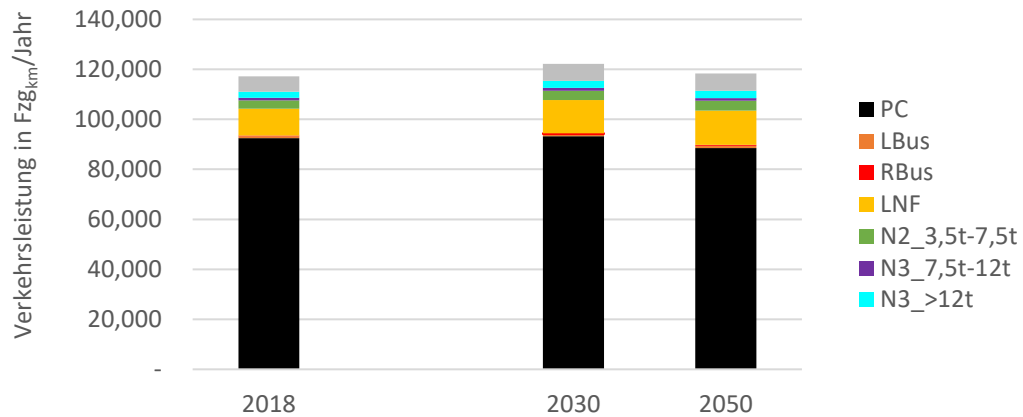


Abbildung A 11: Fortschreibung der Fahrleistungsentwicklung nach [11], [114].

Tabelle A 7: Angenommene durchschnittliche Jahresfahrleistung je Antriebsart der Fahrzeugklasse PKW. [106], [107]

	Jahresfahrleistungen in Fzg_km/Jahr
SIE Benzin	11.300
H-SIE Benzin	11.300
PH-SIE Benzin	13.000
CIE Diesel	20.000
H-CIE Diesel	20.000
PH-CIE Diesel	19.000
SIE CNG	15.200
H-SIE CNG	15.200
PH-SIE CNG	15.200
SIE LPG	15.200
BEV	15.600
BZ H <sub>2</sub>	18.000

Tabelle A 8: Angenommene elektrische Fahrleistungsanteile von Plug-In Hybriden. Für die Fahrzeugklasse PKW und das Bezugsjahr 2018 nach [108]. Weitere Anteile wurden anhand eigener Annahmen getroffen.

Anteil elektrische Fahrleistung	Jahr		
	2018	2030	2050
PKW	0,28	0,35	0,5
LNF	0,2	0,3	0,4
Linienbus	0,2	0,3	0,4

*Tabelle A 9: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Nutzfahrzeugen SZM für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [111], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	2,92	2,44	2,19
SIE LNG	2,89	2,83	2,78
H-CIE Diesel-E	1,91	1,71	1,54
H-SIE LNG-E		1,98	1,94
BEV		1,22	1,08
BZ H <sub>2</sub>		1,94	1,64

*Tabelle A 10: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Linienbussen für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [111], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	4,45	3,93	3,31
SIE CNG	5,63	4,57	4,15
H-CIE Diesel-E	3,12	2,75	2,32
H-SIE CNG	1,70	1,38	1,25
Elektro	1,85	1,74	1,57
H <sub>2</sub>	2,83	2,50	2,10

*Tabelle A 11: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Reisebussen für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [110], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	3,18	2,68	1,88
H-CIE Diesel-E		2,33	1,63
SIE LNG	3,37	3,12	2,40
BEV	1,39	1,29	1,07
BZ H <sub>2</sub>		2,11	1,72

*Tabelle A 12: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Nutzfahrzeugen 3,5t < M < 7,5t für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [111], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	1,36	1,08	0,97
SIE CNG	1,58	1,50	1,19
H-CIE Diesel-E	0,85	0,76	0,68
H-SIE CNG-E	1,11	1,05	0,84
BEV	0,58	0,58	0,53
BZ H <sub>2</sub>		0,86	0,72

