



**TECHNISCHE  
UNIVERSITÄT  
DRESDEN**

---

Fakultät Verkehrswissenschaften „Friedrich List“, Professur für Ökonometrie und Statistik, insb. im Verkehrswesen

---

Bachelorarbeit

# **Ökobilanz konventioneller und elektrischer Fahrzeuge**

Paul Hofeditz

Matrikelnummer: 4865767

Betreut durch

Dr. rer. nat. Martin Treiber

Verantwortlicher Hochschullehrer

Prof. Dr. rer. pol. Ostap Okhrin

Dresden, 22. Juli 2022



## Zusammenfassung

Elektroautos gelten als Hoffnungsträger, um die verkehrsbezogenen Treibhausgasemissionen in Deutschland drastisch zu reduzieren. Aus bisheriger Forschung geht hervor, dass Elektroautos über den Lebenszyklus im Durchschnitt eine geringere Menge an Treibhausgasen verursachen als konventionelle Pkw mit Verbrennungsmotoren. Jedoch betrachtet bisherige Forschung nicht, welchen Einfluss verschiedene Fahrzyklen der Pkw auf die Ökobilanz haben, was zur Folge hat, dass technologische Unterschiede, die nur auf einem Teil des Straßennetzes Anwendung finden, nicht berücksichtigt werden. Die vorliegende Arbeit untersucht den Einfluss verschiedener Fahrzyklen auf die Höhe der Treibhausgasemissionen von Elektroautos und Pkw mit Benzin- bzw. Dieselmotor. Grundlage der Emissionsbestimmung sind je ein Autobahn-Fahrzyklus und ein Stadt-Fahrzyklus, anhand derer der Strom- bzw. Kraftstoffverbrauch modelliert wird. Die Modellierung erfolgt anhand eines mikroskopischen Verbrauchsmodells, welches physikalische Kräfte, Fahrzeugparameter sowie wesentliche technologische Unterschiede berücksichtigt. Neben den Emissionen der Nutzungsphase werden die Emissionen der Produktions- und der Recyclingphase bestimmt, um den Lebenszyklus eines Pkw zu komplettieren.

Die Ergebnisse bisheriger Forschung werden bestätigt, da das Elektroauto für beide Fahrzyklen geringere Emissionen aufweist. In der Stadt fällt der Unterschied deutlich höher aus, hier verursacht das Elektroauto 45,7 % weniger Treibhausgasemissionen als der Benzin- bzw. 34,1 % weniger als der Diesel. Im Vergleich dazu lassen sich auf der Autobahn Treibhausgasemissionseinsparungen von 27,9 % bzw. 17,9 % realisieren, wobei die Treibhausgasemissionen in der Stadt für Elektroautos und für Autos mit Benzin- bzw. Dieselmotor höher sind als auf der Autobahn.

Eine abschließende Sensitivitätsanalyse zeigt, dass ein weniger emissionsintensiver Strommix sowie die Reduktion des Leergewichts Hebel zur weiteren Reduktion der Emissionen des Elektroautos sind. Daraus erschließt sich, dass Elektroautos im Vergleich zu Pkw mit Benzin- bzw. Dieselmotor ökobilanziell zurecht als Hoffnungsträger gelten, doch ihr Einsparpotenzial durch den Ausbau erneuerbarer Energien sowie durch die Verwendung kleinerer und leichter Pkw in der Stadt erhöht werden kann.



## Abstract

Electric cars are seen as a beacon of hope regarding the drastic reduction of greenhouse gas emissions in the transport sector in Germany. Previous research shows that electric vehicles are emitting a smaller amount of greenhouse gases than cars with a petrol or a diesel engine. However, previous research does not consider the influence of different use cases of passenger cars, which means that technological differences which only apply to parts of the road network are not accounted for. The goal of this thesis is to extend previous research by investigating the influence of different drive cycles on the amount of greenhouse gas emissions emitted by electric cars and cars with a petrol or a diesel engine. Specifically, a highway drive cycle and an urban drive cycle are used to model the consumption of electricity, petrol or diesel. In other words, it is a microscopic model utilizing physical forces, car parameters, and significant technological differences. Besides the emissions during driving the emissions caused by production and recycling are taken into account to complete the life cycle of cars. The results of previous research can be confirmed by this thesis as the amount of greenhouse gas emissions caused by electric cars is smaller than that caused by cars with petrol or diesel engines for both drive cycles. In the urban area, the difference among the investigated technologies is significantly greater over the entire lifecycle; the electric car emits 45.7 % less than a car with a petrol engine and 34.1 % less than a car with a diesel engine. In comparison, on the highway the electric car emits just 27.9 % less than a car with a petrol engine and 17.9 % less than a car with a diesel engine. A final sensitivity analysis shows that a less emission-intensive electricity mix and a reduced vehicle weight are key levers for further reducing greenhouse gas emissions of electric cars. In summary, the results of this thesis lead to the conclusion that electric cars are rightfully seen as a beacon of hope for drastically reducing greenhouse gas emissions; nevertheless, their impact could be further enhanced by expanding renewable energies and by focussing on lighter electric vehicles in urban areas.



# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>VII</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>IX</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>XI</b>
<b>Symbolverzeichnis</b>	<b>XIII</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2 Aktueller Forschungsstand</b>	<b>3</b>
<b>3 Vorstellung des Konzepts der LCA</b>	<b>7</b>
<b>4 Methodik: Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens</b>	<b>9</b>
4.1 Batterieelektrische Pkw (BEV) . . . . .	10
4.2 Pkw mit Verbrennungsmotor (ICEV) . . . . .	11
4.3 Fahrzyklen . . . . .	13
4.4 Modellierung der Produktionsphase . . . . .	13
4.5 Modellierung der Nutzungsphase . . . . .	17
4.6 Modellierung der Recyclingphase . . . . .	24
4.7 Modellierung der Aggregation der einzelnen Phasen . . . . .	25
4.8 Betrachtete Emissionen . . . . .	25
4.9 Funktionelle Einheit . . . . .	26
<b>5 Sachbilanz</b>	<b>27</b>
<b>6 Ergebnisse: Wirkungsabschätzung</b>	<b>31</b>
6.1 Treibhausgasemissionen der Produktionsphase . . . . .	31
6.2 Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase . . . . .	33
6.3 Treibhausgasemissionen der Recyclingphase . . . . .	35
6.4 Aggregierte Treibhausgasemissionen . . . . .	36
<b>7 Sensitivitätsanalyse</b>	<b>39</b>
7.1 Definition und Arten von Sensitivitätsanalysen . . . . .	39
7.2 Methodik der lokalen Sensitivitätsanalyse . . . . .	39
7.3 Variation des Leergewichts . . . . .	40

7.4	Variation des Luftwiderstandsbeiwertes . . . . .	41
7.5	Variation der Lebensfahrleistung . . . . .	42
7.6	Variation des Strommixes . . . . .	43
7.7	Variation des Rekuperationsgrads . . . . .	46
7.8	Variation der Betriebs- und Verlustleistung . . . . .	47
7.9	Aggregation der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse . . . . .	48
<b>8</b>	<b>Diskussion</b>	<b>51</b>
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung und Implikationen</b>	<b>53</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>XV</b>
	<b>Anhang</b>	<b>XXII</b>
A.1	Input für die Produktionsphase . . . . .	XXIII
A.2	Input für die Nutzungsphase . . . . .	XXVI
A.3	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung . . . . .	XXVIII
A.4	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse . . . . .	XXVIII

# Abbildungsverzeichnis

4.1	Untersuchungsrahmen der LCA . . . . .	10
4.2	Geschwindigkeitsprofil: Artemis-Zyklus Stadt . . . . .	13
4.3	Geschwindigkeitsprofil: Artemis-Zyklus Autobahn . . . . .	14
4.4	Schema des physikbasierten Verbrauchsmodells . . . . .	17
4.5	Motorkennfelder der ICEV . . . . .	20
5.1	Verbrauch während der Fahrt der Pkw pro 100 km . . . . .	28
5.2	Zusammensetzung des Trockengewichts nach Komponenten . . . . .	29
6.1	Treibhausgasemissionsfaktoren der Rohstoffe . . . . .	31
6.2	Treibhausgasemissionen der Produktionsphase nach Komponenten . . . . .	32
6.3	Treibhausgasemissionen der Rohstoffgewinnung nach Rohstoffarten . . . . .	34
6.4	Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase . . . . .	35
6.5	Vergleich der normierten Treibhausgasemissionen der Pkw nach Fahrzyklus . . . . .	36
6.6	Treibhausgasemissionen nach Lebensphasen . . . . .	37
6.7	Entwicklung der Treibhausgasemissionen über die Fahrleistung . . . . .	38
7.1	Sensitivitätsanalyse des Leergewichts . . . . .	40
7.2	Sensitivitätsanalyse des Luftwiderstandsbeiwerts . . . . .	42
7.3	Sensitivitätsanalyse der Lebensfahrleistung . . . . .	43
7.4	Sensitivitätsanalyse des Strommixes . . . . .	44
7.5	Sensitivitätsanalyse des Strommixes nach EU-Staaten . . . . .	45
7.6	Stromproduktion der EU-Staaten und zugehörige Treibhausgasemissionen . . . . .	46
7.7	Sensitivitätsanalyse des Rekuperationsgrads . . . . .	47
7.8	Sensitivitätsanalyse der Betriebs- und Verlustleistung . . . . .	47
7.9	BEV – Ranking der Inputs der Sensitivitätsanalyse . . . . .	48
7.10	ICEV: Benzin – Ranking der Inputs der Sensitivitätsanalyse . . . . .	49
7.11	ICEV: Diesel – Ranking der Inputs der Sensitivitätsanalyse . . . . .	50



## Tabellenverzeichnis

4.1	Ausgewählte Parameter des BEV . . . . .	12
4.2	Ausgewählte Parameter der ICEV . . . . .	12
4.3	Beispielhafte Parameter der Fahrzyklen . . . . .	14
5.1	Sachbilanz der Pkw, ohne Kraftstoff . . . . .	27
5.2	Verbrauchsergebnisse Artemis-Stadt . . . . .	29
5.3	Verbrauchsergebnisse Artemis-Autobahn . . . . .	29
A.1	ICEV: Gewichtsanteile der Rohstoffe an der jeweiligen Komponente . . . . .	XXIII
A.2	BEV: Gewichtsanteile der Rohstoffe an der jeweiligen Komponente . . . . .	XXIV
A.3	Treibhausgas-Emissionsfaktoren der Rohstoffe . . . . .	XXV
A.4	Allgemeine Parameter zur Modellierung des Verbrauchs . . . . .	XXVI
A.5	Fahrzeugspezifische Parameter zur Modellierung des Verbrauchs . . . . .	XXVI
A.6	Max. Mitteldruck A 200, Benziner . . . . .	XXVI
A.7	Max. Mitteldruck A 200 CDI, Diesel . . . . .	XXVI
A.8	Tabellarisches Motorkennfeld A 200, Benziner . . . . .	XXVII
A.10	Tabellarisches Motorkennfeld A 200 CDI, Diesel . . . . .	XXVII
A.12	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung, ohne Nutzungsphase . . . . .	XXVIII
A.13	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Leergewichts . . . . .	XXIX
A.14	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Luftwiderstandsbeiwerts . . . . .	XXX
A.15	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Lebensfahrleistung . . . . .	XXXI
A.16	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Rekuperationsgrads . . . . .	XXXII
A.17	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Betriebs- und Verlustleistung . . . . .	XXXIII
A.18	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Strommixes . . . . .	XXXIV



## Abkürzungsverzeichnis

<b>ADAC</b>	Allgemeiner Deutscher Automobil-Club e. V.
<b>Artemis</b>	Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems
<b>BEV</b>	Batterieelektrischer Pkw (engl. battery-electric vehicle)
<b>DIN</b>	Deutsches Institut für Normung
<b>EN</b>	Europäische Norm
<b>EU</b>	Europäische Union
<b>FDP</b>	Freie Demokratische Partei
<b>ICEV</b>	Pkw mit Verbrennungsmotor (engl. internal-combustion-engine vehicle)
<b>IPCC</b>	Intergovernmental Panel on Climate Change
<b>ISO</b>	International Organization for Standardization
<b>LCA</b>	Lebenszyklusanalyse (engl. life-cycle assessment)
<b>NASA</b>	National Aeronautics and Space Administration
<b>NCM</b>	Nickel-Cobalt-Mangan-Kathode
<b>NEFZ</b>	Neuer Europäischer Fahrzyklus
<b>Pkw</b>	Personenkraftwagen
<b>SPD</b>	Sozialdemokratische Partei Deutschlands
<b>VW</b>	Volkswagen



# Symbolverzeichnis

Symbol	Bedeutung	Einheit
$a_t$	Beschleunigung	m/s <sup>2</sup>
$A$	Stirnfläche	m <sup>2</sup>
$\beta$	Steigung	o. D.
$c_w$	Luftwiderstandsbeiwert	o. D.
$C_{spez}$	spezifischer Kraftstoffverbrauch	g/kWh
$C_t$	zeitbezogener Kraftstoff- bzw. Stromverbrauch	l bzw. kWh
$\tilde{C}_{spez}$	interpolierter spezifischer Kraftstoffverbrauch	g/kWh
$\gamma$	Wirkungsgrad	o. D.
$e$	CO <sub>2</sub> -Äq.-Emissionsfaktor	kg/kg bzw. kg/kWh
$E$	CO <sub>2</sub> -Äq.-Emissionen	kg
$\epsilon_{sp.B}$	Energiedichte der Batterie	Wh/kg
$f_t$	Motordrehzahl	1/min
$f_{max}$	maximale Motordrehzahl	1/min
$f_{min}$	minimale Motordrehzahl	1/min
$f_o$	nächsthöhere Motordrehzahl	1/min
$f_u$	nächstniedrigere Motordrehzahl	1/min
$F$	Fahrwiderstand	N
$g$	Erdbeschleunigung	m/s <sup>2</sup>
$K_B$	Batteriekapazität	kWh
$L$	Luftdruck	Pa
$L_{fl}$	Lebensfahrleistung	km
$m$	Masse	kg
$\mu$	Rollwiderstandskoeffizient	o. D.
$\omega_{cal}$	Energiedichte des Kraftstoffs bzw. Heizwert	kJ/kg

Symbol	Bedeutung	Einheit
$\bar{p}$	effektiver Mitteldruck	bar
$\bar{p}_{max}$	maximaler effektiver Mitteldruck	bar
$\bar{p}_{max}^*$	interpolierter maximaler effektiver Mitteldruck	bar
$\bar{p}_o$	nächsthöherer effektiver Mitteldruck	bar
$\bar{p}_u$	nächstniedrigerer effektiver Mitteldruck	bar
$P$	Gesamtleistung	kW
$P_0$	Betriebs- und Verlustleistung	kW
$P_{dyn}$	mechanische Leistung	kW
$R$	Rohstoffart	o. D.
$r_{dyn}$	Dynamischer Reifenradius	m
$r_{Reku}$	Rekuperationsgrad	o. D.
$\rho_k$	Kraftstoffdichte	kg/l
$\rho_l$	Luftdichte	kg/m <sup>3</sup>
$s$	Strecke	km
$T$	Technologie bzw. Antriebsform des Pkw	o. D.
$t$	Zeit	s
$t_{max}$	Zyklusdauer	s
$U$	Umgebungstemperatur	°C
$\ddot{U}$	Übersetzung	o. D.
$v_t$	Geschwindigkeit	m/s
$V$	Volumen	l
$V_{Zyl}$	Hubraum	l

# 1 Einleitung

Der rechtzeitige und vollständige Stopp der Emission anthropogener Treibhausgasemissionen ist eines der maßgeblichen Ziele der Vereinten Nationen, um eine Erderwärmung um mehr als 1,5 °C gegenüber vorindustriellen Zeiten zu verhindern (Edenhofer et al. 2014, S. 478). Der Verkehrssektor emittiert auf globaler Ebene 14 % aller Treibhausgasemissionen (Edenhofer et al. 2014, S. 9). Höher ist der Anteil in Deutschland, wo der Verkehr für etwa ein Fünftel aller Treibhausgasemissionen verantwortlich ist (Umweltbundesamt 2021). Den größten Anteil der Emissionen des Verkehrs in Deutschland hat der Straßenverkehr mit 96 % in 2019, darunter 61 % der Emissionen verursacht durch Pkw-Verkehr (Presse- und Informationsamt der Bundesregierung 2022). Deshalb birgt eine Technologieumstellung der Pkw auf eine deutlich weniger emissionsintensive Antriebsform das Potenzial, einen entscheidenden Beitrag zum Stopp des anthropogenen Klimawandels zu leisten.

Die Technologie, die nach Ansicht von Automobilwirtschaft und Politik zur Erreichung dieses Ziels führen soll, sind batterieelektrische Pkw. Sie werden im Folgenden als BEV (battery-electric vehicle) bezeichnet. So stellt der derzeit am höchsten bewertete Automobilhersteller der Welt nach Marktkapitalisierung, Tesla, ausschließlich BEV her, ein Umstand, den auch etablierte Hersteller anstreben (Tesla Inc. 2022). Die Mercedes-Benz AG möchte beispielsweise ab 2030 ausschließlich BEV auf Märkten mit entsprechender Infrastruktur verkaufen (Källenius 2021) und die Volkswagen AG hat das Ziel, in 2030 70 % aller Pkw in Europa sowie die Hälfte aller Pkw in den USA und China als BEV abzusetzen (Volkswagen AG 2022). Die Bestrebungen passen zu der Zielsetzung der Bundesregierung, bis 2030 15 Millionen BEV zugelassen zu haben (SPD, Bündnis 90/Die Grünen, FDP 2021, S. 27). Dies stellt einen Anteil von etwa 31 % am deutschen Pkw-Bestand dar (Stand: 01. Januar 2022) und entspricht damit dem 24-fachen des aktuellen BEV-Anteils von 1,27 % (618.460 BEV) (Kraftfahrtbundesamt 2022a).

Technologisch unterscheiden sich BEV deutlich von den herkömmlichen Pkw mit Verbrennungsmotoren. Sie beziehen ihre Energie nicht aus Kraftstoff, sondern aus Strom und verursachen deshalb lokal keine Treibhausgasemissionen (Zapf et al. 2021, S. 89). Für das globale Klima ist es jedoch irrelevant, an welchem Ort die Treibhausgasemissionen emittiert werden. So ist nur die Gesamtmenge dieser entscheidend, da sich die Treibhausgase in der gesamten Atmosphäre verteilen (Lynch 2016). Die vorliegende Arbeit untersucht unter Verwendung der Methode der Lebenszyklusanalyse (LCA) die globalen Treibhausgasemissionen von batterieelektrischen Pkw und vergleicht diese mit den beiden häufigsten Antriebsformen, dem Pkw mit Benzinmotor bzw. dem Pkw mit Dieselmotor (Kraftfahrtbundesamt 2022a). Beide beziehen die Energie für den Vortrieb aus der Verbrennung von

---

Kraftstoff, weshalb sie im Folgenden als ICEV (internal-combustion-engine vehicle) bezeichnet werden.

Die Arbeit verwendet drei Pkw der Kompaktklasse mit vergleichbaren technischen Parametern. Die technologischen Differenzen zwischen BEV und ICEV werfen die Frage auf, inwiefern diese einen Einfluss auf die Ökobilanz haben. So haben BEV den Vorteil, dass ein Teil der Energie durch Rekuperation während des Bremsvorgangs zurück in die Batterie gespeist wird (Treiber & Kesting 2013, S. 390). Deshalb ist anzunehmen, dass diese im Stadtverkehr mit häufigen Bremsvorgängen aus ökobilanzieller Sicht Vorteile aufweisen. Jedoch sind BEV durch die mehrere hundert Kilogramm schwere Batterie wesentlich schwerer als vergleichbare ICEV, weshalb BEV bei Fahrten mit hoher Geschwindigkeit einen relativ höheren Energiebedarf und damit Emissionsausstoß aufweisen könnten (Iceland et al. 2017, S. 6). Derartige Effekte werden durch die Verwendung eines generischen Fahrzyklus, der sowohl innerörtliche als auch außerörtliche Anteile enthält, nicht näher betrachtet. Dies liegt daran, dass sich die Vor- und Nachteile durch die Aggregation der verschiedenen Streckenabschnitte gegenseitig aufheben. Somit stellt sich die Frage, inwiefern sich eine differenzierte Betrachtung der einzelnen Fahrzyklen auf die Ökobilanz der verschiedenen Antriebsformen auswirkt. Deshalb werden ein reiner Stadtzyklus und ein reiner Autobahnzyklus untersucht. Konkret beantwortet die Arbeit die Frage, ob aktuelle BEV in der Stadt und auf der Autobahn die für das globale Klima bessere Wahl sind und wenn ja, wie robust dieses Ergebnis gegenüber der Variation einzelner Inputs ist.

Die Arbeit zeigt, dass BEV sowohl in der Stadt als auch auf der Autobahn weniger klimaschädlich als ICEV sind. Der Effekt ist in der Stadt deutlich größer als auf der Autobahn. Konkret verursacht das BEV hier nur etwas mehr als die Hälfte der Emissionen der ICEV, auf der Autobahn sind es circa 25 % weniger.

Die Ergebnisse geben Hinweise für Politik und Wirtschaft, für welche Zwecke sich BEV ökobilanziell besonders eignen. Zudem wird durch die Varianz von Inputs aufgezeigt, in welchen Bereichen der Fahrzeugentwicklung Fortschritte besonders vielversprechend im Sinne der Abmilderung des Klimawandels sind. Abschließend wird durch die Variation des Strommixes aufgezeigt, ob und inwiefern der Einsatz weniger emissionsintensiver Energiequellen zur Stromerzeugung sinnvoll ist.

Die Arbeit verwendet dazu folgende Struktur: Zunächst wird der aktuelle Forschungsstand erörtert, anschließend wird die Methodik der LCA vorgestellt. Eine LCA besteht aus mehreren Phasen, die strukturgebend für das Modell der Arbeit sind. Daraufhin erfolgt die Anwendung des Modells anhand dreier Pkw-Modelle auf den deutschen Markt. Die abschließende Sensitivitätsanalyse überprüft die Zusammenhänge zwischen den Modellierungsergebnissen und den Inputs des Modells. In der kritischen Würdigung, die an die Sensitivitätsanalyse anschließt, werden die Limitierungen des Modells diskutiert, bevor im letzten Kapitel die Ergebnisse zusammengefasst und Implikationen aus ihnen abgeleitet werden.

## 2 Aktueller Forschungsstand

Die Untersuchung der Ökobilanz von Elektrofahrzeugen ist nicht nur in der politischen Debatte, sondern auch in der Wissenschaft eine aktuell hoch relevante Thematik. Zahlreiche LCA-Studien der letzten Jahre untersuchen die Umweltwirkungen von BEV, bereits im Zeitraum von 2011 bis 2015 waren es 126 (Helmerts & Weiss 2017, S. 4), wovon 78 im Unterschied zu Meta-Analysen auf originale Sachbilanzdaten zurückgreifen. Sie weisen, genau wie aktuellere LCA-Studien, erhebliche Ergebnisdifferenzen auf. Die meisten Studien schreiben den BEV niedrigere globale Treibhausgasemissionen zu, doch die Höhe der Differenz zu ICEV variiert stark (Nordelöf et al. 2014, S. 1867). Einzelne Forschungsergebnisse aus dem Veröffentlichungszeitraum 2012 bis 2022 werden im Folgenden näher vorgestellt.

Freire & Marques (2012, S. 3) vergleichen den kompletten Lebenszyklus von BEV, ICEV und Hybrid-Pkw, die beide Technologien kombinieren, miteinander. Dazu untersuchen sie Fahrzeugmodelle der Kompaktklasse und der Kleinwagenklasse unter der Annahme des portugiesischen Strommixes im Jahre 2010 und einer Lebensfahrleistung von 200.000 Kilometern, die ausschließlich auf dem Neuen Europäischen Fahrzyklus (NEFZ) absolviert werden. Zentrales Ergebnis ist eine Reduktion der Treibhausgasemissionen von 27 % in der Kompaktklasse bzw. 36 % in der Kleinwagenklasse im Vergleich zum ICEV. Sie stellen fest, dass der Strommix ein zentraler Faktor für das Resultat ist, so ergäben sich Einsparungen erst ab Treibhausgasemissionen von weniger als 700 bis 800 g/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalente in der Stromerzeugung (Freire & Marques 2012, S. 4).

Die italienische LCA-Studie von Girardi et al. (2015, S. 1133) bestätigt das Ergebnis der niedrigeren Treibhausgasemissionen, kommt jedoch auf ein deutlich höheres Einsparpotenzial von 50 % bei Nutzung eines BEV anstatt eines ICEV in ihrem Szenario für das Jahr 2013. Die Ergebnisdiskrepanz im Vergleich zu Freire & Marques (2012) erklärt sich unter anderem durch unterschiedliche Annahmen in Bezug auf Strommix (Italien vs. Portugal), Lebensfahrleistung (150.000 km vs. 200.000 km) sowie Fahrzyklus („national inventory method“ vs. NEFZ). Ferner variieren die verwendeten Datenquellen zur Bestimmung der Rohstoffmengen für die Produktionsphase, wobei die Leergewichte der Pkw nahezu identisch sind. Eine detaillierte und vollständige Vorstellung der Modellierungsschritte sowie der angenommenen Parameter liegt in beiden Studien nicht vor, sodass die Unterschiede zwar Indikatoren für die Ergebnisdiskrepanz darstellen, die genauen Ursachen für Lesende jedoch nicht feststellbar sind.

Ein nochmals höheres Einsparpotenzial von 84 % attestieren van Mierlo et al. (2017, S. 3438) dem BEV bei Betrachtung des belgischen Strommixes.

---

Ausschlaggebend für das Ergebnis sind die geringen Treibhausgasemissionen in der Nutzungsphase des BEV von 31 g/km CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei Verwendung des belgischen Strommixes von 2011. Sie schreiben den Großteil der Treibhausgasemissionen des BEV der Nutzungsphase zu, trotz der geringen Treibhausgasemissionen der Stromproduktion. Zudem zeigen sie auf, dass eine Erhöhung des Windkraftanteils am Strommix den Vorteil der BEV ausbauen würde, so sei ein Emissionsfaktor von ein bis zwei Gramm pro Kilometer Fahrstrecke während der Nutzungsphase bei ausschließlicher Verwendung von Windkraft zur Stromerzeugung möglich (van Mierlo et al. 2017, S. 3439). Der Trend in den Ergebnissen, dass der Strommix einen signifikanten Einfluss auf das Einsparpotenzial der Emissionen des BEV hat, zeigt sich folglich ebenso in dieser Studie. Alle bisher betrachteten Studien referenzieren auf die Kompaktklasse.

Deshalb haben Buberger et al. (2022, S. 112) eine Datenbank von 790 auf dem deutschen Markt erhältlichen Pkw erstellt und anhand derer in ihrer LCA-Studie alle gängigen Fahrzeugklassen untersucht. Das Ergebnis ist ein Maximalwert des Einsparungspotenzials von 89 % bei ausschließlicher Verwendung von Strom aus erneuerbaren Energiequellen. Zudem unterscheidet sich die Studie von den anderen Studien in der Berechnung der Emissionen, die in der Produktion anfallen. Anstatt einer Sachbilanz mit allen Rohstoffen durch Verweis auf eine Datenbank verwendet sie einen Emissionsfaktor pro Kilogramm Gewicht aus der Literatur für jede große Komponente. Dadurch werden Unterschiede im Materialmix zwischen den 790 Pkw nicht berücksichtigt.

Als Fazit weisen die Studien zwar alle ein gewisses Einsparungspotenzial aus, über dessen Höhe herrscht jedoch keine Einigkeit. Besonders deutlich wird die Ergebnisdiskrepanz in der Studie von Ajanovic & Haas (2019, S. 526), die eine Spannweite von 70 g/km („BEV optimistic“) bis 240 g/km („BEV pessimistic“) an Treibhausgasemissionen für das BEV in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angibt. Dies zeigt, dass selbst innerhalb einer Studie mit Annahmen gearbeitet wird, die die Treibhausgasemissionen zum Teil um ein Vielfaches verändern.

Die hohe Ergebnisdiskrepanz stellen Meta-Analysen ebenfalls fest. So kommen Nordelöf et al. (2014, S. 1884) bei Konsolidierung von 79 LCA-Studien zu dem Schluss, dass verschiedene Zielsetzungen und Systemabgrenzungen für die unterschiedlichen Ergebnisse verantwortlich seien. Zudem fehle oftmals eine kohärente Beziehung zwischen Forschungsziel und getroffenen Annahmen. Trotz der unterschiedlichen Annahmen attestieren alle 79 LCA-Studien den BEV geringere Treibhausgasemissionen als den ICEV. Hawkins et al. (2012, S. 1010) betonen unter Berufung auf 51 LCA-Studien, dass die Ergebnisvarianz auf unterschiedliche Annahmen, insbesondere bei den Emissionen des Strommixes oder der Batterieproduktion, zurückzuführen sei. Zwischen einzelnen Staaten gibt es mitunter starke Unterschiede in der Stromproduktion. So gewinnt Schweden den Großteil seines Stroms aus Atomkraftwerken und erneuerbaren Energiequellen, während Polen vermehrt auf Kohlekraftwerke setzt (European Environment Agency 2018).

Die aktuellere Meta-Analyse von Dillman et al. (2020, S. 11, 13, 15 ff.) identifiziert als zentrale Ursachen für die Ergebnisdifferenz Unterschiede in Annahmen bzw. Methodik sowie

nicht hinreichende Datenquellen. Einflussreichste Annahmen seien der zugrundeliegende Strommix für Nutzungs- und Produktionsphase sowie das Leergewicht.

Nicht hinreichende Datenquellen stellen in der LCA-Studie von Cox et al. (2020, S. 3) ebenfalls eine Einschränkung dar. So verwendet sie für alle 233 Input-Parameter eine Dreiecksverteilung, da diese nur Minimum, Maximum und Modalwert benötigt, nicht jedoch Daten zur Häufigkeitsverteilung einzelner Parameter.

Zusammengefasst zeigt die aktuelle Forschung, dass es bei LCA-Studien nicht ein einziges richtiges Ergebnis gibt, da je nach Ziel unterschiedliche Annahmen getroffen werden.

Alle vorgestellten Studien betrachten im Unterschied zu dieser Arbeit einen Fahrzyklus, der sowohl Stadt- als auch Autobahnanteile enthält.

Die vorliegende Arbeit stellt insofern eine Erweiterung der aktuellen Forschung dar, indem sie spezifischere Fahrzyklen berücksichtigt. Dadurch können neue Erkenntnisse zur effektivsten Einsatzform der verschiedenen Technologien aus ökobilanzieller Sicht gewonnen werden.



## 3 Vorstellung des Konzepts der LCA

Die ökobilanzielle LCA ist ein Werkzeug zur Abschätzung von Umweltwirkungen eines Produkts über den gesamten Lebenszyklus von der Herstellung bis zur endgültigen Entsorgung (vgl. Deutsches Institut für Normung e. V. 2021). Dazu werden alle Inputfaktoren des Produktes in dessen einzelnen Lebensphasen in einer Sachbilanz erfasst. Die ökobilanzielle Bewertung der Einträge der Sachbilanz erfolgt anhand von definierten Wirkungskategorien (z.B. Treibhausgasemissionen, Flächenverbrauch, etc.). Diesen werden Emissionsfaktoren zugeordnet, die den Output der jeweiligen Wirkungskategorie pro Einheit des jeweiligen Inputfaktors ausdrücken. Gewichtet mit den Mengenangaben in der Sachbilanz ergibt sich für jeden Inputfaktor die gesamte Umweltwirkung. Summiert über alle Inputs hinweg ergibt sich die Gesamtmenge an Emissionen der betrachteten Wirkungskategorie. Die Gesamtmenge stellt entsprechend die Wirkung des Produktes auf die Umwelt dar, also das Ergebnis der LCA.

Zumeist werden während der Erstellung der LCA Annahmen getroffen oder Schätzungen angestellt. Daher ist eine abschließende Sensitivitätsanalyse zur Validierung des Ergebnisses zu empfehlen (Deutsches Institut für Normung e. V. 2021, S. 37). Überdies ist die Sensitivitätsanalyse als Werkzeug geeignet, um die Auswirkungen von technologischen Verbesserungen am Produkt auf die jeweilige Wirkungskategorie zu bestimmen.

Zentral für eine erfolgreiche LCA ist eine standardisierte Vorgehensweise, wie in den internationalen Normen ISO 14040 und ISO 14044 beschrieben (Nordelöf et al. 2014, S. 1867). Die Erstellung der LCA besteht in Anlehnung an DIN EN ISO 14044 dabei aus vier Kernphasen (Deutsches Institut für Normung e. V. 2021, S. 8):

1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
2. Sachbilanz
3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung

Die einzelnen Phasen bauen zwar aufeinander auf, jedoch ist der Erstellungsprozess iterativ. Daher können Zwischenergebnisse aus den einzelnen Phasen eine Anpassung des Untersuchungsrahmens erfordern. Die Arbeit orientiert sich an den vier Phasen, die in den folgenden Kapiteln näher erläutert und angewendet werden.



## 4 Methodik: Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Die Phase der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens grenzt das Umweltsystem des Produkts soweit ab, dass das Ziel der LCA erfüllt werden kann. Es ist zu berücksichtigen, dass die trennscharfe Abgrenzung des Umweltsystems begründete Vereinfachungen erfordert.

Außerdem ist es zur sinnvollen Interpretation der LCA essenziell, dass der Untersuchungsrahmen auf dem Ziel aufbaut. So erfordert die Darstellung von lokalen Emissionen (z.B. Feinstaub) eine andere Fokussierung und Rahmensetzung als die Darstellung globaler Emissionen. Beispielsweise kann für lokale Emissionen die Beschaffenheit des Emissionsortes relevant sein, während dies für globale Emissionen nicht der Fall ist.

Wie in der Einleitung beschrieben, bestimmt die vorliegende Arbeit die Auswirkungen von aktuell erhältlichen BEV und ICEV auf die globale Klimaerwärmung unter Berücksichtigung zweier Fahrzyklen.

Dabei untersucht sie, ob aus ökobilanzieller Sicht die Nutzung eines BEV weniger stark zum Klimawandel beiträgt als die Nutzung eines ICEV und ob diese Unterschiede für alle Fahrzyklen in Höhe und Richtung gleich sind. Diese Arbeit leistet damit einen Beitrag zum tieferen Verständnis der Beziehungen zwischen Fahrstrecke und Ökobilanz bezogen auf den Kenntnisstand im Jahre 2022.

Durch neue Erkenntnisse der letzten Jahre sind einige Annahmen bisheriger Studien veraltet. Eine beispielhafte veraltete Annahme ist, dass die Batterie eines BEV im Laufe des Autolebens getauscht werden müsse, da sich ihre Kapazität über die Laufzeit auf einen Wert unterhalb der Grenzen von 70 % oder 80 % der ursprünglichen Kapazität verringere. Daher bezieht die LCA-Studie von Messagie et al. (2014, S. 1470) den Austausch der Batterie nach 160.934 km bei einer Lebensfahrleistung von 230.500 km mit ein. Auf ähnliche Werte der Haltbarkeit der Batterie kommt eine Studie zur Entladung von Batterien von Ahmadi et al. (2017, S. 113). Die Batterie eines aktuellen VW ID.3 erreicht diesen Wert aller Voraussicht nach deutlich später, sodass kein Tausch der Batterie in der vorliegenden Arbeit vorgesehen ist (Wassiliadis et al. 2022, S. 18). Ebenso ergeben die Modellierungen von Zackrisson (2017, S. 31) Lebensfahrleistungen der Batterie von 206.600 km bis 366.000 km, je nach Ladeverhalten.

Weitere zentrale Annahmen, die in bisherigen Studien stark variieren, sind Annahmen über den verwendeten Strommix sowie die Lebensfahrleistung. Die vorliegende Arbeit verwendet den deutschen Strommix mit einem Emissionsfaktor von 485 g/kWh an CO<sub>2</sub>-

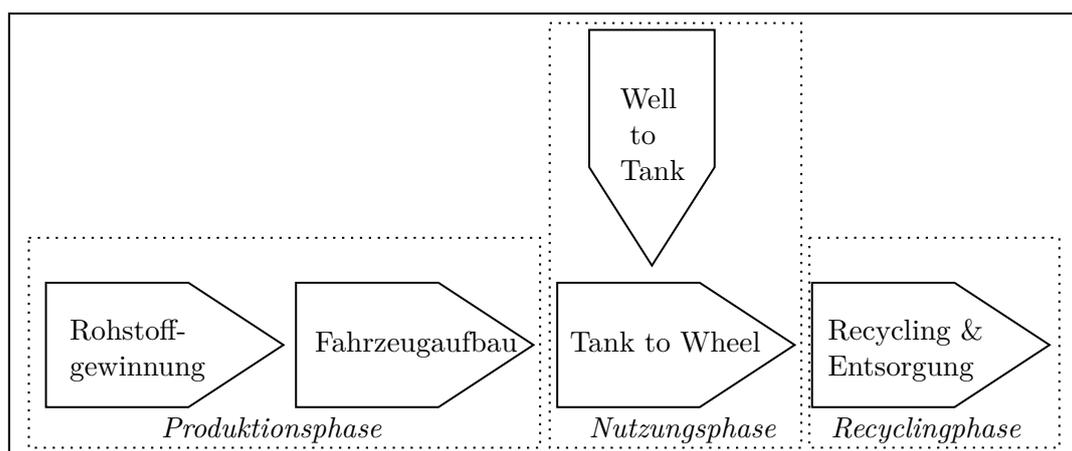


Abbildung 4.1: Untersuchungsrahmen der LCA (vgl. van Loon et al. 2019, S. 6)

Äquivalenten sowie eine Lebensfahrleistung von 250.000 km (Umweltbundesamt 2022). Der Untersuchungsrahmen steckt klare Grenzen ab und beschreibt das Modell zur Erstellung der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung. Der Lebensweg eines Pkws lässt sich nach Abbildung 4.1 in die drei Kategorien Produktion, Nutzung und Recycling unterteilen (Buberger et al. 2022, S. 3 f.). Die Produktion lässt sich weiter unterteilen in die Gewinnung der Rohstoffe sowie den Fahrzeugbau, während die Nutzung aus der Herstellung der Energieträger (Well-to-Tank) sowie der Energieumwandlung im Pkw (Tank-to-Wheel) besteht. Im Folgenden werden die Pkw definiert und die einzelnen Phasen des Lebenswegs näher beleuchtet und abgegrenzt. Dazu gehört auch die Beschreibung der Aggregation der einzelnen Phasen.

Im Anschluss werden die betrachteten Umweltwirkungen beschrieben. Zuletzt wird die funktionelle Einheit als Bemessungsgrundlage festgelegt.

## 4.1 Batterieelektrische Pkw (BEV)

BEV sind Pkw, die ausschließlich über elektrische Motoren angetrieben werden, welche ihre Energie aus einer ebenfalls im Fahrzeug verbauten Batterie speisen. Die Batterie lässt sich an einer externen Stromquelle wieder aufladen, es handelt sich also um einen Akkumulator (Zapf et al. 2021, S. 89).

BEV erleben aktuell ein starkes Marktwachstum, so hat sich die Anzahl der zugelassenen BEV in Deutschland von 2020 auf 2021 um 126,24 % erhöht auf rund 310.000 Pkw (Kraftfahrtbundesamt 2022a). Es ist zu erwarten, dass sich dieser Trend fortsetzt (vgl. Kapitel 1). Deshalb können Kund\*innen auf dem deutschen Markt bereits aus 90 BEV wählen, die sich sowohl technisch als auch kommerziell teilweise stark unterscheiden (ADAC 2022). Ein entscheidender Unterschied aus technischer Sicht besteht zwischen den BEV in der Batterietechnologie.

So bestehen die verbauten Batterien aus unterschiedlichen Rohstoffen. Den höchsten Marktanteil haben Lithium-Ionen-Batterien (Iclodean et al. 2017, S. 2). Diese haben in den letz-

ten Jahren aufgrund der hohen Energiedichte und spezifischen Energie bei gleichzeitiger Langlebigkeit andere Technologien wie Nickel-Metallhydrid-Batterien immer stärker verdrängt (Sanguesa et al. 2021, S. 384).

Innerhalb der Lithium-Ionen-Batterien werden im Wesentlichen sechs verschiedene Technologien verwendet, die sich in der Zusammensetzung der Kathode unterscheiden (Hannan et al. 2018, S. 19365 ff.). So gibt es folgende Zusammensetzungen der Kathode: Lithium-Cobalt (III)-Oxid ( $\text{LiCoO}_2$ ), Lithium-Mangandioxid ( $\text{LiMnO}_2$ ), Lithium-Eisenphosphat ( $\text{LiFePO}_4$ ), Lithium-Nickel-Cobalt-Mangan-Oxid ( $\text{LiNi}_x\text{Mn}_y\text{Co}_z\text{O}_2$  mit  $x + y + z = 1$ ), Lithium-Nickel-Cobalt-Aluminium-Oxid ( $\text{LiNi}_x\text{Co}_y\text{Al}_z\text{O}_2$  mit  $x + y + z = 1$ ) und Lithium-titanat ( $\text{Li}_4\text{Ti}_5\text{O}_{12}$ ). Lithium-Nickel-Cobalt-Mangan-Oxid-Batterien sind die von Batterieherstellern präferierte Technologie (Hannan et al. 2018, S. 19366). Die Materialmengen von Nickel, Cobalt und Mangan variieren je nach Batterie. Daher wird diese Technologie typischerweise als NCMXYZ mit X, Y und Z als Verhältnisangabe der drei Materialmengen abgekürzt.