*Tabelle A 13: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Nutzfahrzeugen 7,5t < M < 12t für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [111], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	2,43	2,17	1,92
SIE CNG	2,59	2,50	2,42
H-CIE Diesel-E	1,66	1,52	1,34
H-SIE CNG-E	1,81	1,75	1,69
BEV		1,08	0,94
BZ H <sub>2</sub>		1,72	1,44

*Tabelle A 14: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Nutzfahrzeugen M > 12t für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [111], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	2,74	2,39	2,14
SIE LNG	2,87	2,78	2,72
H-CIE Diesel-E	1,88	1,67	1,50
H-SIE LNG-E		1,94	1,90
BEV		1,19	1,08
BZ H <sub>2</sub>		1,92	1,61

*Tabelle A 15: Angenommene Entwicklung der Antriebseffizienz von Nutzfahrzeugen SZM für unterschiedliche Antriebsstränge zwischen 2018 und 2050. [105], [111], [114]*

	2018	2030	2050
CIE Diesel	2,92	2,44	2,19
SIE LNG	2,89	2,83	2,78
H-CIE Diesel-E	1,91	1,71	1,54
H-SIE LNG-E		1,98	1,94
BEV		1,22	1,08
BZ LH <sub>2</sub>		1,94	1,64

*Tabelle A 16: Angenommene spezifische WtT und TtW CO<sub>2</sub>äq. Emissionsfaktoren für konventionelle Kraftstoffe sowie Strom in 2018. [111], [120], [240], [468], Biokraft-NachV: Angenommene spezifische WtT und TtW CO<sub>2</sub>äq. Emissionsfaktoren für konventionelle Kraftstoffe sowie Strom in 2018. [111], [120], [240], [468], Biokraft-NachV*

Kraftstoff	Einheit	WtT	TtW	WtW
Benzin	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	17,0	73,4	90,4
Diesel	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	18,9	68,0	86,9
LPG	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	7,8	65,7	73,5
CNG	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	15,1	56,1	71,2
LNG	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	16,6	56,4	73,0
Bioethanol	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	41,7	0,0	41,7
Biodiesel	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	35,8	0,0	35,8
Biomethan	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	20,0	0,0	20,0
Strom	gCO <sub>2</sub> äq./MJ	110,1	0,0	110,1

Tabelle A 17: Angenommene spezifische WtT und TtW CO<sub>2</sub>äq. Emissionsfaktoren für konventionelle Kraftstoffe sowie Strom in 2018. [120], Biokraft-NachV

	WtT Emissionen 2030 in gCO <sub>2</sub> äq./kWh <sub>LHV</sub>	WtT Emissionen 2050 in gCO <sub>2</sub> äq./kWh <sub>LHV</sub>	Quelle
Stromnetz	214,0	47,0	[468] <sup>1</sup>
Fischer-Tropsch Netz	522,0	111,2	
Methanisierung Netz	360,3	77,8	
Elektrolyse Netz	320,8	66,3	[113]
EE-Strom	20,0	20,0	[469]
Fischer-Tropsch EE	24,4	23,7	
Methanisierung EE	16,8	16,6	
Elektrolyse Netz EE	15,0	14,1	[113]
Gasnetz	194,8	79,9	[470]
Erdgasreformierung	302,5	120,2	[113]
H <sub>2</sub> 350 bar EL Netz	329,8	18,85	
H <sub>2</sub> 700 bar EL Netz	340,7	19,39	
LH <sub>2</sub> EL Netz	364,4	20,86	
H <sub>2</sub> 350 bar EL EE	38,9	8,28	
H <sub>2</sub> 700 bar EL EE	49,9	8,81	
LH <sub>2</sub> EL EE	73,5	10,28	
H <sub>2</sub> 350 bar Gasnetz	311,4	35,06	
H <sub>2</sub> 700 bar Gasnetz	322,4	35,58	
LH <sub>2</sub> Gasnetz	346,0	37,05	[259], [471]