In der vorliegenden Arbeit wird der VW ID.3, das meistzugelassenste BEV der Kompaktklasse in Deutschland, verwendet. (Kraftfahrtbundesamt 2022b). Konkret wird die Variante VW ID.3 Pro mit einer Leistung von 109 kW betrachtet, die als Nachfolger des VW e-Golf seit 2019 erhältlich ist (Volkswagen AG 2019a). Einige Fahrzeugparameter sind in Tabelle 4.1 dargestellt. Der ID.3 Pro verfügt über eine Lithium-Ionen-Batterie vom Typ NMC 811 (Wassiliadis et al. 2022, S. 8). Diese Technologie verdrängt zunehmend den Typ NMC 111. Sie verspricht durch den erhöhten Anteil von Nickel eine höhere Energiedichte und somit bei gleichem Gewicht eine höhere Reichweite (Zeng et al. 2019, S. 10 f.). Gleichzeitig sorgt die neue Materialzusammensetzung für geringere Treibhausgasemissionen in der Batterieproduktion, da die Gewinnung von Nickel geringere spezifische Emissionen verursacht als die von Cobalt bzw. Mangan (Umweltbundesamt 2015u).

Neben der Batterietechnologie wurde die Auswahl des VW ID.3 Pro als BEV dieser Arbeit durch weitere Faktoren beeinflusst. So verfügt er dank einer Batteriekapazität von 62 kWh über eine recht hohe Reichweite, wodurch das Nutzungserlebnis stärker dem eines Verbrenners ähnelt. Außerdem ist die Kompaktklasse, zu der der ID.3 gehört, bereits in vergangenen Studien als Referenzklasse verwendet worden. Zuletzt werden für die ICEV zur Modellierung Motorkennfelder benötigt, die nur selten veröffentlicht werden. Die dieser Arbeit zugrundeliegenden ICEV, für die Motorkennfelder vorliegen, verfügen über eine nahezu identische Motorleistung sowie vergleichbare Abmessungen wie der VW ID.3 Pro. Sie werden im Folgenden vorgestellt.

## 4.2 Pkw mit Verbrennungsmotor (ICEV)

Pkw mit Verbrennungsmotoren beziehen ihre Energie aus Kraftstoff, welcher in einem Tank im Pkw mitgeführt wird. Der Kraftstoff wird in einem Verbrennungsmotor verbrannt, um die chemische Energie des Kraftstoffs in kinetische Energie zum Vortrieb des

Parameter	VW ID.3 Pro
Antriebsform	BEV, NCM 811
Leergewicht	1.812 kg
Leistung	107 kW
Luftwiderstandsbeiwert	0,3
Stirnfläche	2,3 m <sup>2</sup>
Wirkungsgrad Laden	89,4 %
Wirkungsgrad Motor	90 %
Batteriekapazität	62 kWh

Tabelle 4.1: Ausgewählte Parameter des BEV (auto motor und sport 2022d)

Fahrzeugs umzuwandeln. Die beiden häufigsten Kraftstoffe bei Pkw sind Benzin und Diesel mit einem Anteil von 63,9 % bzw. 30,5 % am Pkw-Bestand in Deutschland am 01. Januar 2022 (Kraftfahrtbundesamt 2022a). Beide Technologien werden betrachtet, alternative Antriebe aufgrund des geringen Anteils am Pkw-Bestand jedoch vernachlässigt. Aufgrund dessen, dass der Wirkungsgrad von Verbrennungsmotoren technologiebedingt maßgeblich vom Betriebspunkt abhängt, wie später noch beleuchtet wird, ist für die Modellierung des Kraftstoffverbrauchs ein Motorkennfeld unerlässlich. Da diese nur selten von Herstellern veröffentlicht werden, werden in dieser Arbeit ältere Modelle des Kompaktwagens Mercedes A-Klasse modelliert, für die die Motorkennfelder vorliegen. Die ICEV wurden von 2004 bis 2012 produziert (auto motor und sport 2022a). Tabelle 4.1 zeigt einige Fahrzeugparameter der ICEV auf. Die Modelle der A-Klasse weisen ein deutlich geringeres

Parameter	Mercedes A 200	Mercedes A 200 CDI
Antriebsform	ICEV, Benzin	ICEV, Diesel
Leergewicht	1.240 kg	1.340 kg
Leistung	100 kW	103 kW
Hubraum	2,083 l	1,991 l
Luftwiderstandsbeiwert	0,3	0,3
Stirnfläche	2,3 m <sup>2</sup>	2,3 m <sup>2</sup>
Getriebeübersetzung Gang 1	3,64	3,93
Getriebeübersetzung Gang 2	2,04	2,22
Getriebeübersetzung Gang 3	1,33	1,39
Getriebeübersetzung Gang 4	1,03	0,97
Getriebeübersetzung Gang 5	0,82	0,77
Achsübersetzung	3,72	3,24
Tankvolumen	54 l	54 l

Tabelle 4.2: Ausgewählte Parameter der ICEV (auto motor und sport 2022a)

Gewicht auf als der VW ID.3. Dies liegt an der schweren Batterie. Vergleichbare BEV sind im Allgemeinen schwerer als ICEV (Iclodean et al. 2017, S. 6).

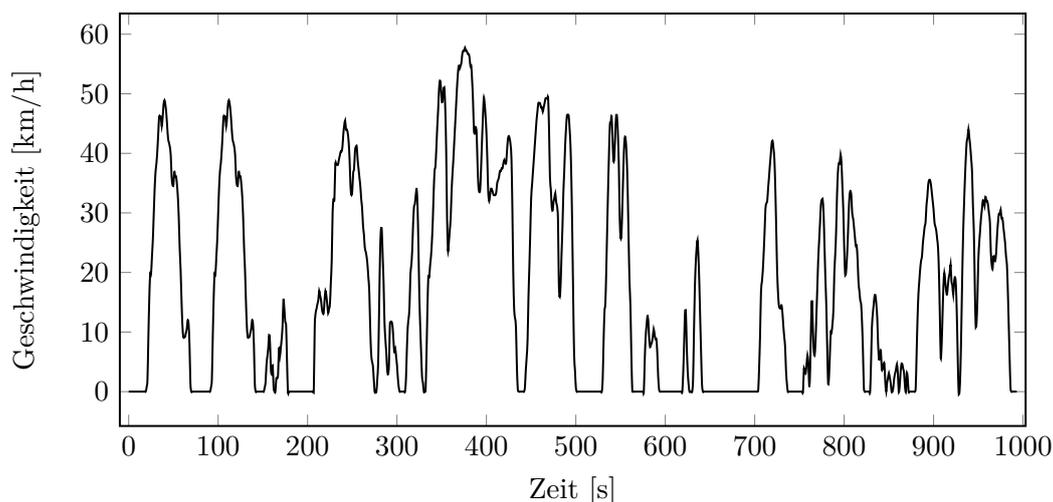


Abbildung 4.2: Geschwindigkeitsprofil: Artemis-Zyklus Stadt (Hauer 2020)

### 4.3 Fahrzyklen

Die in dieser Arbeit betrachteten Fahrzyklen gehören zu den Artemis-Fahrzyklen (Common Artemis Driving Cycles), die im Rahmen eines EU-Projekts (Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems) anhand statistischer Analyse von realen Fahrmustern entwickelt wurden. So bilden sie realistische Fahrscenarien ab und eignen sich daher für die Modellierung der verschiedenen Einsatzzwecke (Köhler 2019, S. 27; DieselNet 2018).

Die Artemis-Zyklen umfassen vier unterschiedliche Zyklen (Stadt, Land, Autobahn 130 km/h, Autobahn 150 km/h), von denen Stadt und Autobahn 130 km/h in dieser Arbeit verwendet werden. Der Stadtzyklus, dargestellt als Geschwindigkeitsprofil in Abbildung 4.2, zeichnet sich durch viele Beschleunigungs- und Bremsphasen aus und eignet sich zur Simulation des Rekuperationseffektes des BEV. Er hat eine Länge von knapp fünf Kilometern, die in etwa 16,5 Minuten abgefahren werden. Davon sind 4 Minuten und 42 Sekunden Stehzeit, etwa 28,5 % der gesamten Zykluszeit.

Der Autobahnzyklus (Abbildung 4.3) weist konstantere Geschwindigkeiten als der Stadtzyklus auf. Zudem hat er bei einer nur unwesentlich längeren Dauer von 17,8 Minuten eine Streckenlänge von 28,7 Kilometern, wodurch seine Durchschnittsgeschwindigkeit um etwa den Faktor 5,5 höher ist als die des Stadtzyklus. Tabelle 4.3 enthält beispielhafte Parameter der beiden Fahrzyklen.

### 4.4 Modellierung der Produktionsphase

Die Produktion umfasst die Rohstoffgewinnung für das Fahrzeug sowie den Fahrzeugaufbau von den Rohstoffen bis hin zum kompletten Pkw. Nicht betrachtet werden weitere Ebenen, wie beispielsweise der Aufbau von Werken, die Maschinen produzieren, welche zum Bau der Fahrzeuge benötigt werden. Solche Betrachtungen sind in der Realität auf-

Parameter	Stadt	Autobahn 130 km/h
Dauer	993 s	1068 s
Strecke	4,874 km	28,737 km
Durchschnittsgeschwindigkeit	17,7 km/h	96,9 km/h
Höchstgeschwindigkeit	57,3 km/h	131,4 km/h
Anteil 0 km/h	28,5 %	1,5 %
Anteil (0; 50] km/h	69,3 %	15,0 %
Anteil (50; 90] km/h	2,3 %	13,2 %
Anteil >90 km/h	0 %	70,2 %

Tabelle 4.3: Beispielhafte Parameter der Fahrzyklen (Hauer 2020)

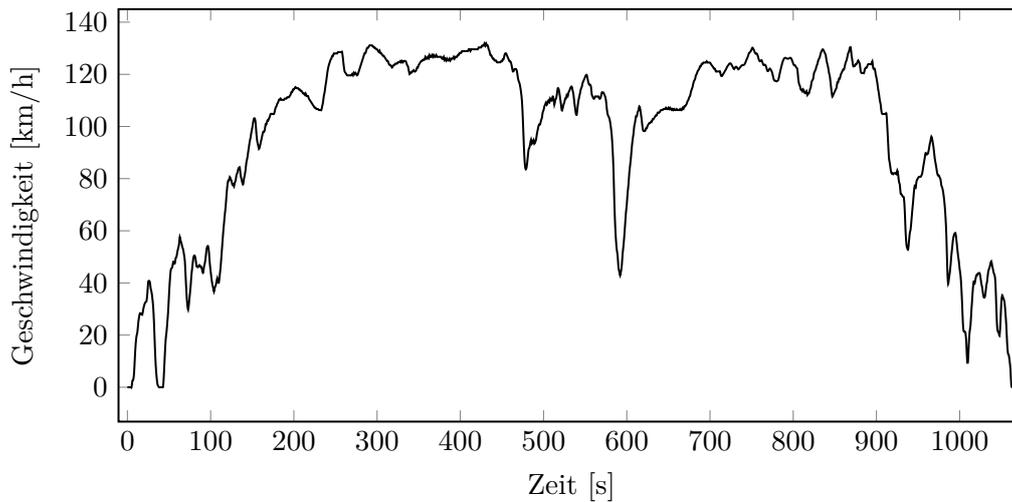


Abbildung 4.3: Geschwindigkeitsprofil: Artemis-Zyklus Autobahn (Hauer 2020)

grund der Komplexität der Lieferketten nur schwer möglich. Studien, die diese Effekte erfassen, bedienen sich volkswirtschaftlicher Input-Output-Matrizen, um daraus die Anteile indirekter Emissionen über Marktpreise zu allokalieren (Auf der Maur et al. 2012, S. 3 ff.). Dieser Ansatz wird zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit zu vorigen LCA-Studien nicht verfolgt.

Der erste Teil der Produktionsphase, die Rohstoffgewinnung, beschäftigt sich mit den Umweltwirkungen der im Fahrzeug eingesetzten Rohstoffe und benötigt als Basis die Rohstoffanteile des Fahrzeugs. Die Rohstoffanteile werden anhand von Helmers et al. (2020, Anhang) für die Fahrzeuge sowie gesondert für die Batterie anhand von Diekmann et al. (2017, S. A6185) determiniert. Helmers et al. (2020) zerlegen in ihrer Studie zwei verschiedene ICEV, um die Rohstoffanteile zu bestimmen und die Pkw anschließend zu BEV umzubauen. Sie beziehen Daten der Hersteller bei nicht vollständig zerlegbaren Bauteilen mit ein. Durch den Umbau zu BEV enthält ihre Studie Materialdaten für den elektrischen Antriebsstrang. Im Anhang ihrer Studie finden sich alle Rohstoffe, die in den beiden Fahrzeugen verwendet werden sowohl als absolute Zahlen als auch als prozentuale Massenanteile an den jeweiligen Hauptkomponenten. Die Hauptkomponenten sind die Karosserie (ca. 80 % des Trockengewichts) sowie der Antrieb (ca. 20 % des Trockengewichts), beim

BEV wird zusätzlich die Batterie betrachtet.

Die beiden Pkw sind ein Smart Fortwo und ein VW Caddy. Da der Smart Fortwo kleiner und der VW Caddy größer ist als die Pkw der vorliegenden Arbeit, wird der einfache Durchschnitt zwischen den prozentualen Anteilen an den Komponentengewichten zur Bestimmung der Rohstoffmassen in dieser Arbeit verwendet (auto motor und sport 2022b; auto motor und sport 2022c). Dadurch, dass beide Pkw ähnliche Rohstoffanteile aufweisen, kann von einer hinreichenden Approximation ausgegangen werden (vgl. Helmers et al. 2020, Anhang). Folgende Gleichungen werden zur Zerlegung des ICEV verwendet:

$$\begin{aligned} m_{ICEV}^{Karosserie} &= 0,8 \cdot (m_{ICEV} - 75 \text{ kg} - V_{Tank} \cdot \rho_k) \\ m_{ICEV}^{Antrieb} &= 0,2 \cdot (m_{ICEV} - 75 \text{ kg} - V_{Tank} \cdot \rho_k) \end{aligned} \quad (4.4.1)$$

Das Leergewicht  $m$  in Kilogramm wird nach der Richtlinie des Rates 91/21/EWG inklusive Person (75 kg) sowie vollem Kraftstofftank mit Volumen  $V_{Tank}$  in Litern angegeben und muss über die Dichte  $\rho_k$  des Kraftstoffs  $k$  in Kilogramm pro Liter korrigiert werden, um das Trockengewicht ohne Besetzung zu bestimmen (Europäische Gemeinschaften 1992, S. 3 ff.).

Analog erfolgt die Zerlegung des BEVs anhand folgender Gleichungen:

$$\begin{aligned} m_{BEV}^{Batterie} &= \frac{K_B}{\epsilon_{sp.B}} \cdot \frac{1.000 \text{ Wh}}{\text{kWh}} \\ m_{BEV}^{Karosserie} &= 0,78 \cdot (m_{BEV} - 75 \text{ kg} - m_{BEV}^{Batterie}) \\ m_{BEV}^{Antrieb} &= 0,22 \cdot (m_{BEV} - 75 \text{ kg} - m_{BEV}^{Batterie}) \end{aligned} \quad (4.4.2)$$

Im Unterschied zu Karosserie und Antrieb wird für die Batterie die Studie von Diekmann et al. (2017) verwendet, da diese eine Lithium-Ionen-Batterie mit Nickel-Cobalt-Mangan-Cathode untersucht, analog zur Batterie des VW ID.3 Pro. Die Batteriezusammensetzung der Modellierung von Diekmann et al. (2017, S. 3), die in der Kathode die Technologie NMC111 verwendet, wird auf eine Kathode der Technologie NMC811 angepasst, indem der Gesamtanteil am Gesamtgewicht von Nickel, Mangan und Cobalt auf die drei Materialien im Verhältnis 8:1:1 aufgeteilt wird. Das Batteriegewicht  $m_g$  wird mittels Gleichung aus der Batteriekapazität  $K_B$  in kWh und einer spezifischen Energie  $\epsilon_{sp.B}$  von 270 Wh/kg ermittelt (Chen et al. 2020, S. 3140; Ulvestad 2018, S. 4).

22 % des Trockengewichts ohne Besetzung und Batterie des BEV machen den Antrieb aus, die restlichen 78 % resultieren aus der Masse der Karosserie. (Helmers et al. 2020, Anhang).

Auf Basis der Massen der einzelnen Komponenten (Karosserie, Antrieb, Batterie) können im nächsten Schritt über prozentuale Anteile am trockenen Leergewicht (bei BEV ohne Batterie) die Massen  $m_{r,T}^{Komponente}$  der einzelnen Rohstoffe  $R$  für die jeweilige Technologie

$T \in \{BEV, ICEV\}$  ermittelt werden:

$$m_{R,T}^{Komponente} = Anteil_{R,T}^{Komponente} \cdot m_T^{Komponente} \quad (4.4.3)$$

Durch diesen Ansatz ist es möglich, unterschiedliche Fahrzeugleergewichte zu berücksichtigen. Vereinfachend werden die prozentualen Rohstoffanteile als konstant angenommen. Zur Bestimmung des Treibhausgas-effektes wird für jeden Rohstoff aus einer Datenbank des Umweltbundesamtes der jeweilige Emissionsfaktor in Kilogramm CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Kilogramm Rohstoff herangezogen (Umweltbundesamt 2015u). Da die Datenbank nicht jeden Rohstoff enthält, müssen Datenlücken geschlossen werden. Dazu werden zwei Ansätze verfolgt. Einerseits werden nach Möglichkeit andere LCA-Studien herangezogen, die sich mit dem entsprechenden Rohstoff befassen, andererseits werden Zurechnungen zu bestehenden Rohstoffen vorgenommen (z.B. „Isoliermaterial“ zu „Plastik“). Die verwendeten Quellen sowie die entsprechenden Emissionsfaktoren für jeden Rohstoff finden sich in Anhang A.3. Da der Großteil der Rohstoffe (ca. 98 % des Leergewichts) in der Datenbank verfügbar ist, wird lediglich von marginalen Abweichungen durch die Vorgehensweise bei Datenlücken ausgegangen.

Neben der Rohstoffgewinnung fallen in der Produktionsphase auch Emissionen durch den Fahrzeugbau an. Diese variieren stark je nach Herstellungsort, da sie maßgeblich vom verwendeten Strommix in der Produktion abhängen (Hao et al. 2017, S. 1515 ff.). Emilsson & Dahllöf (2021, S. 24) geben in ihrer LCA-Studie zu Lithium-Ionen-Batterien je nach Strommix von 0–60 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Kilowattstunde Batteriekapazität für den Zusammenbau der Batterie als Ergebnis an. 0 kg/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalente repräsentieren erneuerbare Energiequellen ohne CO<sub>2</sub>-Emissionen, 60 kg/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalente referenzieren auf einen Strommix, bei dem 1 kg/kWh an CO<sub>2</sub>-Äquivalenten anfallen. Unter Annahme der Linearität zwischen diesen Werten wird in dieser Arbeit folgende Gleichung zur Bestimmung des Emissionensfaktors  $e_{Bau}^{Batterie}$  für den Batteriebau verwendet (ohne Rohstoffgewinnung):

$$e_{Bau}^{Batterie} = \frac{e_{Strom}}{1 \text{ kg/kWh}} \cdot 60 \text{ kg/kWh} \quad (4.4.4)$$

Die Emissionen für den restlichen Fahrzeugbau belaufen sich auf 10 % des gesamten Produktionsprozesses (ohne Batterie) für einen Pkw nach Hao et al. (2017, S. 1518). Somit ergeben sich die Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten aus dem Fahrzeugbau  $E_{Fahrzeug}$  ohne Batterie folgendermaßen:

$$E_{Fahrzeugbau} = \frac{1}{9} \cdot \left( E_{Rohstoffgewinnung}^{Karosserie} + E_{Rohstoffgewinnung}^{Antrieb} \right) \quad (4.4.5)$$

Die Produktionsphase ist damit abgesteckt. Zusammenfassend beruht sie auf der Annahme, dass jeder Pkw aus prozentual festen Rohstoffanteilen besteht und somit das Leergewicht eine exogene Variable zur Modellierung der Produktionsemissionen darstellt. Eine

weitere exogene Variable ist die Batteriekapazität bei BEV.