## Anhang Kapitel 6.2 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.2

Tabelle A 18: Annahmen für direkte und vorgelagerte Emissionen in  $tCO_{2\text{äq.}}/MWh$  [120], [472] vgl. [414]

Ersatzbrennstoff	Direkte Emissionen (TTW)	Vorgelagerte Emissionen (WTT)	Beschreibung von Produktionsprozessen (inkl. Einzelhandelsvertrieb)
Bio-LNG	0,200	0,050	Gärung, Veredelung, Verflüssigung, Transport
Bioöl	0,280	0,173	Rapsanbau, Rapstrochnung, Ölgewinnung, Transport
Biodiesel	0,270	0,173	Rapsanbau, Rapstrochnung, Ölgewinnung, Biodiesel-Produktion, Transport
Biogas (hc)	0,200	0,034	Gärung, Veredelung, Verflüssigung, Transport
Biogas (lc)	0,200	0,034	Gärung, Veredelung, Verflüssigung, Transport
Biobenzin	0,250	0,204	Weizenanbau, Getreidetrochnung, -lagerung und -bearbeitung, Ethanolproduktion, Transport
Biokerosin	0,260	0,204	Weizenanbau, Getreidetrochnung, -lagerung und -bearbeitung, Ethanolproduktion, Transport
Biosolid	0,250	0,036	Holzanbau und -zerspanung
CNG	0,202	0,027	Erdgasförderung, -verteilung, -verdichtung
Kohle	0,337	0,058	Bereitstellung von Steinkohle
Diesel	0,266	0,065	Erdölförderung, Erdölraffination, Transport
Benzin	0,253	0,059	Erdölförderung, Erdölraffination, Transport
Wasserstoff	0,000	0,322	Erdgasförderung, Dampfreformierung, Pipeline, Verdichtung
Kerosin	0,264	0,059	Erdölförderung, Erdölraffination, Transport
LH <sub>2</sub>	0,000	0,421	Erdgasproduktion, Dampfreformierung, Verflüssigung, Straßentransport
Braunkohle	0,381	0,019	Bereitstellung von Braunkohle
LNG	0,202	0,047	Erdgasproduktion, Verflüssigung, Be- und Entladen, Straßentransport
Kernkraft	0,000	0,000	Gewinnung von Uranerz, Brennstoffherstellung
Öl	0,294	0,065	Erdölförderung, Erdölraffination, Transport
PtX-CH <sub>4</sub>	0,202	0,009	Aufbereitung und Transport
PtX-Diesel	0,266	0,003	Aufbereitung und Transport
PtX-Benzin	0,253	0,003	Aufbereitung und Transport
PtX-Wasserstoff	0,000	0,034	Aufbereitung und Transport
PtX-Kerosin	0,264	0,003	Aufbereitung und Transport
PtX-LNG	0,200	0,024	Aufbereitung und Transport
PtX-LH <sub>2</sub>	0,000	0,013	Aufbereitung und Transport
PtX-Öl	0,294	0,003	Aufbereitung und Transport

Tabelle A 19: Investitionskosten nach Fahrzeugtechnologie und Infrastrukturart [110], [240]

		2019	2030	2040	2050
PKW [EUR/Fz]	Benzin	22.495	22.769	22.769	22.769
	Diesel	24.353	24.569	24.569	24.569
	Benzin HEV	23.780	23.476	23.123	22.769
	Diesel HEV	25.678	25.332	24.951	24.569
	Benzin PHEV	30.455	26.829	26.110	25.371
	Diesel PHEV	32.887	28.950	28.174	27.377
	CNG	24.651	24.436	24.363	24.289
	CNG HEV	25.995	25.195	24.742	24.289
	CNG PHEV	33.316	28.793	27.979	27.146
	H <sub>2</sub> FCV	57.263	31.184	27.990	24.796
	BEV	31.814	27.581	26.114	24.646
LNF [EUR/Fz]	Benzin	26.120	27.748	27.748	27.748
	Benzin HEV	31.004	30.498	29.123	27.748
	Benzin PHEV	39.106	32.696	31.820	30.920
	Diesel	26.469	27.748	27.748	27.748
	Diesel HEV	31.004	30.498	29.123	27.748
	Diesel PHEV	39.106	32.696	31.820	30.920
	CNG	28.864	28.612	28.526	28.440
	CNG HEV	33.813	31.448	29.940	28.440
	CNG PHEV	42.827	33.714	32.761	31.785
	H <sub>2</sub> FCV	67.306	36.653	32.899	29.145
	BEV	37.778	32.100	30.392	28.684
LKW [EUR/Fz]	Diesel	108.517	113.565	113.565	113.565
	Diesel HEV	143.507	140.757	138.181	135.196
	LNG	130.174	128.758	127.471	126.183
	LNG HEV	171.506	163.952	157.085	150.218
	LH <sub>2</sub> FCV	406.103	308.376	219.533	130.689
	BEV	406.103	250.000	180.000	130.689
Infrastruktur [EUR/MW Fuel]	Benzin	10.000	10.000	10.000	10.000
	Diesel	10.000	10.000	10.000	10.000
	CNG	61.000	50.000	40.000	30.000
	H <sub>2</sub>	323.000	243.000	171.000	100.000
	LH <sub>2</sub>	261.000	203.000	151.000	100.000
	Strom	529.000	464.000	407.000	350.000



Tabelle A 20: Spezifischer Kraftstoffverbrauch nach Fahrzeugtechnologie in kWh/km [110], [240]

		2019	2030	2040	2050
PKW	Benzin	0,60	0,55	0,53	0,53
	Diesel	0,54	0,46	0,42	0,42
	Benzin HEV	0,43	0,40	0,36	0,34
	Diesel HEV	0,40	0,37	0,36	0,34
	Benzin PHEV	0,33	0,29	0,28	0,28
	Diesel PHEV	0,31	0,26	0,24	0,24
	CNG	0,61	0,58	0,55	0,53
	CNG HEV	0,44	0,39	0,37	0,37
	CNG PHEV	0,33	0,30	0,28	0,28
	H <sub>2</sub> FCV	0,32	0,28	0,26	0,24
	BEV	0,19	0,16	0,15	0,15
LNF	Benzin	0,93	0,83	0,80	0,77
	Benzin HEV	0,67	0,60	0,54	0,49
	Benzin PHEV	0,51	0,44	0,42	0,40
	Diesel	0,86	0,77	0,75	0,71
	Diesel HEV	0,69	0,61	0,60	0,57
	Diesel PHEV	0,49	0,42	0,40	0,38
	CNG	1,22	1,17	1,08	1,03
	CNG HEV	0,98	0,94	0,86	0,82
	CNG PHEV	0,60	0,56	0,51	0,49
	LNG	1,22	1,17	1,08	1,03
	LNG HEV	0,98	0,94	0,86	0,82
	H <sub>2</sub> FCV	0,52	0,46	0,45	0,43
	LH <sub>2</sub> FCV	0,52	0,46	0,45	0,43
	BEV	0,30	0,25	0,23	0,22
LKW	Diesel	2,30	2,10	1,90	1,77
	Diesel HEV	1,61	1,47	1,33	1,24
	LNG	2,36	1,97	1,88	1,79
	LNG HEV	1,65	1,38	1,31	1,25
	LH <sub>2</sub> FCV	1,38	1,26	1,14	1,06
	BEV	0,80	0,80	0,80	0,80

Tabelle A 21: Techno-ökonomische Annahmen für den Straßenverkehrssektor [110], [243], [422], [423], [473]–[478] vgl. [414]