#### 4.5 Modellierung der Nutzungsphase

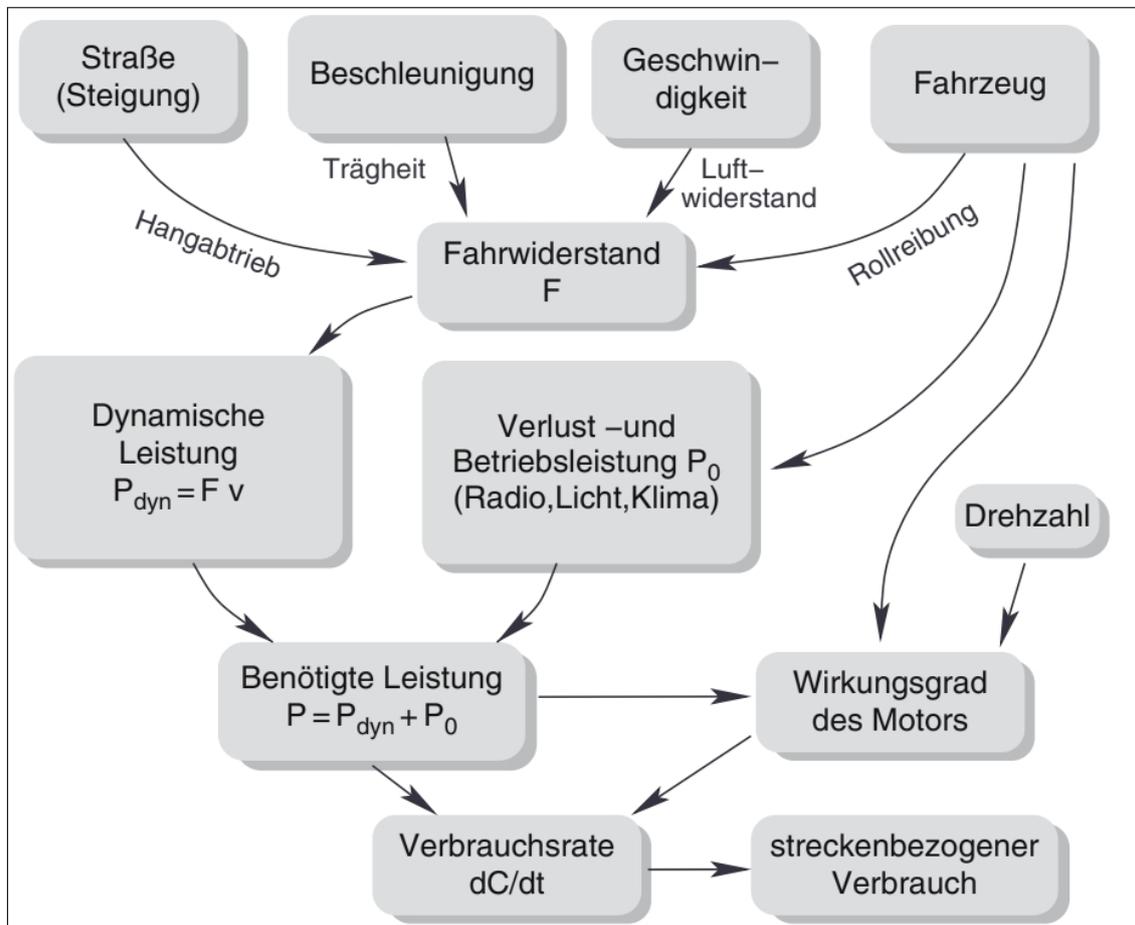


Abbildung 4.4: Schema des physikbasierten Verbrauchsmodells (Treiber & Kesting 2010, S. 277)

Die Nutzungsphase beschreibt die Phase, in der das Fahrzeug gefahren wird. Sie lässt sich unterteilen in die Energiegewinnung (Well-to-Tank) und die Energieumwandlung während der Fahrt (Tank-to-Wheel) (van Loon et al. 2019, S. 17).

Die Treibhausgasemissionen der Energiegewinnung hängen für BEV maßgeblich vom zugrundeliegenden Strommix ab (van Mierlo et al. 2017, S. 3438). Der Modellierung liegt der deutsche Strommix von 485 g/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalente zugrunde (Umweltbundesamt 2022). Die Treibhausgasemissionen der Energiegewinnung für ICEV hängen von der Vorkette des produzierten Kraftstoffs ab. Diese weist im Schnitt Emissionsfaktoren von 60,46 g/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalenten für Benzin und 41,24 g/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalente für Diesel auf (Zapf et al. 2021, S. 125, zitiert nach thinkstep AG 2017). Umgerechnet in Kilogramm CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro Liter Kraftstoff ergeben sich folgende Werte für die Emissionsfaktoren

der Vorkette pro Liter Benzin bzw. Diesel (siehe Anhang A.4):

$$e_{Benzin}^{WtT} = \frac{60,46 \text{ g/kWh}}{1.000 \text{ g/kg}} \cdot \frac{42.000 \text{ kJ/kg}}{3.600 \text{ kJ/kWh}} \cdot 0,76 \text{ kg/l} = 0,5361 \text{ kg/l}$$
$$e_{Diesel}^{WtT} = \frac{41,24 \text{ g/kWh}}{1.000 \text{ g/kg}} \cdot \frac{42.800 \text{ kJ/kg}}{3.600 \text{ kJ/kWh}} \cdot 0,84 \text{ kg/l} = 0,4119 \text{ kg/l}$$

Die Treibhausgasemissionen des Energieverbrauchs beim Fahren werden in der vorliegenden Arbeit detailliert betrachtet, da die Frage beantwortet werden soll, inwiefern sich verschiedene Fahrzyklen in der Höhe der verursachten Treibhausgasemissionen unterscheiden. Daher werden im Folgenden zwei verschiedene Artemis-Fahrzyklen anhand des Buches „Traffic Flow Dynamics“ von Treiber & Kesting (2013) modelliert. Sofern nicht anders beschrieben, beziehen sich alle Ausführungen zu der Modellierung auf dieses Werk. Konkret liegt der Modellierung das „physikbasierte mikroskopische Verbrauchsmodell“ zugrunde (Treiber & Kesting 2013, S. 388–399).

Dieses besteht aus mehreren verketteten Gleichungen (vgl. Abbildung 4.4). Zuerst wird anhand von Gleichung 4.5.2 der Fahrwiderstand  $F$  zum Zeitpunkt  $t$  mithilfe folgender Variablen berechnet:

- Fahrzeugmasse  $m$  in kg
- Geschwindigkeit  $v_t$  in m/s
- Beschleunigung  $a_t$  in m/s<sup>2</sup>
- Rollwiderstandskoeffizient des Fahrzeugs  $\mu$
- Erdbeschleunigung  $g = 9,81 \text{ m/s}^2$
- Luftwiderstandsbeiwert des Fahrzeugs  $c_w$
- Stirnfläche des Fahrzeugs  $A$  in m<sup>2</sup>
- Luftdichte  $\rho_l$  in kg/m<sup>3</sup>

Die Luftdichte ist abhängig vom Luftdruck  $L$  in Pascal und der Umgebungstemperatur  $U$  in Grad Celsius und lässt sich anhand der Gleichung 4.5.1 mit der Gaskonstante von  $287 \text{ Jkg}^{-1}\text{K}^{-1}$  bestimmen (Jones 1978, S. 1):

$$\rho_l = \frac{L}{287 \frac{\text{J}}{\text{kg}\cdot\text{K}}} \cdot \frac{1}{273,15 \text{ K} + U} \quad (4.5.1)$$

$$F = m \cdot a_t + (\mu + \beta) \cdot m \cdot g + 0,5 \cdot \rho_l \cdot c_w \cdot A \cdot v_t^2 \quad (4.5.2)$$

Der Fahrwiderstand setzt sich aus vier verschiedenen Kräften zusammen, die im Folgenden kurz erläutert werden.

Die erste Kraft der Formel 4.5.2 ist die Trägheitskraft  $m \cdot a_t$ . Sie beschreibt die Kraft, die benötigt wird, um die Geschwindigkeit des Fahrzeugs zu ändern. Sie steigt sowohl mit der Masse als auch mit der Beschleunigung, die als Änderungsrate des Bewegungszustands aufgefasst werden kann.

Die zweite Kraft ist der Rollwiderstand  $\mu \cdot m \cdot g$ . Er spezifiziert die Bremsung des Fahrzeugs durch die Reibung der Reifen am Boden. Der Rollwiderstand steigt mit der Masse des Fahrzeugs sowie mit dem Rollwiderstandskoeffizienten, welcher beschreibt, wie stark die Reibung zwischen Reifen und Fahrbahn ist.

Die dritte Kraft ist die Hangabtriebskraft  $\beta \cdot m \cdot g$ , die den Effekt der Steigung der Strecke darstellt. So rollt das Fahrzeug bei einer hinreichend großen Steigung aufgrund der Schwerkraft den Hang hinunter. Die verwendete Modellierung ist eine Approximation der Hangabtriebskraft  $\sin(\beta) \cdot m \cdot g$ , da für kleine Werte der Steigung  $\beta$  die Vereinfachung  $\beta \approx \sin(\beta)$  gilt. Da beide Fahrzyklen von einer ebenen Fahrbahn ausgehen, ist die Vereinfachung hinreichend. Die Hangabtriebskraft steigt mit der Masse des Fahrzeugs und der Steigung der Fahrbahn.

Die vierte und letzte Kraft ist der Luftwiderstand  $0,5 \cdot \rho_l \cdot c_w \cdot A \cdot v_t^2$ . Er stellt eine Reibungskraft dar, die aufgewendet werden muss, wenn sich das Fahrzeug relativ zur Luft mit einer anderen Geschwindigkeit als diese bewegt. In diesem Modell wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die Luft steht. Der Luftwiderstand steigt linear mit einer größeren Stirnfläche des Fahrzeugs  $A$ , einem höheren Luftwiderstandsbeiwert  $c_w$  sowie einer höheren Luftdichte  $\rho_l$ . Er steigt quadratisch mit der Geschwindigkeit  $v_t$ , weshalb er bei höheren Geschwindigkeiten eine größere Rolle spielt.

Anhand des Fahrwiderstands als Summe der vier beschriebenen Kräfte lässt sich die mechanische Leistung  $P_{dyn}$  in Kilowatt bestimmen:

$$P_{dyn} = F \cdot v_t \cdot \frac{1 \text{ kW}}{1.000 \text{ W}} \quad (4.5.3)$$

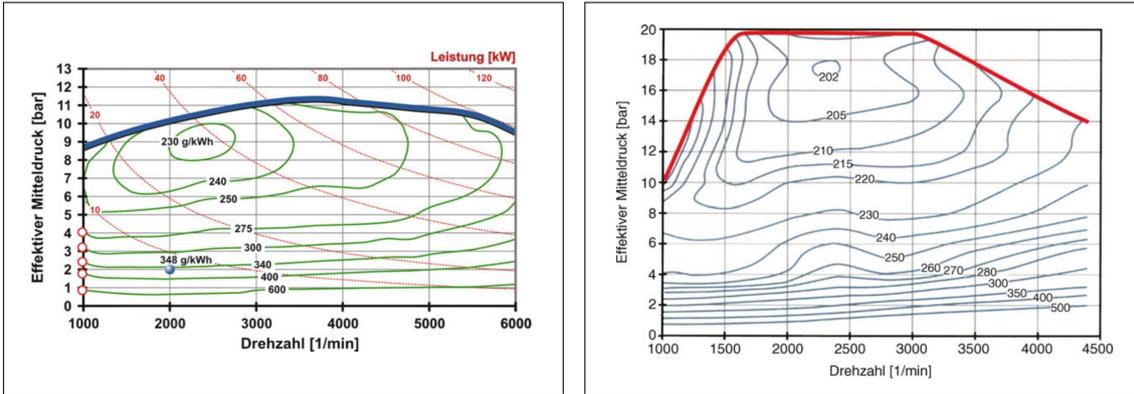
Diese gibt an, welche Leistung der Pkw zur Realisierung der gegebenen Beschleunigung und Geschwindigkeit benötigt. Hinzu kommt die Betriebs- und Verlustleistung  $P_0$ , welche Verluste durch Motorreibung sowie Verbraucher im Auto (z.B. Klimaanlage) umfasst. Sie wird für ICEV nach Treiber & Kesting (2013, S. 395) mit 3 kW und für BEV aufgrund niedrigerer Motorreibung mit 1,75 kW approximiert. Die Gesamtleistung  $P$  ergibt sich wie folgt:

$$P = P_{dyn} + P_0 \quad (4.5.4)$$

Die Gesamtleistung enthält dabei noch keine technologiespezifischen Effekte wie beispielsweise Schubabschaltung oder Rekuperation. Diese werden später in der Verbrauchsmodellierung berücksichtigt.

Um aus der Gesamtleistung den Verbrauch zu bestimmen, ist der spezifische Verbrauch  $C_{spez}$  als Kehrwert des Wirkungsgrads des Motors relevant. Dieser variiert bei Verbren-

nungsmotoren deutlich je nach Betriebspunkt des Motors (vgl. Abbildung 4.5). Der Betriebspunkt des Motors hängt von der gewählten Umdrehung pro Minute  $f$  sowie dem effektiven Mitteldruck im Zylinder  $\bar{p}$  ab und lässt sich aus Motorkennfeldern ablesen. Motorkennfelder sind Diagramme, die auf der Abszisse die Umdrehung und auf der Ordinate den effektiven Mitteldruck, die Leistung oder das Motormoment abgetragen haben. Im Diagramm sind die Isolinien gleichen spezifischen Verbrauchs bzw. gleichen Wirkungsgrads abgetragen. Die Motorkennfelder der ICEV sind in Abbildung 4.5 dargestellt. Zur



A 200, Benziner (Schreiner 2020, S. 189, zitiert nach Achenbach et al. 2004)

A 200 CDI, Diesel (Schreiner 2020, S. 189, zitiert nach Digeser et al. 2005)

Abbildung 4.5: Motorkennfelder der ICEV

Nutzung der Motorkennfelder ist demzufolge die Drehzahl essentiell. Diese lässt sich aus Geschwindigkeit, Gesamtübersetzung (Produkt aus Achsübersetzung  $\ddot{U}_{Achse}$  und Gangübersetzung  $\ddot{U}_{Gang}$ ) und dynamischem Abrollradius  $r_{dyn}$  bestimmen:

$$f_t^{Gang} = \frac{v_t \cdot \ddot{U}_{Gang} \cdot \ddot{U}_{Achse}}{2 \cdot \pi \cdot r_{dyn}}; f_t^{Gang} \in [f_{min}; f_{max}] \quad (4.5.5)$$

Der dynamische Abrollradius ist der Reifenradius während der Fahrt. Die Übersetzungen sind in Gleichung 4.5.6 definiert.

$$\begin{aligned} \ddot{U}_{Gang} &= \frac{\text{Kurbelwellendrehzahl}}{\text{Getriebeausgangsdrehzahl}} \\ \ddot{U}_{Achse} &= \frac{\text{Getriebeausgangsdrehzahl}}{\text{Raddrehzahl}} \end{aligned} \quad (4.5.6)$$

Die Übersetzungen sind durch die Funktionsweise des Verbrennungsmotors notwendig: Die Zylinderkolben, die sich im Motor auf und ab bewegen, sind über das Pleuel mit der Kurbelwelle verbunden. Durch diese Verbindung wird die Translationsbewegung der Kolben in eine Rotationsbewegung der Kurbelwelle übersetzt. Die Drehgeschwindigkeit der Kurbelwelle ist nicht in einer praktikablen Größenordnung, um sie direkt auf die Räder zu übertragen. Hier kommen die Übersetzungen zum Tragen. So wird die Drehgeschwindigkeit über Zahnräder im Getriebe und an der Achse in eine andere Geschwindigkeit

übersetzt. Die Übersetzungen in Gleichung 4.5.6 geben dabei das Verhältnis dieser Drehgeschwindigkeiten an (vgl. Schreiner 2020, S. 196).

Die Modellierung der Drehzahl unterliegt der Nebenbedingung, dass der Motor nur innerhalb des technischen möglichen Drehzahlbandes operieren kann. Das Drehzahlband ergibt sich aus den Motorkennfeldern und liegt für den Benziner zwischen  $f_{min} = 1.000$  und  $f_{max} = 6.000$  Umdrehungen pro Minute. Für den Diesel liegt es analog zwischen  $f_{min} = 1.000$  und  $f_{max} = 4.000$  Umdrehungen pro Minute. Werte von  $f_t^{Gang}$ , die unterhalb von  $f_{min}$  liegen, bedeuten, dass der gewählte Gang zu hoch für die zugrundeliegende Geschwindigkeit ist. Analog sind höhere Werte als  $f_{max}$  gleichbedeutend mit einem zu niedrig gewählten Gang. Sollte die Drehzahl im ersten Gang unter den Minimalwert  $f_{min}$  fallen, so wird in den Leerlauf geschaltet mit einer Drehzahl von angenommenen 800 Umdrehungen pro Minute.

Da die Gangübersetzung die Drehzahl des Motors, also der Kurbelwelle, bei gegebener Geschwindigkeit und somit gegebener Raddrehzahl bestimmt, ist zur Bestimmung der Drehzahl des Motors ein Gang zu wählen. Dieser wird durch Minimierung des spezifischen Verbrauchs gewählt. Die Modellierung dessen erfolgt im Detail wie folgt: Zuerst wird, wie oben beschrieben, die Drehzahl des Motors in jedem Gang berechnet.

Sobald die Motorumdrehung mit Gleichung 4.5.5 bestimmt ist, kann mithilfe der benötigten Leistung  $P$  aus der vorherigen Rechnung der effektive Druck im Zylinder bestimmt werden. Dafür gilt folgender Zusammenhang bei Viertaktmotoren mit  $V_{Zyl}$  als Bezeichner für den Hubraum in Litern (Schreiner 2020, S. 143; Treiber & Kesting 2010, S. 281):

$$\bar{p} = \frac{2 \cdot P}{\frac{f}{60s/min}} \cdot \frac{1}{\frac{V_{Zyl}}{1000l/m^3}} \cdot \frac{1 \text{ bar}}{100.000 Pa}, \bar{p} \in [0; \bar{p}_{max}^*] \quad (4.5.7)$$

Analog zur Drehzahl gibt es auch beim effektiven Mitteldruck einen operativen Bereich der Motoren. Dieser variiert mit der Drehzahl und ist in den Anhängen A.6 und A.7 abgetragen. Zwischen den einzelnen Werten für  $\bar{p}_{max}^*$  wird anhand der nächstkleineren Drehzahl  $f_u$  bzw. nächsthöheren Drehzahl  $f_o$  linear interpoliert anhand von Schreiner (2020, S. 200), worauf die Formeln 4.5.8 bis 4.5.11 basieren. Die nächstkleinere bzw. nächsthöhere Drehzahl sind jeweils als die Drehzahl definiert, die ein Vielfaches von 500 Umdrehungen pro Minute darstellen, ausgehend von der ermittelten Drehzahl  $f_t^{Gang}$ .

$$\bar{p}_{max}^* = \bar{p}_{max, f_u} + \frac{\bar{p}_{max, f_o} - \bar{p}_{max, f_u}}{f_o - f_u} \quad (4.5.8)$$

Mithilfe der Umdrehung  $f$  sowie dem effektiven Mitteldruck  $\bar{p}$  kann nun der spezifische Verbrauch  $C_{spez}$  im Motorkennfeld abgelesen werden.

Falls keine Motorkennfelder vorliegen, kann alternativ der Wirkungsgrad bzw. spezifische Verbrauch als konstant angenommen werden. Dabei sind typische Spitzenwerte für den Wirkungsgrad eines Benzinmotors 0,35 bis 0,4 bzw. 0,4 bis 0,45 für den Wirkungsgrad eines Dieselmotors. Im Teillastbereich liegt dieser Wert jedoch teilweise deutlich darunter

(z.B. 0,1), weshalb die Annahme eine Vereinfachung ist (Hjelkrem et al. 2020, S. 7).

Um den spezifischen Verbrauch in das Modell zu integrieren, werden die beiden Motor-kennfelder (Abb. 4.5) in Tabellenform gebracht (siehe Anhang A.10 und A.8). Beide Tabellen weisen die gleichen Intervallschritte von 2 Bar bzw. 500 Umdrehungen pro Minute auf, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Die Zwischenwerte werden mittels linearer Interpolation aus den nächstkleineren und nächstgrößeren Werten der Umdrehung ( $f_u$ ,  $f_o$ ) als Vielfaches von 500 Umdrehungen pro Minute bzw. des Mitteldrucks ( $\bar{p}_u$ ,  $\bar{p}_o$ ) als Vielfaches von 2 Bar ermittelt. Der Index für den jeweiligen Gang wird aus Gründen der Übersichtlichkeit weggelassen, die Rechnung erfolgt für jeden Gang.