	Zinssatz [%]	Techn. Lebensdauer [a]	Volllaststunden [h]	Jahresfahrleistung [Fz.-km/a]	Verkehrsaufkommen [Anz. Wege pro Fz. und Tag]	Batterie-Kapazität BEV [kWh]	Ladestationsleistung [kW]
PKW	4	15	--	13.800	3,52	44-90	22-100
LNF	8	10	--	21.800	8	60-150	100-250
LKW	8	10	--	70.000	9	100-500	250-500
Infrastruktur	8	25	2.000	--	--	--	--

### Anhang Kapitel 6.3 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.3

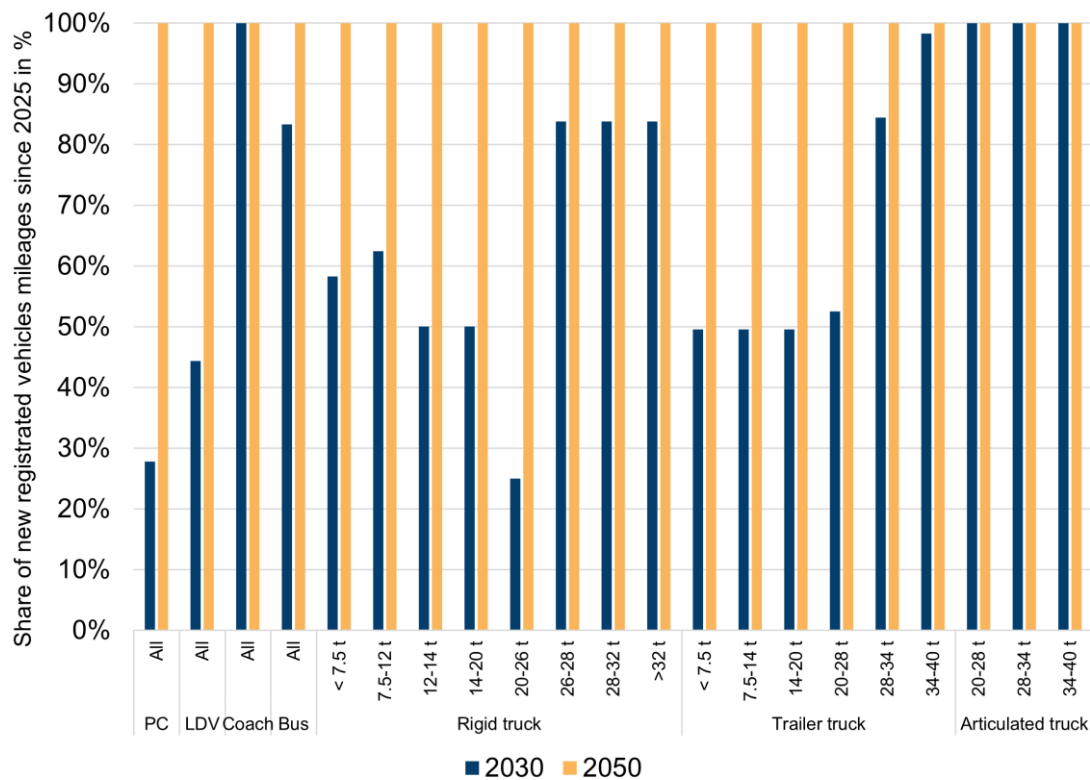


Abbildung A 12: Berechnete Fahrleistungsanteile ab 2025 neu zugelassener Fahrzeuge der unterschiedlichen Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs in den Jahren 2030 und 2050.