1. Berechnung des Schätzwertes  $\tilde{C}_{spez,\bar{p}_u}^f$  anhand der Umdrehungen  $f_u$  und  $f_o$  bei konstantem nächstkleineren effektiven Mitteldruck  $\bar{p}_u$ :

$$\tilde{C}_{spez,\bar{p}_u}^f = C_{spez,\bar{p}_u}^{f_u} + \frac{C_{spez,\bar{p}_u}^{f_o} - C_{spez,\bar{p}_u}^{f_u}}{f_o - f_u} \cdot (f - f_u) \quad (4.5.9)$$

2. Berechnung des Schätzwertes  $\tilde{C}_{spez,\bar{p}_o}^f$  anhand der Umdrehungen  $f_u$  und  $f_o$  bei konstantem nächstgrößeren effektiven Mitteldruck  $\bar{p}_o$ :

$$\tilde{C}_{spez,\bar{p}_o}^f = C_{spez,\bar{p}_o}^{f_u} + \frac{C_{spez,\bar{p}_o}^{f_o} - C_{spez,\bar{p}_o}^{f_u}}{f_o - f_u} \cdot (f - f_u) \quad (4.5.10)$$

3. Berechnung des finalen Schätzwertes  $\tilde{C}_{spez}$  anhand der Schätzwerte  $\tilde{C}_{spez,\bar{p}_u}^f$  und  $\tilde{C}_{spez,\bar{p}_o}^f$ :

$$\tilde{C}_{spez} = \tilde{C}_{spez,\bar{p}_u}^f + \frac{\tilde{C}_{spez,\bar{p}_o}^f - \tilde{C}_{spez,\bar{p}_u}^f}{\bar{p}_o - \bar{p}_u} \cdot (\bar{p} - \bar{p}_u) \quad (4.5.11)$$

Es ergibt sich ein Schätzwert für den spezifischen Verbrauch für jeden Gang in jeder Sekunde des betrachteten Fahrzyklus. Der Zusammenhang zwischen dem spezifischen Verbrauch  $C_{spez}$  in g/kWh sowie dem Wirkungsgrad ist wie folgt definiert:

$$C_{spez} = \frac{1}{w_{cal} \cdot \gamma} \quad (4.5.12)$$

$\gamma$  bezeichnet dabei den Wirkungsgrad, der den Anteil der Energie angibt, der aus der chemischen Energie des Kraftstoffes in kinetische Energie umgewandelt wird und  $w_{cal}$  bezeichnet die massenbezogene Energiedichte des Kraftstoffes.

$$\gamma = \frac{\Delta \text{kinetische Energie}}{\Delta \text{chemische Energie}} \quad (4.5.13)$$

Der spezifische Verbrauch hat also einen Einfluss auf den Gesamtverbrauch und sollte einen möglichst niedrigen Wert aufweisen. Daher wird das Minimum über alle Gänge der

spezifischen Verbräuche gebildet, um dieses als spezifischen Verbrauch in der Verbrauchsberechnung zu verwenden (vgl. Formel 4.5.14). Der zugehörige Gang stellt den jeweils gewählten Gang dar.

$$C_{spez,t} = \min\{C_{spez,t}^{Gang}\} \quad (4.5.14)$$

Wie bereits bei Bestimmung der Gesamtleistung aufgezeigt, ergeben sich je nach verbauter Technologie weitere Effekte, die den Verbrauch beeinflussen. So sind in modernen Verbrennungsmotoren Schubabschaltungen verbaut. Diese sorgen dafür, dass bei einer negativen Gesamtleistung die Kraftstoffzufuhr abgeschaltet wird. Daraus ergibt sich eine untere Schranke des Kraftstoffverbrauchs von 0 ml/s. Diese ist in Formel 4.5.15 berücksichtigt.

$$C_t^{ICEV} = C_{spez,t} \cdot \max\{0; P_t\} \quad (4.5.15)$$

BEV können beim Bremsen einen Teil der Energie mittels Rekuperation zurück in die Batterie speisen, weshalb bei BEV der Verbrauch negative Werte annehmen kann. Eine vollständige Rückgewinnung der Bremsenergie ist jedoch technisch bedingt nicht möglich, es gibt einen prozentualen Verlustfaktor  $r_{Reku}$ . Ein weiterer Vorteil neben der Rekuperation ist der hohe Wirkungsgrad von BEV. So werden etwa  $\gamma_{BEV} = 80,46\%$  der Energie aus dem Stromnetz in kinetische Energie umgewandelt (vgl. Kapitel 6.2). Im Unterschied zum Verbrennungsmotor ist der Wert zudem kein Spitzenwert, der nur an einem bestimmten Betriebspunkt auftritt, sondern ein Durchschnittswert. Berücksichtigt man beide Effekte, so ergibt sich der Energieverbrauch bei BEV anhand folgender Formel:

$$C_t^{BEV} = \frac{1}{\gamma_{BEV}} \cdot \begin{cases} P_t, & P_t \geq 0 \\ (1 - r_{Reku}) \cdot P_t, & \text{sonst.} \end{cases} \quad (4.5.16)$$

Der Unterschied zwischen einem BEV und einem ICEV in der Nutzungsphase hängt von der Höhe des Wirkungsgrads der Rekuperation  $r_{Reku}$  ab, welcher bei BEV bei etwa 50 % liegt (Yeo et al. 2006, S. 1589). Nach der Ermittlung des sekundlichen Verbrauchs der beiden Zyklen über die Formeln 4.5.16 und 4.5.15 kann dieser über die gesamte Zykluszeit  $t_{max}$  aufsummiert werden. Durch die Multiplikation des Verbrauchs mit den jeweiligen Treibhausgasemissionsfaktoren ergeben sich die Treibhausgasemissionen für den jeweiligen Zyklus (vgl. Formel 4.5.17 und 4.5.18).

$$E_{Zyklus}^{BEV} = \frac{e_{Strom}}{1.000 \text{ g/kWh}} \cdot \sum_{t=1}^{t_{max}} C_t^{BEV} \quad (4.5.17)$$

$$E_{Zyklus}^{ICEV} = \left( e_{Kraftstoff}^{WtT} + e_{Kraftstoff}^{TtW} \right) \cdot \sum_{t=1}^{t_{max}} C_t^{ICEV} \quad (4.5.18)$$

$e_{Strom}$  ist der Emissionsfaktor des Strommixes in g/kWh CO<sub>2</sub>-Äquivalente und  $e_{Kraftstoff}^{WtT}$

bzw.  $e_{Kraftstoff}^{TtW}$  sind die Emissionsfaktoren für die Vorkette bzw. die Verbrennung des Kraftstoffes in Kilogramm CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro Liter Kraftstoff.

Aus den Emissionen eines Zyklus  $E_{Zyklus}^T$  können die Emissionen der Nutzungsphase  $E_{Nutzung}^T$  bestimmt werden, indem sie durch die Zyklusdistanz  $s_{Zyklus}$  dividiert und anschließend mit der Lebensfahrleistung  $Lfl$  multipliziert werden (vgl. Formel 4.5.19).

$$E_{Nutzung}^T = \frac{E_{Zyklus}^T}{s_{Zyklus}} \cdot Lfl \quad (4.5.19)$$

Zusammengefasst kann mit dem mikroskopischen Verbrauchsmodell nach Treiber & Kesting (2013, S. 388–399) anhand von Herstellerdaten sowie Fahrzyklen (Geschwindigkeit je Sekunde) der Verbrauch und damit der Treibhauseffekt modelliert werden.

Neben den Emissionsfaktoren der Energieherstellung kommen bei ICEV die Emissionsfaktoren der Kraftstoffverbrennung im Pkw hinzu, die in Kapitel 6 näher beleuchtet werden. Für BEV hingegen gilt, dass ausschließlich der Emissionsfaktor der Energieherstellung betrachtet werden muss, da sie lokal keine Treibhausgase emittieren.

## 4.6 Modellierung der Recyclingphase

Die Recyclingphase befasst sich mit der Verwertung der Pkw nach der Nutzungsphase und beinhaltet Entsorgung und Wiederverwertung von einzelnen Rohstoffen oder ganzen Komponenten.

Die Berechnung des Recyclings stellt bei LCA für Pkw eine Herausforderung dar (Liu et al. 2022, S. 3). So gehen öffentlich verfügbare Datenbanken bei Emissionsfaktoren oftmals von reiner Primärproduktion ohne Recycling aus, so auch die Datenbank des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt 2015u). Deshalb wird das Recycling der Karosserie und des Antriebs, die die größte Fahrzeugmasse ausmachen und für alle Fahrzeugkonzepte ein ähnliches Gewicht aufweisen ist, mithilfe eines einheitlichen Emissionsfaktors pro Kilogramm Antrieb bzw. Karosserie einbezogen und mit dem Gewicht verrechnet nach Formel 4.6.1. Als Grundlage der Berechnung dienen die Werte von Nakano & Shibahara (2017, S. 512), die für einen konventionellen Kleinwagen ( $m = 1.082,8 \text{ kg}$ ) über alle betrachteten Recyclingverfahren gemittelt auf Treibhausgasemissionseinsparungen von 626,75 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente kommen. Bezogen auf ein Kilogramm Trockengewicht wird daher für alle betrachteten Technologien der Emissionsfaktor von  $e_{Recycling}^{Antrieb} = e_{Recycling}^{Karosserie} = \frac{-626,75 \text{ kg}}{1.082,8 \text{ kg}} = -0,5788 \text{ kg/kg}$  an CO<sub>2</sub>-Äquivalenten dieser Arbeit zugrunde gelegt.

$$\begin{aligned} E_{Recycling}^{Karosserie} &= e_{Recycling}^{Karosserie} \cdot m^{Karosserie} \\ E_{Recycling}^{Antrieb} &= e_{Recycling}^{Antrieb} \cdot m^{Antrieb} \\ E_{Recycling}^{ICEV} &= E_{Recycling}^{Karosserie} + E_{Recycling}^{Antrieb} \end{aligned} \quad (4.6.1)$$

Ein neues Forschungsfeld stellt das Recycling von Lithium-Ionen-Batterien dar. Erste LCA-Studien, die den Lebenszyklus von Lithium-Ionen-Batterien untersuchen, kommen zu dem Schluss, dass eine Reduktion der Treibhausgasemissionen durch Recycling zu erwarten ist (z.B. Elwert et al. 2018). Da zum aktuellen Zeitpunkt keine konkreten Daten über recycelte Mengen einzelner Metalle aus der Batterie und den Emissionen veröffentlicht werden, wird in dieser Arbeit mit den Ergebnissen der Studie von Elwert et al. (2018, S. 313, 315) das Recyclingpotenzial determiniert. Die Studie vergleicht die Recycling-Prozesse „Düsenfeld-Prozess“ und „Accurec-Prozess“ für Lithium-Ionen-Batterien miteinander hinsichtlich der Treibhausgasemissionen und kommt als Einsparungspotenzial bei dem „Düsenfeld-Prozess“ auf 2,725 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro Kilogramm Batteriegewicht bzw. auf 2,841 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro Kilogramm Batteriegewicht bei dem „Accurec-Prozess“. Daraus ergibt sich ein ungewichtetes Mittel der verglichenen Prozesse von  $e_{Recycling}^{Batterie} = -2,783 \text{ kg/kg CO}_2\text{-Äquivalente}$  als Emissionsfaktor. Somit ergibt sich Formel 4.6.2 für die Emissionen des Recyclings der Batterie und Formel 4.6.3 für die Recycling-Emissionen des BEV.

$$E_{Recycling}^{Batterie} = e_{Recycling}^{Batterie} \cdot m^{Batterie} \quad (4.6.2)$$

$$E_{Recycling}^{BEV} = E_{Recycling}^{Batterie} + E_{Recycling}^{Karosserie} + E_{Recycling}^{Antrieb} \quad (4.6.3)$$

## 4.7 Modellierung der Aggregation der einzelnen Phasen

Nachdem die drei Phasen abgegrenzt worden sind und ihre jeweiligen Treibhausgasemissionen für die betrachteten Fahrzeuge vorliegen, müssen diese aggregiert werden, um den gesamten Lebensweg zu bemessen. Dazu werden die einzelnen Emissionen der drei Phasen aufsummiert nach Formel 4.7.1. Für jeden Zyklus und jede Technologie werden andere Werte bestimmt, sodass insgesamt sechs Werte als Ergebnis der Wirkungsabschätzung vorliegen.

$$E_{Gesamt} = E_{Produktion} + E_{Nutzung} + E_{Recycling} \quad (4.7.1)$$

Damit ist die Modellierung der einzelnen Phasen sowie die Aggregation dieser abgeschlossen.

## 4.8 Betrachtete Emissionen

Diese Arbeit hat das Ziel, die globalen Umweltauswirkungen der Pkw zu untersuchen. Globale Umweltauswirkungen sind solche, die unabhängig vom Ort des Emittierens die gesamte Erde betreffen. Sie umfassen im Wesentlichen den antropogenen Treibhausgasereffekt. Der antropogene Treibhausgasereffekt beschreibt die Erwärmung durch die Emission von Treibhausgasen durch vom Menschen gemachte Technologien oder Veränderungen der Umwelt (Umweltbundesamt 2016). Die Erwärmung hat weitreichende Folgen für die

Weltbevölkerung, weshalb das Pariser Klimaabkommen mit dem Ziel der Begrenzung der Erwärmung auf deutlich unter 2 °C gegenüber vorindustriellen Zeiten zwischen 193 Staaten geschlossen wurde (United Nations Framework Convention on Climate Change 2015, Art. 2 Abs. 1). Treibhausgase sind Gase, die verhindern, dass Wärmestrahlung in den Welt- raum abgegeben wird. Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) ist dasjenige, welches den größten Teil des antropogenen Treibhauseffekts verursacht, weshalb der Treibhausgaseffekt typischerweise in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten gemessen wird (Edenhofer et al. 2014). CO<sub>2</sub>-Äquivalente stellen eine Messgröße dar, durch die die Treibhausgaswirkungen von anderen Gasen (z.B. Methan) auf die Treibhausgaswirkung von CO<sub>2</sub> normiert werden. CO<sub>2</sub> hat dabei einen Wert von 1, Methan beispielsweise einen Wert von 25. Ein Kilogramm Methan hat also eine Treibhaus- gaswirkung, die 25 mal so groß ist wie die von CO<sub>2</sub> bei gleicher Menge (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007). Die zugrundeliegende Annahme der Normierung ist ein Zeithorizont von 100 Jahren.

Da die Quellen, die dieser Arbeit zugrunde liegen, die Treibhausgasemissionen in CO<sub>2</sub>- Äquivalenten angeben, müssen in dieser Arbeit keine Umrechnungen vorgenommen wer- den.

## 4.9 Funktionelle Einheit

Neben der Produktabgrenzung über die einzelnen Phasen ist es für eine LCA essentiell, ei- ne funktionelle Einheit zu verwenden, um die Ergebnisse vergleichen zu können. Für einen Pkw empfehlen van Loon et al. (2019, S. 8) einen Kilometer Fahrstrecke als funktionelle Einheit. Dieser Empfehlung wird in dieser Arbeit nachgekommen.

Zur Normierung der Ergebnisse auf die funktionelle Einheit wird nach der Wirkungsab- schätzung die Gesamtmenge an emittierten Treibhausgasen in Kilogramm CO<sub>2</sub>-Äquivalenten durch die Lebensfahrleistung  $Lfl$  dividiert:

$$E_{Gesamt}^{normiert} = \frac{E_{Gesamt}}{Lfl} \quad (4.9.1)$$

Die Lebensfahrleistung wird mit 250.000 km angesetzt und in der Sensitivitätsanalyse variiert. Der Durchschnittswert der Lebensfahrleistung von Pkw lässt sich empirisch nur schwer ermitteln, da die Fahrzeuge oftmals im Ausland weiterverwendet werden (Economic Division United Nations Environment Programme 2020). Deshalb handelt es sich bei den 250.000 Kilometern um eine eigene Annahme.

## 5 Sachbilanz

Die zweite Phase der LCA umfasst die Erstellung der Sachbilanz. Eine Sachbilanz ist eine Übersicht, in der alle Rohstoffe dargestellt sind, die innerhalb des Untersuchungsrahmens berücksichtigt werden.

Da keine Primärdaten zur Materialzusammensetzung der betrachteten Fahrzeugmodelle VW ID.3 Pro, Mercedes A 200 und Mercedes A 200 CDI öffentlich zur Verfügung stehen, wird als Datenbasis die Studie von Helmers et al. (2020, Anhang) verwendet, wie bereits in Kapitel 4.4 beschrieben. Gemäß den Gleichungen 4.4.1 und 4.4.2 sowie den Inputs aus den Tabellen 4.1 und 4.2 ergeben sich die in Abbildung 5.2 dargestellten Gewichte der einzelnen Komponenten. Nach der Multiplikation der einzelnen Gewichte der Komponen-

<b>Rohstoffe [kg]</b>	<b>BEV</b>	<b>ICEV: Benzin</b>	<b>ICEV: Diesel</b>
Aluminium	230,76	78,12	84,76
Antimon	0,08	0,00	0,00
Arsen	<0,01	0,00	0,00
Blei	7,46	10,45	11,34
Cobalt	2,14	0,00	0,00
Glas	22,34	17,00	18,54
Glasfaser	8,74	2,65	2,88
Graphit	18,83	0,00	0,00
Gummi	63,64	3,08	3,34
Keramik	0,50	0,00	0,00
Klebstoffe	9,00	5,84	6,34
Kupfer	78,81	5,57	6,05
Lithium	2,30	0,00	0,00
Mangan	5,07	2,25	2,44
Messing	1,82	0,00	0,00
Nickel	17,08	0,00	0,00
Öle & Flüssigkeiten	2,94	16,93	18,37
Plastik	217,57	167,67	181,95
Sauerstoff	11,02	0,00	0,00
Schwefelsäure	0,83	1,28	1,39
Sonstiges	19,06	0,00	0,00
Stahl	977,18	738,10	800,94
Textilien	10,58	8,27	8,98
Wasser	1,49	2,18	2,37
Zink	4,70	3,60	3,90

Tabelle 5.1: Sachbilanz der Pkw nach Diekmann et al. (2017, S. A6185) und Helmers et al. (2020, Anhang), ohne Kraftstoff

ten mit den jeweiligen prozentualen Bestandteilen dieser ergibt sich die Sachbilanz ohne Kraftstoff in Tabelle 5.1. Der am meisten verwendete Rohstoff ist Stahl, gefolgt von Plastik und Aluminium. Aluminium wird im BEV mit 230,76 kg deutlich mehr verwendet als in den ICEV mit 78,12 kg (Benziner) bzw. 84,76 kg (Diesel).