Anhang Kapitel 6.4 Ergänzende Informationen für Kapitel 6.4

a) Tortendiagramme der Reaktivitätsverteilungen ausgewählter Kraftstoffe

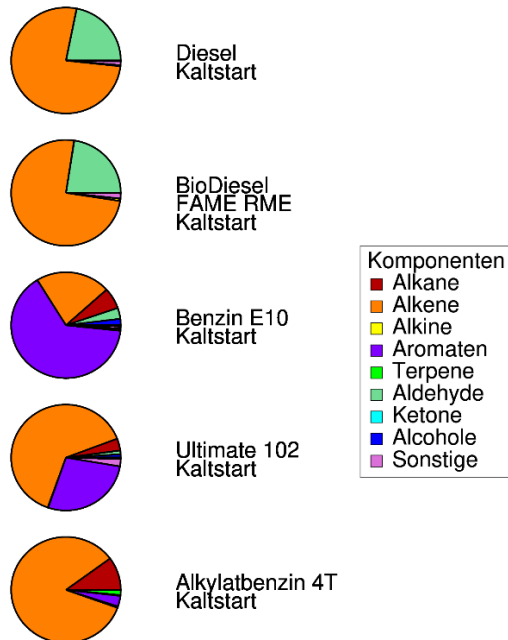


Abbildung A 13: VOC-Reaktivitätszusammensetzung des Abgases ausgewählter Kraftstoffe unter Kaltstartbedingungen

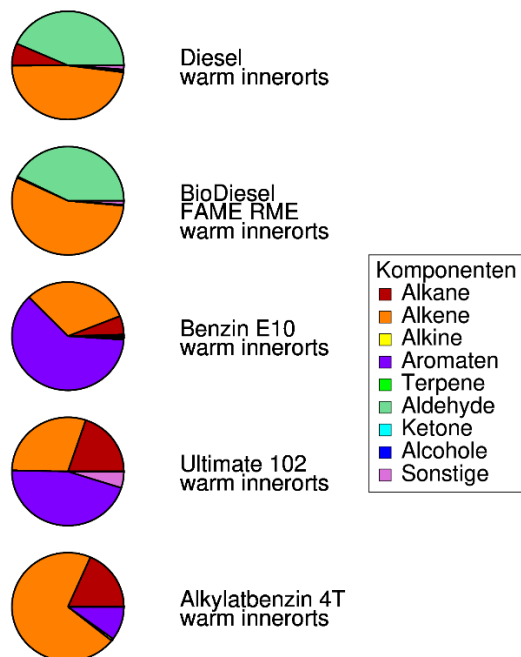


Abbildung A 14: VOC-Reaktivitätszusammensetzung des Abgases ausgewählter Kraftstoffe für Innerortsbedingungen (warm)

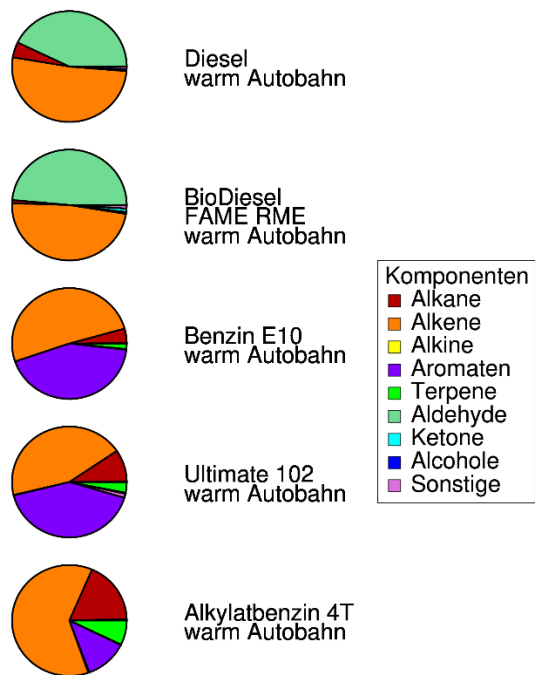


Abbildung A 15: VOC-Reaktivitätszusammensetzung des Abgases ausgewählter Kraftstoffe für Autobahn-Bedingungen (warm)

a) **Reaktivitätsanteile der wichtigsten VOCs bei Normierung von VOCGesamt auf 10 s<sup>-1</sup>**

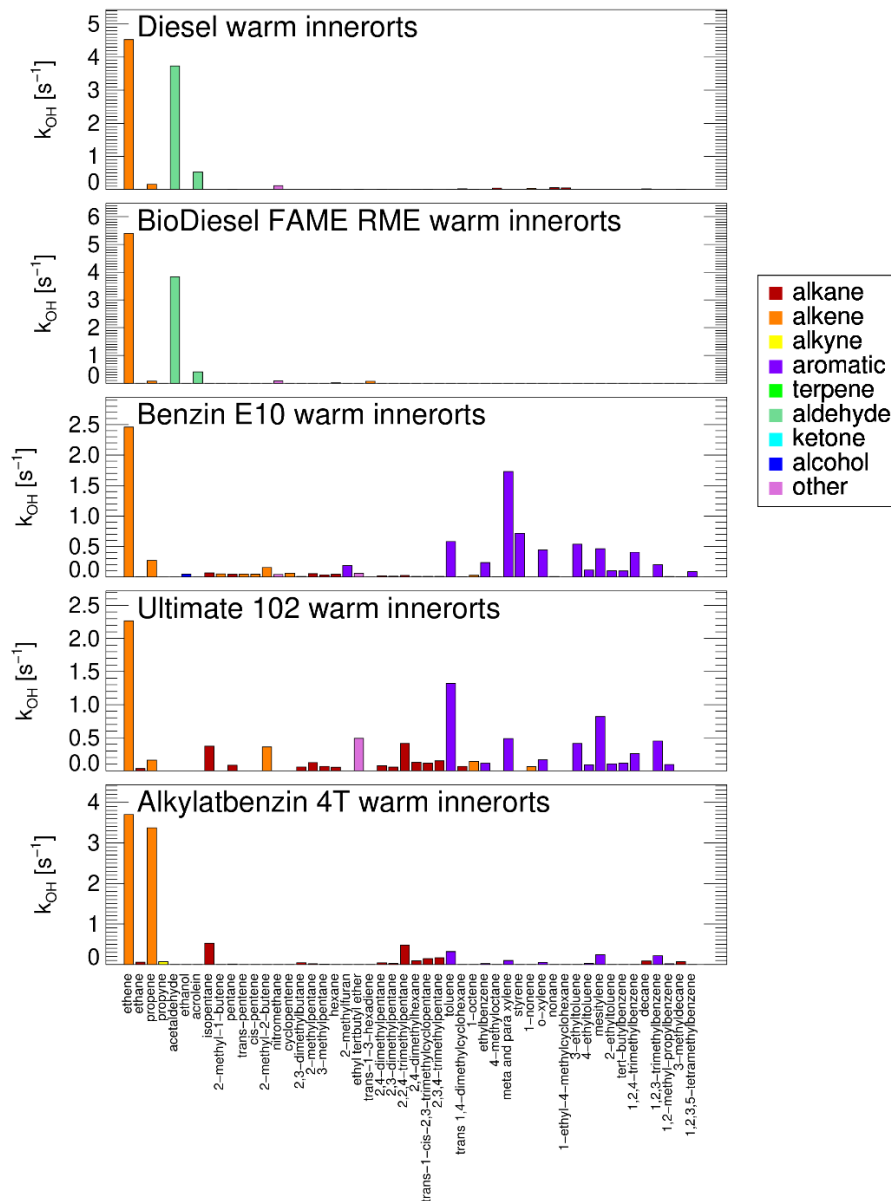


Abbildung A 16: VOC-Reaktivitäts-Zusammensetzungen (normiert auf jeweils  $10 s^{-1}$ ) des Abgases ausgewählter Kraftstoffe der wichtigsten Komponenten verschiedener VOC-Klassen. Dargestellt werden hier die gefundenen VOC-Mixe für Innerort-Bedingungen (warm).