Zudem ist die Anzahl der verschiedenen Rohstoffe beim BEV höher. Dies liegt an der Batterie, die verschiedene Metalle wie zum Beispiel Lithium, Nickel oder Cobalt enthält. Die unterschiedlichen Rohstoffmassen der drei Technologien haben einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Treibhausgasemissionen, wie die Wirkungsabschätzung im folgenden Kapitel zeigt. Zur Sachbilanz gehört ebenso die gesamte über die Lebensfahrleistung

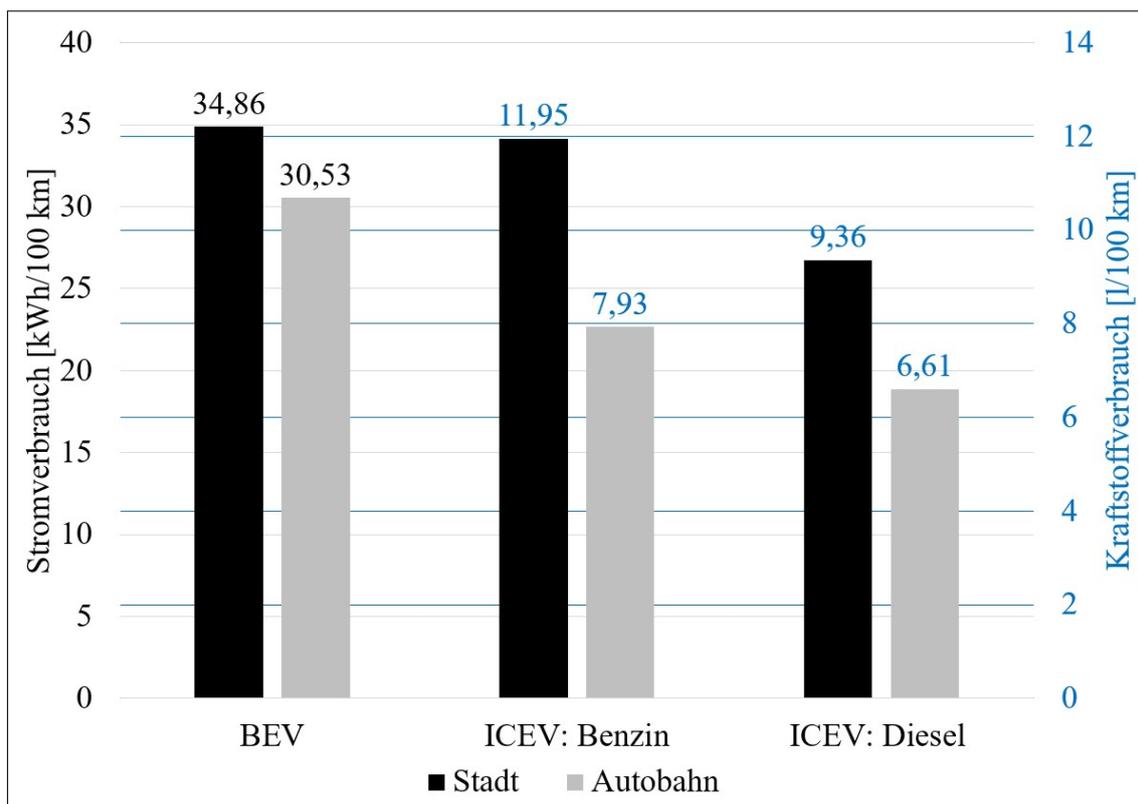


Abbildung 5.1: Verbrauch während der Fahrt der Pkw pro 100 km

verbrauchte Kraftstoff- bzw. Strommenge der Pkw. Dazu wird mithilfe des vorgestellten mikroskopischen Verbrauchsmodells nach Treiber & Kesting (2013, S. 388–399) der Kraftstoff- bzw. Stromverbrauch für beide Zyklen ermittelt. Die Berechnung des Verbrauchs hängt von den allgemeinen Inputs in Tabelle A.4 sowie den fahrzeugspezifischen Inputs in Tabelle A.5 ab. Aus diesen ergeben sich mit den vorgestellten Formeln (Formel 4.5.1 bis Formel 4.5.11) die Verbräuche in Abbildung 5.1 für den Stadtzyklus und den Autobahnzyklus. Der Verbrauch pro 100 km ergibt sich nach Formel 5.0.1 und der Verbrauch

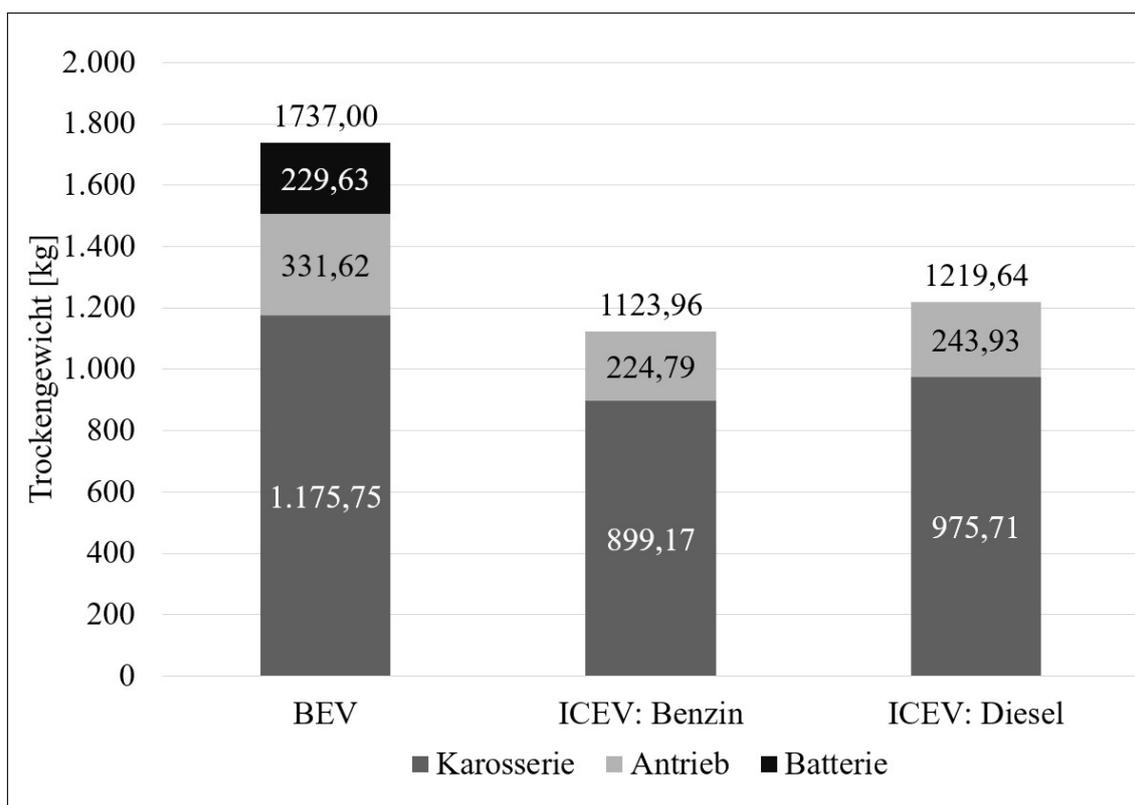


Abbildung 5.2: Zusammensetzung des Trockengewichts nach Komponenten pro Lebenszyklus von 250.000 km nach Formel 5.0.2.

$$\text{Verbrauch pro } 100 \text{ km} = \frac{100 \text{ km}}{s_{\text{Zyklus}}} \cdot \sum_{t=1}^{t_{\text{max}}} C_t^{\text{ICEV}} \quad (5.0.1)$$

$$\text{Verbrauch pro Lebenszyklus} = \frac{L_{\text{fl}}}{s_{\text{Zyklus}}} \cdot \sum_{t=1}^{t_{\text{max}}} C_t^{\text{ICEV}} \quad (5.0.2)$$

Der Stadtverbrauch ist bei jeder der betrachteten Antriebsformen höher als der Verbrauch

Artemis-Stadt	BEV	ICEV: Benzin	ICEV: Diesel
Zyklusverbrauch	1,70 kWh	0,58 l	0,46 l
Verbrauch pro 100 km	34,86 kWh	11,95 l	9,36 l
Verbrauch pro Lebenszyklus	87.158,24 kWh	29.881,84 l	23.397,27 l

Tabelle 5.2: Verbrauchsergebnisse Artemis-Stadt

Artemis-Autobahn	BEV	ICEV: Benzin	ICEV: Diesel
Zyklusverbrauch	8,77 kWh	2,28 l	1,90 l
Verbrauch pro 100 km	30,53 kWh	7,93 l	6,61 l
Verbrauch pro Autoleben	76.326,56 kWh	19.828,06 l	16.522,00 l

Tabelle 5.3: Verbrauchsergebnisse Artemis-Autobahn

auf der Autobahn. Die Differenz zwischen BEV und ICEV ist in der Stadt jedoch größer.

---

Eine Erklärung ist der Betriebspunkt der Verbrennungsmotoren, da diese bei niedrigen Geschwindigkeiten niedrige Wirkungsgrade bzw. hohe spezifische Verbräuche aufweisen (Treiber & Kesting 2010, S. 283). Dieser Effekt tritt beim BEV aufgrund des konstanten Wirkungsgrads nicht auf. Hinzu kommt, dass das BEV bei jedem hinreichend starken Bremsvorgang rekuperiert, wobei Bremsungen in der Stadt häufiger auftreten als auf der Autobahn. Ein weiterer Effekt ist der Leerlauf der ICEV, der mehr Treibhausgasemissionen verursacht als der des BEV. Bei einem Stillstandsanteil von 28,5 % in der Stadt im Vergleich zu 1,5 % auf der Autobahn hat dies ebenfalls einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Differenz.

Der Vergleich der ICEV untereinander ergibt, dass auf beiden Fahrzyklen weniger Diesel als Benzin verbraucht wird. Ursächlich dafür ist unter anderem die höhere Energiedichte von Diesel im Vergleich zu Benzin (vgl. Anhang A.5). Dadurch wird bei Annahme des gleichen Wirkungsgrads und der gleichen benötigten Gesamtleistung weniger Diesel als Benzin verbraucht. Im Kapitel Wirkungsabschätzung zeigt sich, dass mit der höheren Energiedichte auch höhere Emissionsfaktoren (Tank-to-Wheel) für Diesel im Vergleich zu Benzin einhergehen.

## 6 Ergebnisse: Wirkungsabschätzung

In der Phase der Wirkungsabschätzung wird die Sachbilanz mit den spezifischen Emissionsfaktoren der betrachteten Wirkungskategorien multipliziert, wie in Anhang A.12 dargestellt. Dafür müssen die betrachteten Emissionen (z.B. Kohlenstoffdioxid, Methan) den Wirkungskategorien (z.B. Treibhauseffekt) zugeordnet und entsprechend determiniert werden.

Die vorliegende Arbeit betrachtet ausschließlich den Treibhauseffekt und arbeitet mit CO<sub>2</sub>-Äquivalenten als einziger Größe für die Umweltwirkungen.

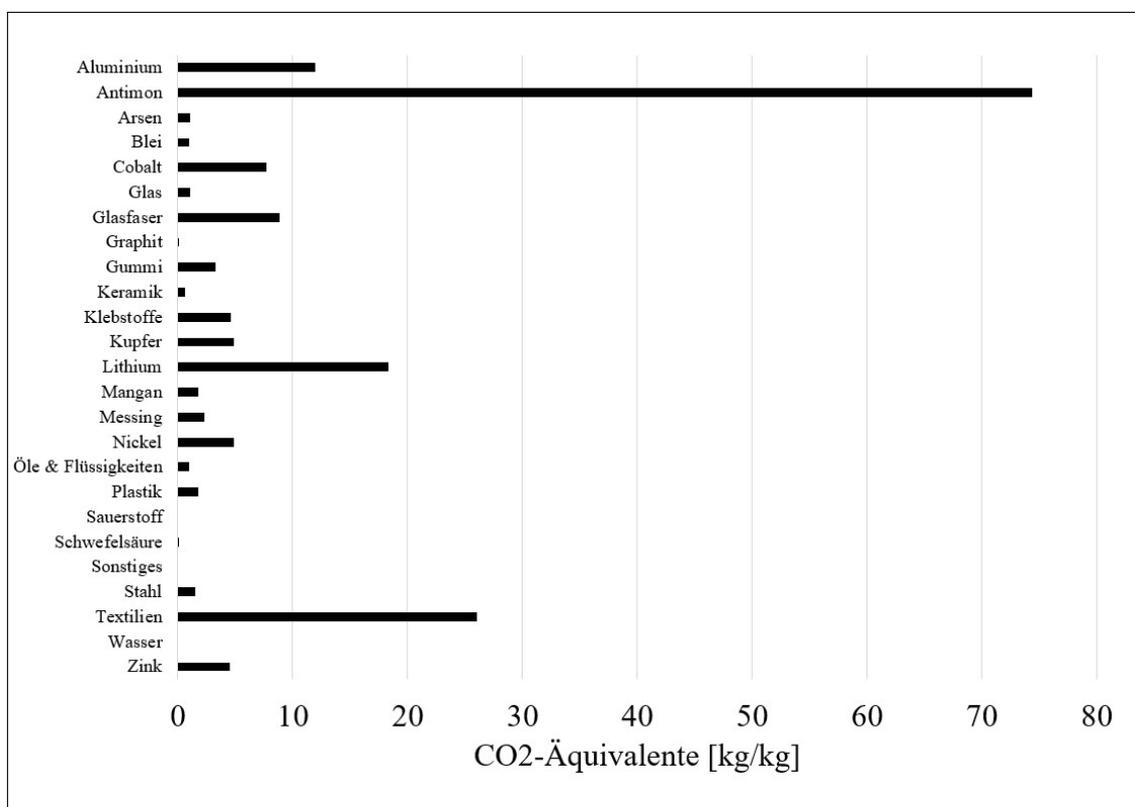


Abbildung 6.1: Treibhausgasemissionsfaktoren der Rohstoffe ( Umweltbundesamt 2015u)

### 6.1 Treibhausgasemissionen der Produktionsphase

Die Treibhausgasemissionen der Produktionsphase entstehen bei der Rohstoffgewinnung und bei dem Fahrzeugbau. Über die Multiplikation der Sachbilanz mit den spezifischen

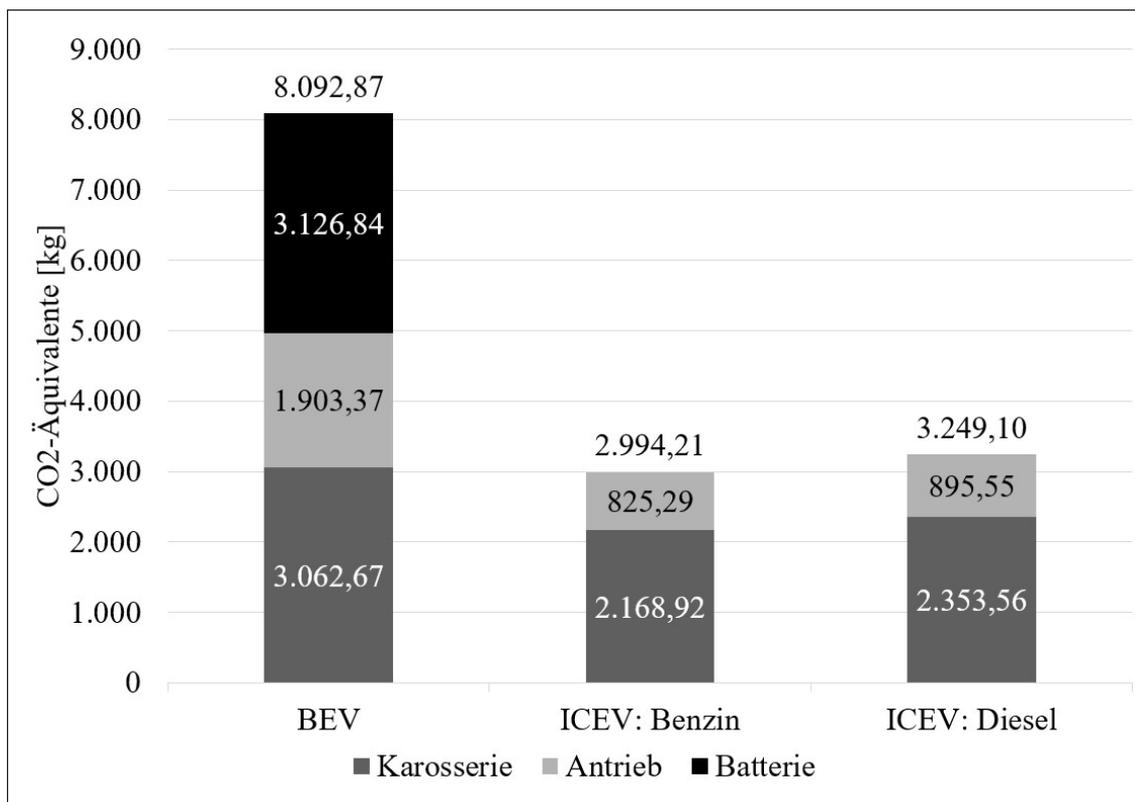


Abbildung 6.2: Treibhausgasemissionen der Produktionsphase nach Komponenten

Emissionsfaktoren für Treibhausgasemissionen (in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Kilogramm Rohstoff) aus Abbildung 6.1 erfolgt die Wirkungsabschätzung der Rohstoffgewinnung. Wird zu den Emissionen der Rohstoffgewinnung der Faktor von 1/9 für den Karosseriebau bzw. den Antriebsbau addiert und anschließend die Menge der Treibhausgasemissionen über alle Rohstoffe summiert, so ergeben sich die Treibhausgasemissionen der Produktion von Antrieb und Karosserie. Für die Batterie des BEV lassen sich die Treibhausgasemissionen der Rohstoffgewinnung analog ermitteln, jedoch wird für den Batteriebau nicht der Faktor 1/9 hinzuaddiert, sondern er wird durch die Formel 4.4.4 determiniert. Es ergeben sich mit deutschem Strommix und einer Batteriekapazität von 62 kWh 1.804,2 kg Treibhausgasemissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

$$CO_2\text{-Äquivalente Batteriebau} = \frac{0,485 \text{ kg/kWh}}{1 \text{ kg/kWh}} \cdot 60 \text{ kg/kWh} \cdot 62 \text{ kWh} = 1.804,2 \text{ kg} \quad (6.1.1)$$

Analog zu früheren LCA-Studienergebnissen weist in der Produktionsphase das BEV die höchsten Treibhausgasemissionen auf. So werden bis zur ersten Fahrt des BEV bereits über 8 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalente emittiert, deutlich mehr als beim Benziner mit knapp 3 Tonnen bzw. beim Diesel mit 3,25 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Abbildung 6.2 zeigt dabei, dass die Batterieproduktion besonders emissionsintensiv ist. Hinzu kommt, dass die Batterie das Gewicht des BEV erheblich erhöht und ihr beim ICEV mit dem Kraftstofftank ein

deutlich leichteres und weniger emissionsintensives Bauteil gegenüber steht. Deshalb liegt das Leergewicht des BEV ohne Batterie bereits in etwa auf dem Niveau eines vergleichbaren ICEV. Die Materialzusammensetzung der Batterie erklärt einen weiteren Teil der Ergebnisdifferenz. So besteht sie zu etwa der Hälfte aus den beiden Metallen Aluminium (34,50 % des Batteriegewichts) und Kupfer (14,20 % des Batteriegewichts), beides Metalle mit einem verhältnismäßig hohen Emissionsfaktor. Weitere Metalle wie Lithium, Cobalt und Nickel, die ebenfalls emissionsintensiv in der Gewinnung sind, werden ebenfalls in der Batterie verbaut.

Nicht nur die Batterie, sondern auch der Antriebsstrang (z.B. Elektromotor, Inverter, etc.) besteht aus verschiedenen Metallen, die in ihrer Förderung hohe Treibhausgasemissionen verursachen. So wird nahezu die Hälfte der Emissionen der Rohstoffherstellung bei BEV im Rahmen der Aluminiumgewinnung ausgestoßen (Abbildung 6.3). Aluminium gehört mit einem Emissionsfaktor von 11,904 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Kilogramm zu den emissionsintensivsten Rohstoffen, die in den Pkw verbaut werden (Abbildung 6.1). Außerdem wird kleinen Mengen Antimon verwendet, welches mit Abstand den höchsten Emissionsfaktor von 74,35 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Kilogramm aufweist (Lee & Wen (2017, S. 1)). Der Fahrzeugbau der ICEV verursacht deutlich weniger Emissionen benötigt als der des BEV, da die Herstellung der Karosserie und des Antriebsstrangs weniger energieaufwendig als die der Batterie ist. Ferner besteht ein ICEV zu einem größeren Teil aus Stahl als ein BEV. Stahl ist mit einem Emissionsfaktor von 1,5 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Kilogramm deutlich weniger emissionsintensiv in der Gewinnung als die Metalle, die in BEV verbaut werden (Umweltbundesamt 2015p).

## 6.2 Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase

Der größte Anteil der Treibhausgasemissionen wird während der Nutzungsphase verursacht, sowohl bei Stadt- als auch bei Autobahnbetrieb. Der Fahrzyklus spielt jedoch eine Rolle für die Höhe der Emissionen. Dies liegt daran, dass die Emissionen direkt proportional zum Verbrauch sind. Benzin und Diesel bestehen zu je 86 % aus Kohlenstoff, die nahezu vollständig mit dem Sauerstoff der Luft zu CO<sub>2</sub> reagieren und ausgestoßen werden (Juhrich 2016, S. 34). Das BEV stößt während der Fahrt vor Ort keine Emissionen aus, doch werden in der Herstellung des Stroms Treibhausgase emittiert. Daher gilt auch hier, je höher die verbrauchte Strommenge, desto höher die Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase. Den höchsten Wert emittiert der A 200 auf beiden Fahrzyklen mit 87.631,84 kg in der Stadt und 58.147,99 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente auf der Autobahn. Der A 200 CDI verbraucht etwas weniger mit 71.610,86 kg (Stadt) bzw. 50.568,06 kg (Autobahn). Deutlich weniger klimaschädlich ist der ID.3 Pro in der Nutzungsphase. Er emittiert mit Werten von 42.271,74 kg in der Stadt bzw. 37.018,38 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente 51,8 % bzw. 36,3 % weniger als der Benziner (Abbildung 6.4).