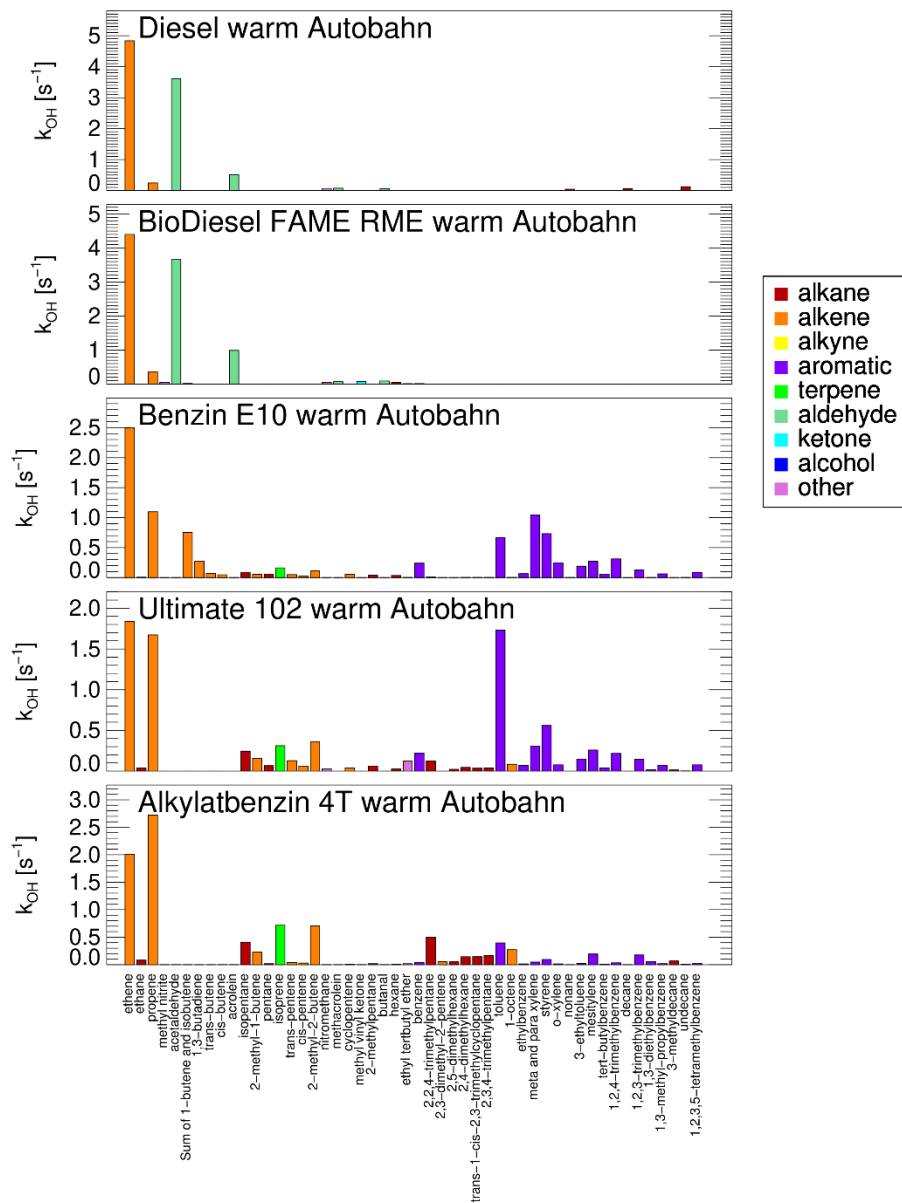


Abbildung A 17: VOC-Reaktivitäts-Zusammensetzungen (normiert auf jeweils  $10 s^{-1}$ ) des Abgases ausgewählter Kraftstoffe der wichtigsten Komponenten verschiedener VOC-Klassen. Dargestellt werden hier die gefundenen VOC-Mixe für Autobahn-Bedingungen (warm).