Zudem wird deutlich, dass die Fahrt auf der Autobahn im Vergleich zur Fahrt in der Stadt

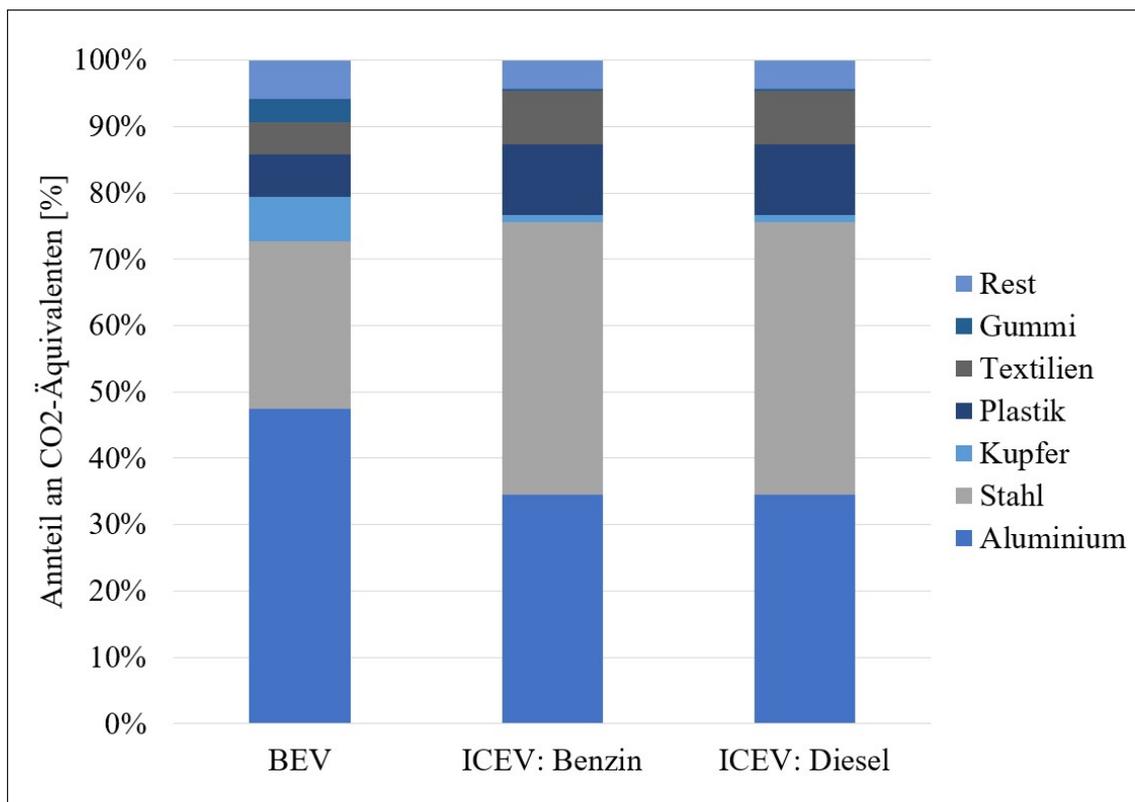


Abbildung 6.3: Treibhausgasemissionen der Rohstoffgewinnung nach Rohstoffarten

weniger klimaschädlich ist. Dies ist unter anderem auf die vielen Beschleunigungsvorgänge in der Stadt zurückzuführen, die den Fahrwiderstand und somit die erforderliche Leistung erhöhen (vgl. Formel 4.5.2 und 4.5.3). Ein weiterer Grund für die hohen Treibhausgasemissionen der Verbrennungsmotoren in der Stadt ist technologiebedingt: Verbrennungsmotoren haben einen hohen Wirkungsgrad bei hohem Mitteldruck im Zylinder und gleichzeitig recht niedriger Drehzahl (vgl. Abbildung 4.5). Dieser Bereich wird in der Stadt kaum benötigt, stattdessen wird viel im Teillastbereich mit niedrigem Mitteldruck gefahren, der ineffizienter ist. Der Elektromotor hat einen schwankungsarmen Wirkungsgrad, deshalb wird in dieser Arbeit vereinfachend von konstant 90 % ausgegangen. Neben dem Wirkungsgrad des Motors müssen Ladungsverluste von 10,6 % berücksichtigt werden (Sears et al. 2014, S. 256). Es ergibt sich ein gesamter Wirkungsgrad von  $90\% \cdot 89,4\% = 80,46\%$ . Doch nicht nur der konstante Wirkungsgrad, auch die Rekuperation reduziert die Treibhausgasemissionen des BEV in der Stadt. Beim Stadtzyklus rekuperiert das BEV 184 Sekunden lang und hat dadurch einen 12,3 % niedrigeren Verbrauch als ohne Rekuperation. Auf der Autobahn ist der Rekuperationseffekt kleiner, nur 4,0 % der Treibhausgasemissionen werden eingespart. Die Verbrennungsmotoren arbeiten auf der Autobahn in einem Bereich mit verhältnismäßig höherem Wirkungsgrad als in der Stadt, wodurch deren Emissionsausstoß verringert wird. Kumuliert ergibt sich durch die Effekte eine geringere Differenz der Treibhausgasemissionen zwischen den Technologien auf der Autobahn als in der Stadt (vgl. Abbildung 4.9.1).

### 6.3 Treibhausgasemissionen der Recyclingphase

Einen positiven Einfluss auf die Ökobilanz der Pkw hat die Phase des Recyclings. So ergeben sich für alle betrachteten Technologien negative Werte für die Treibhausgasemissionen. Zu berücksichtigen ist, dass dies relative Werte sind, also die Differenz, die sich durch das Recycling im Vergleich zu reiner Verwendung von Primärrohstoffen ergibt. Ohne die Berücksichtigung, dass das recycelte Material in der Produktion wiederverwendet wird, ergäben sich positive Werte, da Recycling-Prozesse Energie benötigen. Der positive Effekt des Recyclings ist nach den Formeln 4.6.3 und 4.6.1 abhängig von der Masse der einzelnen Fahrzeugkomponenten. Konkret ergeben sich folgende Werte für die Treibhausgasemissionen:

$$E_{Recycling}^{A200} = -0,5788 \text{ kg/kg} \cdot 899,17 \text{ kg} + (-0,5788 \text{ kg/kg}) \cdot 224,79 \text{ kg} = -650,55 \text{ kg} \quad (6.3.1)$$

$$E_{Recycling}^{A200CDI} = -0,5788 \text{ kg/kg} \cdot 975,71 \text{ kg} + (-0,5788 \text{ kg/kg}) \cdot 243,93 \text{ kg} = -705,93 \text{ kg} \quad (6.3.2)$$

$$E_{Recycling}^{ID.3Pro} = -0,5788 \text{ kg/kg} \cdot 1.175,75 \text{ kg} + (-0,5788 \text{ kg/kg}) \cdot 331,62 \text{ kg} \\ + (-2,783 \text{ kg/kg}) \cdot 229,63 \text{ kg} = -1.511,53 \text{ kg} \quad (6.3.3)$$

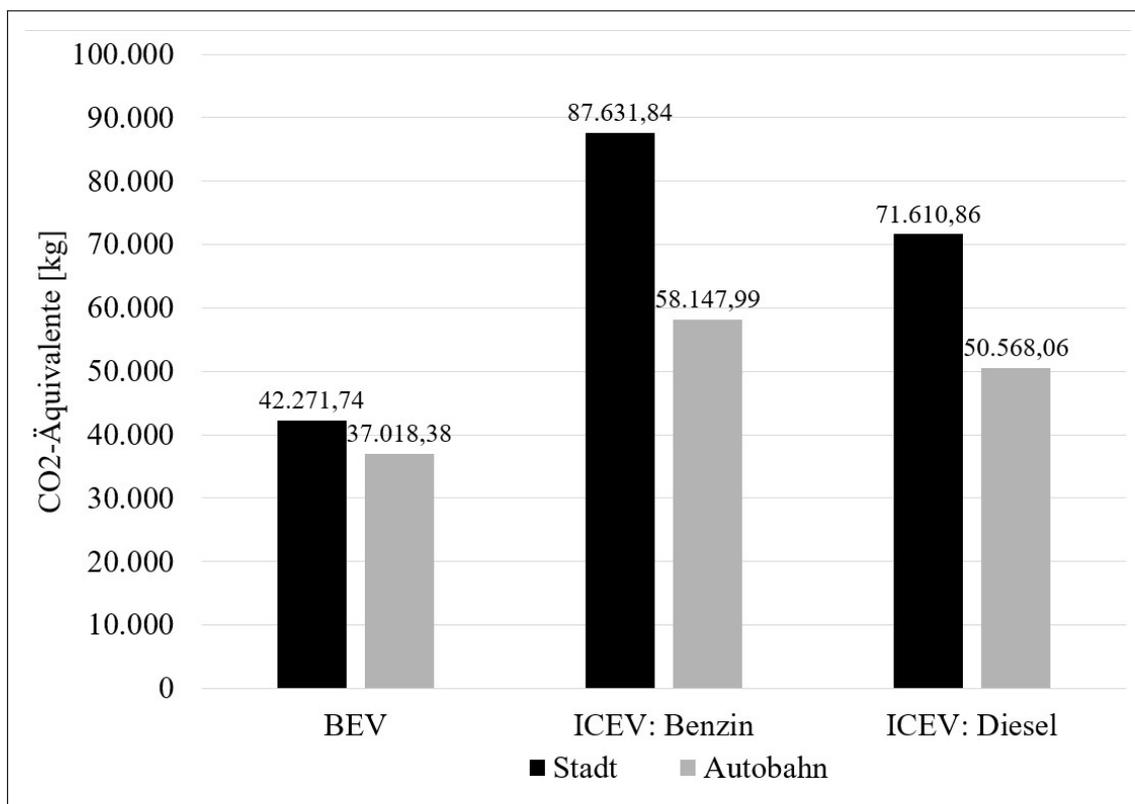


Abbildung 6.4: Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase

Die höheren Emissionen des BEV in der Produktionsphase werden in der Recyclingphase durch das Recycling der Batterie teilweise kompensiert. Dieser Effekt ist jedoch nicht hoch genug, um die Emissionen der Produktionsphase vollständig auszugleichen. Zudem fallen die Recyclingeinsparungen im Vergleich zu den Emissionen der Nutzungsphase kaum ins Gewicht, es lassen sich nur Einsparungen im niedrigen einstelligen Prozentbereich realisieren.

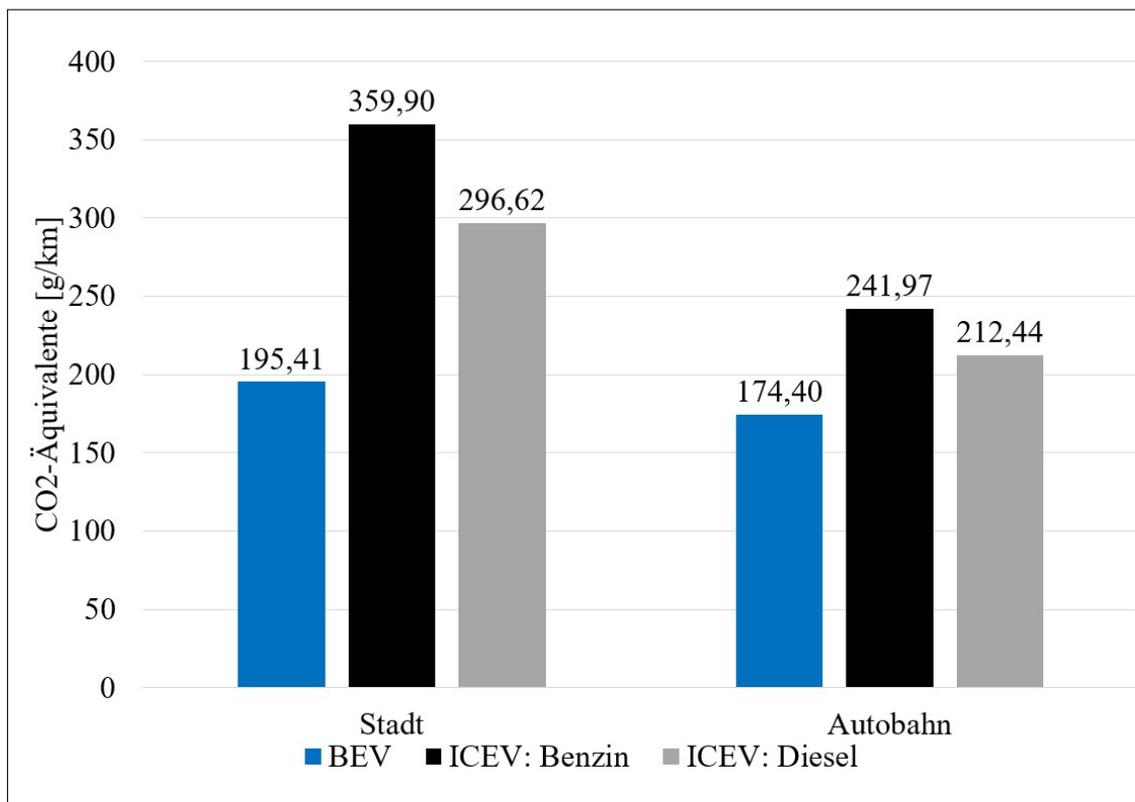


Abbildung 6.5: Vergleich der normierten Treibhausgasemissionen der Pkw nach Fahrzyklus

## 6.4 Aggregierte Treibhausgasemissionen

Nachdem alle drei Phasen einzeln untersucht wurden, werden im Folgenden die gesamten Treibhausgasemissionen betrachtet. Dazu müssen die Treibhausgasemissionen der drei betrachteten Phasen aggregiert werden (Formel 4.7.1). In Abbildung 6.6 sind die Ergebnisse zusammengetragen und nach Phasen aufgeschlüsselt. Zu erkennen ist der negative Effekt des Recyclings auf die Treibhausgasemissionen. Zudem wird deutlich, dass das BEV unabhängig vom Fahrzyklus die geringsten Treibhausgasemissionen verursacht. Zwar entstehen in der Produktion deutlich mehr Treibhausgasemissionen als bei den ICEV, jedoch wird dieser Effekt durch die niedrigeren Emissionen in der Nutzungsphase überkompensiert. Die Nutzungsphase hat je nach Technologie und Fahrzyklus einen Anteil von 85 % bis 97 % an den Gesamtemissionen und stellt mit Abstand den größten Teil der Gesamtemis-

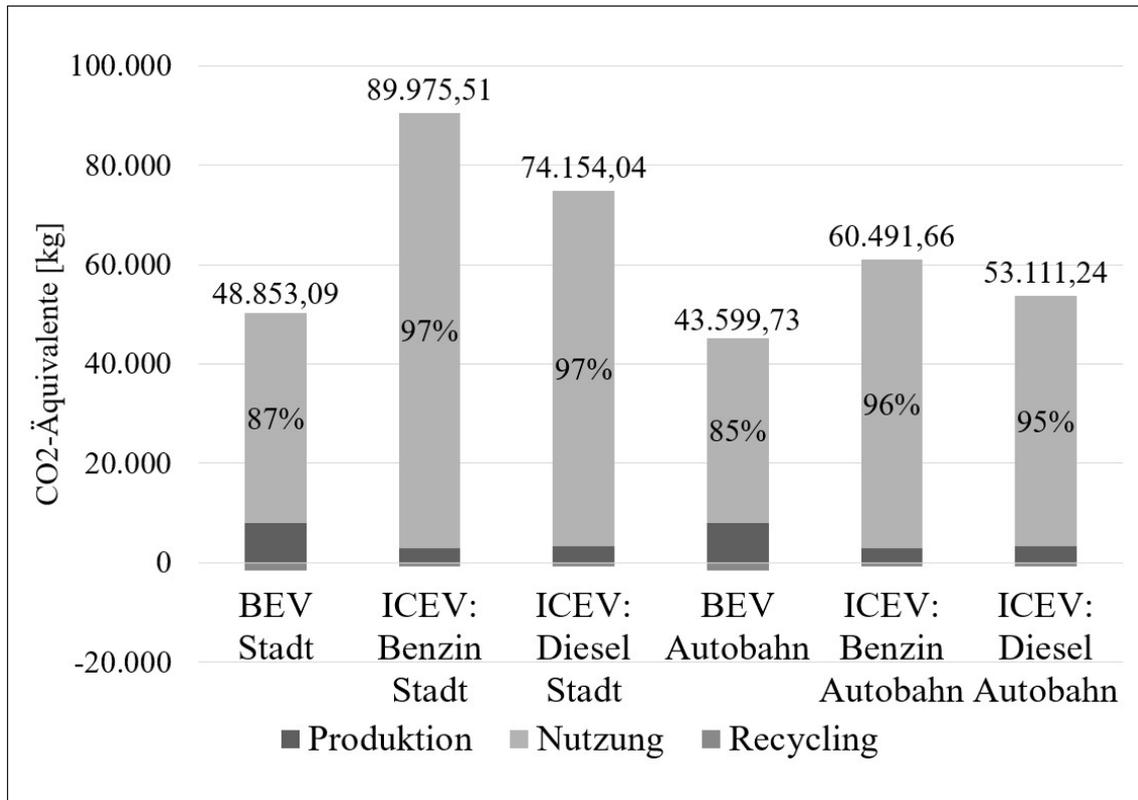


Abbildung 6.6: Treibhausgasemissionen nach Lebensphasen

sionen dar. Um die Ergebnisse besser vergleichen zu können, erfolgt die Normierung auf die funktionelle Einheit von einem Kilometer anhand Formel 4.9.1. Die zugehörigen Gesamtemissionen finden sich in Abbildung 6.5. Die Normierung der Ergebnisse hat keinen Einfluss auf die relativen Verhältnisse zwischen den einzelnen Technologien, jedoch können durch die Normierung die Ergebnisse von LCA-Studien mit einer anderen Lebensfahrleistung mit den Ergebnissen dieser Arbeit verglichen werden. Vergleicht man die Fahrzyklen miteinander, so wird deutlich, dass das BEV in der Stadt ein größeres Einsparpotenzial bietet als auf der Autobahn. Die ICEV emittieren 113 % (Benzin) bzw. 77 % (Diesel) mehr in der Stadt im Vergleich zu 51 % (Benzin) bzw. 35 % (Diesel) mehr an Treibhausgasen auf der Autobahn (vgl. Abbildung 6.5). Dies ist im Wesentlichen auf den deutlich höheren Verbrauch der ICEV in der Stadt (vgl. Abbildung 5.1) und die damit einhergehenden höheren Emissionen der Nutzungsphase (vgl. Abbildung 6.4) zurückzuführen. In Abbildung 6.7 ist die Fahrleistung erkennbar, ab der die höheren Emissionen der Produktion beim BEV durch die Nutzungsphase kompensiert werden. Auf der Autobahn beträgt diese Fahrleistung 89.370,58 km im Vergleich zum Diesel und 60.326,01 km im Vergleich zum Benziner. Aufgrund der hohen Emissionen der ICEV im Stadtverkehr erreicht das BEV dort eher den Kilometerstand, ab dem es weniger klimaschädlich ist. Bereits nach 41.273,99 km (Diesel) bzw. 28.101,03 km (Benziner) ist das BEV die bessere Alternative aus ökobilanzieller Sicht.

Zusammengefasst zeigt die Wirkungsabschätzung, dass das BEV die niedrigsten Emissio-

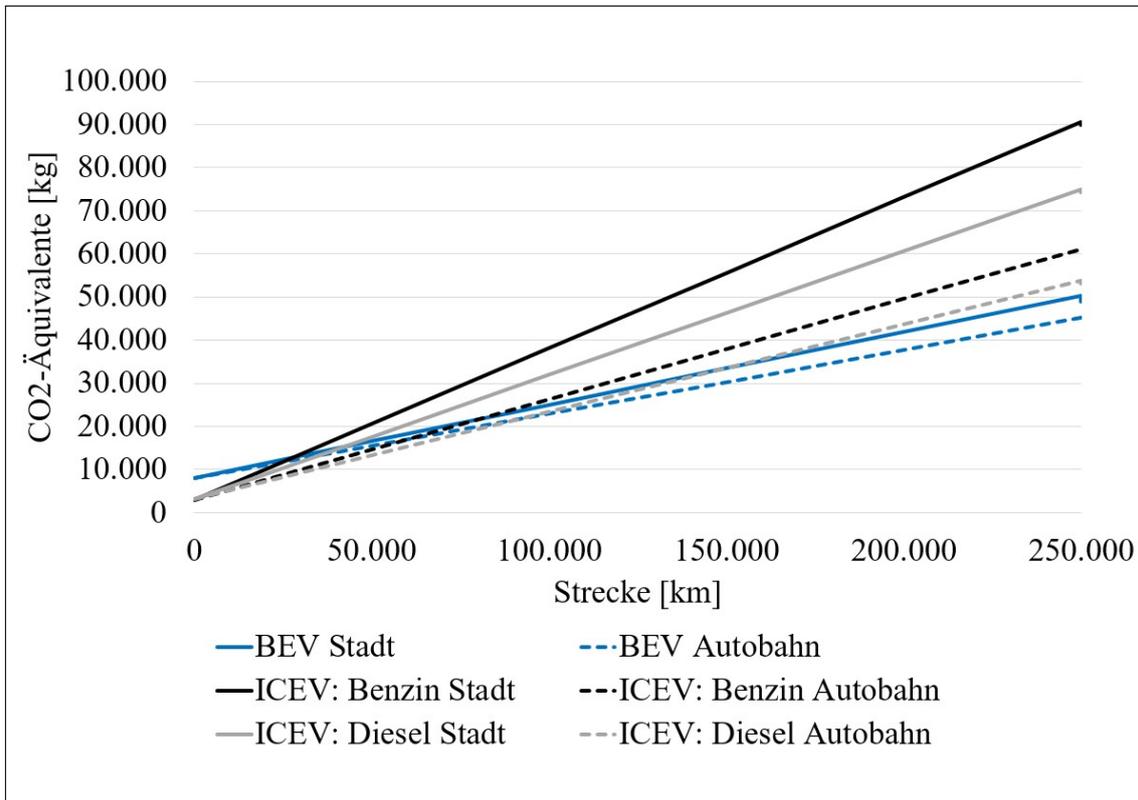


Abbildung 6.7: Entwicklung der Treibhausgasemissionen über die Fahrleistung. Die Entwicklung zeigt, dass die Emissionen mit der Fahrleistung ansteigen und dass der Unterschied zwischen den Technologien in der Stadt drastischer ausfällt als auf der Autobahn. Generell weist zudem die Fahrt auf der Autobahn geringere Emissionen auf als die in der Stadt. Da diese Ergebnisse lediglich für die untersuchten Pkw gelten, können die Ergebnisse nicht ohne Weiteres verallgemeinert werden. Diese Problematik wird in der Sensitivitätsanalyse im nächsten Kapitel adressiert.

## 7 Sensitivitätsanalyse

### 7.1 Definition und Arten von Sensitivitätsanalysen

Die Sensitivitätsanalyse ist ein Werkzeug, das untersucht, wie robust LCA-Modelle sind. Das Ziel der Sensitivitätsanalyse besteht darin, zu bestimmen, inwiefern sich der Output ändert, wenn die Inputs sich ändern. Im Allgemeinen wird die lokale und die globale Sensitivitätsanalyse unterschieden (vgl. Groen et al. 2017). Die lokale Sensitivitätsanalyse zeigt den Effekt auf, den eine Änderung von jeweils nur einem Input auf den Output hat. Die globale Sensitivitätsanalyse bestimmt, welcher Anteil der Varianz des Outputs auf welche Varianz des Inputs zurückzuführen ist. Daher muss für sie die Varianz bzw. die Verteilung der einzelnen Inputs vorliegen (Groen et al. 2017, S. 1126). In der vorliegenden Arbeit sind diese nicht gegeben, weshalb die Methode der lokalen Sensitivitätsanalyse gewählt wird. Diese wird im Folgenden in Anlehnung an Hamby (1995) näher beschrieben.

### 7.2 Methodik der lokalen Sensitivitätsanalyse

Die Idee der lokalen Sensitivitätsanalyse besteht darin, die Inputs einzeln nacheinander zu variieren und nach jeder Variation zu erfassen, wie der Output sich verändert hat. Daraus wird abgeleitet, welche der Inputs deutlichen Einfluss auf das Ergebnis haben. Werden alle Inputs um den gleichen Prozentsatz variiert, kann verglichen werden, welche Inputs bei der gegebenen Änderung den größten Einfluss auf den Output haben.

Bevor mit der Variation der Inputs begonnen werden kann, muss eine Auswahl getroffen werden, welche Inputs untersucht werden sollen. Dies hängt sowohl von der Forschungsfrage als auch der Plausibilität der Inputs ab. Es sollten diejenigen Inputs gewählt werden, die sowohl für die Forschungsfrage relevant sind, als auch in dem System, welches das Modell zu erklären versucht, variieren können. Beispielsweise kann die Erdbeschleunigung  $g$  nicht variieren, wenn eine Fahrt auf der Erde simuliert wird. Weiterhin ist bei der Variation der Inputs zu berücksichtigen, ob der variierte Wert in der Realität vorkommen kann. So kann beispielsweise der Wert eines Wirkungsgrads nicht über 100 % liegen.

Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen werden das Leergewicht, der Luftwiderstandsbeiwert, die Lebensfahrleistung, der Emissionsfaktor des Strommixes für das Laden des BEV, der Rekuperationsgrad des BEV sowie die Betriebsleistung variiert.

Die Sensitivitätsanalyse hat das Ziel, zukünftige Entwicklungspotenziale aufzudecken, weshalb die aktuell technische Machbarkeit der variierten Inputs vernachlässigt wird. Zudem wird durch die Sensitivitätsanalyse das Modell auf Plausibilität hin geprüft, unabhängig

von wirklich realisierbaren Inputs.

In der vorliegenden Arbeit werden alle Inputs im Intervall von  $-50\%$  bis  $+50\%$  in Intervallschritten von  $10\%$  variiert, sodass der Einfluss der Inputs vergleichbar ist.

Der Vergleich lässt sich unter Annahme der Linearität über die Spannweite der Intervallgrenzen anstellen. So wird bei  $-50\%$  und  $+50\%$  Variation des jeweiligen Inputs ein absteigendes Ranking anhand der Spannweite der Treibhausgasemissionen erstellt. Je niedriger der Rang, desto höher der relative Einfluss des jeweiligen Inputs auf die Höhe der Treibhausgasemissionen. Die Spannweite ergibt sich unter Annahme der Monotonie wie folgt:

$$\text{Spannweite}_T^{\text{Zyklus}} = |E_{\text{Gesamt}}(+50\%)| + |E_{\text{Gesamt}}(-50\%)| \quad (7.2.1)$$

Es ergeben sich sechs Ranglisten von Inputs, für jede Kombination aus Antriebsform und Zyklus eine.

### 7.3 Variation des Leergewichts

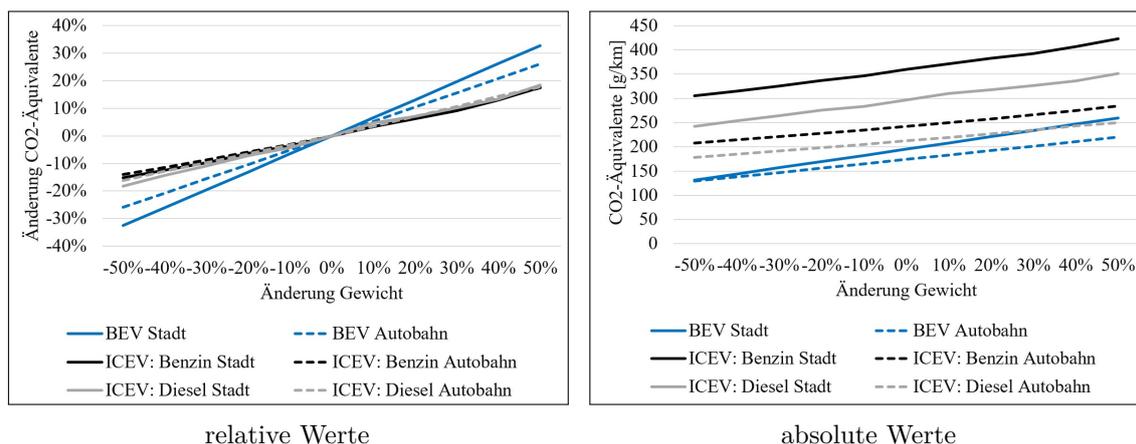


Abbildung 7.1: Sensitivitätsanalyse des Leergewichts

Das Leergewicht ist einer der Inputs, die stark variieren je nach Pkw. Außerdem hat das Leergewicht einen potenziell hohen und nichttrivialen Einfluss auf die Treibhausgasemissionen, da es in allen Lebensphasen des Pkw eine Rolle spielt. So dient es in der Produktionsphase dazu, über die Komponentengewichte die Rohstoffgewichte zu determinieren. Zudem wird es als Masse in der Formel für den Fahrwiderstand (Formel 4.5.2) verwendet und beeinflusst dadurch den Verbrauch. Der Verbrauch ist direkt proportional zu den Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase. Eine Besonderheit der Nutzungsphase ist, dass bei ICEV das Leergewicht indirekt den Betriebspunkt beeinflusst, wodurch potenziell ein niedrigerer spezifischer Verbrauch bei höherem Leergewicht vorliegen kann. In der Recyclingphase sorgt ein höheres Leergewicht aufgrund negativer Emissionsfaktoren für niedrigere Treibhausgasemissionen.

Die Variation nach unten ergibt teils unrealistische Gewichtsangaben, da die Pkw der Arbeit relativ leicht sind. Zudem ist festzustellen, dass die Variation des Leergewichts in der Realität mit anderen Inputs korreliert. So ist bei einem höheren Leergewicht auch die Leistung des Fahrzeuges oftmals höher. Da dies in der lokalen Sensitivitätsanalyse nicht berücksichtigt wird, kann es vorkommen, dass die Leistung, die zum Vortrieb des Fahrzeugs benötigt wird, die maximal verfügbare Motorleistung in der aktuellen Gangwahlstrategie übersteigt. Dies ist im Modell berücksichtigt, sodass das ICEV entsprechend einen niedrigeren Gang wählt. Derartige Effekte könnten durch einen leistungsstärkeren Motor kompensiert werden. Für das BEV wird aufgrund des konstanten Wirkungsgrads sowie lediglich einem Gang davon ausgegangen, dass die Leistung ausreicht.

Im linken Diagramm der Abbildung 7.1 ist abgetragen, wie stark die Treibhausgasemissionen prozentual variieren, wenn das Leergewicht variiert wird. Konkrete Emissionswerte finden sich in Anhang A.13.

Es zeigt sich, dass die Variation des Leergewichts einen deutlich stärkeren Einfluss auf das BEV im Vergleich zu beiden ICEV hat. So variieren die Treibhausgasemissionen des BEV in einem Intervall von ca.  $-1/3$  bis  $+1/3$  vom Ursprungswert von  $195 \text{ g/km CO}_2$ -Äquivalente in der Stadt. Dennoch führt es nicht zu einer Umkehr des Kernergebnisses, dass das BEV weniger Treibhausgasemissionen emittiert, wie das rechte Diagramm selbiger Abbildung zeigt. Außerdem ist der Zusammenhang zwischen Leergewicht und Treibhausgasemissionen im gewählten Intervall nahezu linear. Lediglich beim Benziner in der Stadt ist bei hohem Leergewicht ein stärkerer Anstieg erkennbar, dies liegt an einer anderen Gangwahl, da der Motor an seine Belastungsgrenze stößt.

Zuletzt ist erkennbar, dass je nach Technologie der Einfluss des Leergewichts bei Stadt- oder Autobahnfahrt größer ist. So variieren die Emissionen des A 200 auf der Autobahn stärker als in der Stadt, die des A 200 CDI variieren ungefähr gleich stark, während beim ID.3 Pro die Stadtfahrt eine größere Änderung der Treibhausgasemissionen verursacht. Bei dem ID.3 Pro führt dies sogar dazu, dass bei einem 50 % niedrigeren Leergewicht die Emissionen in der Stadt niedriger sind als auf der Autobahn, das zugehörige Gewicht von  $906 \text{ kg}$  ist jedoch in der Realität nicht erreichbar. So wiegt der VW e-Up! als eines der kleinsten BEV auf dem deutschen Markt mit  $1.160 \text{ kg}$  über  $250 \text{ kg}$  mehr (Volkswagen AG 2019b).

## 7.4 Variation des Luftwiderstandsbeiwertes

Der Luftwiderstandsbeiwert misst die Windschlüpfrigkeit eines Fahrzeugs und beeinflusst im vorliegenden Modell über den Luftwiderstand den Fahrwiderstand (vgl. Formel 4.5.2) (Schütz et al. 2016, S. 55). Dieser beeinflusst die Treibhausgasemissionen der Nutzungsphase. Der Luftwiderstand steigt quadratisch mit der Geschwindigkeit, sodass bei höheren Geschwindigkeiten der Effekt des Luftwiderstandsbeiwertes höher ist. Demzufolge könnte

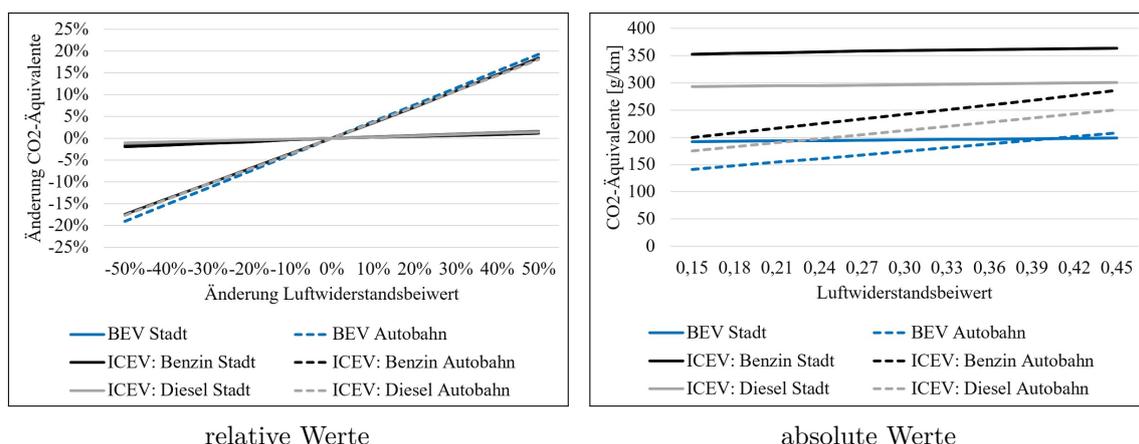


Abbildung 7.2: Sensitivitätsanalyse des Luftwiderstandsbeiwerts

der Unterschied zwischen den Treibhausgasemissionen des weniger klimaschädlichen Autobahnzyklus und des Stadtzyklus reduziert werden bei höheren Luftwiderstandsbeiwerten. Die Ergebnisse in Abbildung 7.2 bestätigen die Hypothese, dass sich der Unterschied zwischen den beiden Zyklen verringert. Beim BEV dreht sich der Effekt ab einem  $C_w$ -Wert von etwa 0,4 um und es verursacht auf dem Stadtzyklus weniger Treibhausgasemissionen als auf dem Autobahnzyklus. Bei den ICEV ist die Differenz zwischen den Zyklen zu groß, um die Differenz vollständig aufzulösen.

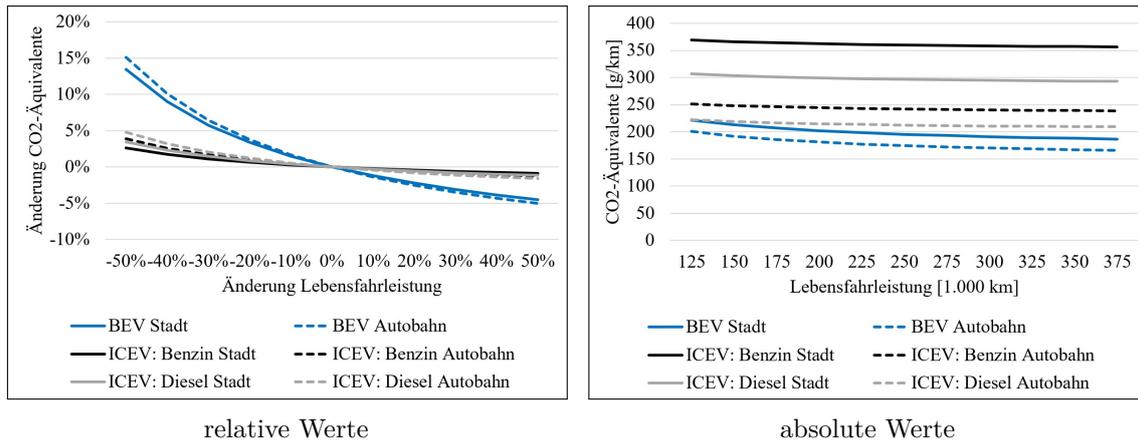
Eine weitere Beobachtung ist der stärkere Einfluss der Veränderung des Luftwiderstandsbeiwertes beim Autobahnzyklus als beim Stadtzyklus. Dies bestätigt ebenfalls die aufgestellte Hypothese im oberen Teil des Abschnitts.

Zuletzt zeigt sich, dass der Luftwiderstand alle Technologien nahezu gleichermaßen linear beeinflusst, so liegen die Geraden in Abbildung 7.2 je Zyklus nahezu aufeinander.

Die Variation des Luftwiderstandsbeiwertes kehrt das Ergebnis, dass das BEV weniger klimaschädlich ist als die ICEV, nicht um. Selbst zwischen den beiden ICEV besteht weiterhin die Rangfolge, dass der A 200 CDI weniger klimaschädlich ist als der A 200. Somit hat die Höhe des Luftwiderstandsbeiwertes keine gravierenden Auswirkungen auf die Ergebnisse (vgl. Anhang A.14).

## 7.5 Variation der Lebensfahrleistung

Wie bereits im Abschnitt zur funktionellen Einheit beschrieben, ist die Lebensfahrleistung eines Pkw aufgrund des Exports alter Fahrzeuge nur schwer empirisch zu ermitteln. Sie hat jedoch einen Einfluss auf das Ergebnis der LCA, da sowohl Produktions- als auch Recyclingemissionen unabhängig von der Lebensfahrleistung immer in gleicher Höhe anfallen, die Emissionen der Nutzungsphase jedoch variieren. Deshalb wird im Folgenden die Variation der Lebensfahrleistung untersucht. Bezogen auf die funktionelle Einheit von einem Kilometer sorgt eine geringere Lebensfahrleistung dafür, dass die Emissionen von Produktions- und Recyclingphase relativ stärker gewichtet werden als bei einer höheren Lebensfahrleistung. Wie in der Wirkungsabschätzung gezeigt, verursacht die Produktion



relative Werte

absolute Werte

Abbildung 7.3: Sensitivitätsanalyse der Lebensfahrleistung

des BEV deutlich höhere Emissionen als die der ICEV. Dies kann nicht durch die etwas höheren Einsparungen in der Recyclingphase kompensiert werden, weshalb eine geringere Lebensfahrleistung dafür sorgt, dass der Abstand zwischen dem BEV und den ICEV in den normierten Treibhausgasemissionen sich verringert. Zudem hat die Variation der Lebensfahrleistung auf die Ergebnisse des BEV einen relativ stärkeren Einfluss als auf die Ergebnisse der ICEV, wie die steileren Kurven in Abbildung 7.3 zeigen. Der stärkere Einfluss ist jedoch nicht groß genug, um dafür zu sorgen, dass eines der ICEV gegenüber dem BEV ökobilanziell besser abschneidet. Selbst eine Halbierung der Lebensfahrleistung hat nur einen Anstieg der normierten Treibhausgasemissionen von etwa 15 % beim BEV zur Folge (vgl. Anhang A.15). Für die ICEV bewegen sich die Änderungen der Treibhausgasemissionen im niedrigen einstelligen Prozentbereich.

Da die Lebensfahrleistung lediglich als Nenner verwendet wird, um die gesamten Treibhausgasemissionen auf die funktionelle Einheit zu normieren, treten bei beiden Fahrzyklen ähnliche Effekte auf, wie die nahezu parallelen Linien je Pkw zeigen. Die Verwendung der Lebensfahrleistung als Nenner erklärt außerdem den konvexen Verlauf der Kurven in Abbildung 7.3. Zusammengefasst hat die Erhöhung der Lebensfahrleistung einen positiven Effekt auf die normierten Treibhausgasemissionen, weshalb ein Pkw möglichst lange genutzt werden sollte, es sei denn, er wird durch ein hinreichend weniger klimaschädliches Modell ersetzt. Bei den betrachteten Lebensfahrleistungen hat das BEV die beste Ökobilanz.

## 7.6 Variation des Strommixes

Variiert man den Emissionsfaktor des Strommixes, so ergeben sich in vergangenen Studien teils deutliche Änderungen für die Höhe der Treibhausgasemissionen des BEV (vgl. Kapitel 2).

Im Folgenden wird, im Unterschied zu den bisherigen Sensitivitätsanalysen, nach der Variation im fest vorgegebenen Intervall, untersucht, welche Auswirkungen die Strommixe einzelner Mitgliedstaaten der Europäischen Union (EU) auf die Emissionen des BEV ha-

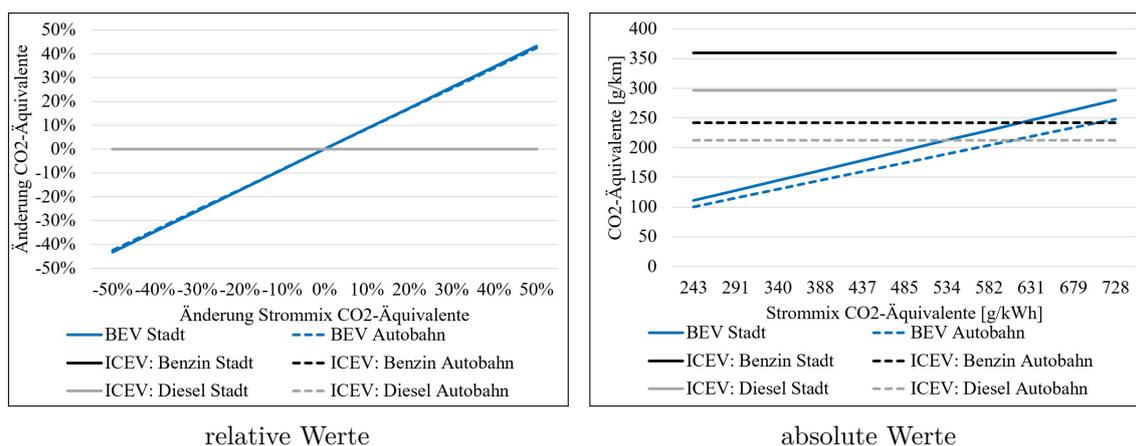


Abbildung 7.4: Sensitivitätsanalyse des Strommixes

ben, da hier deutliche Unterschiede zwischen den EU-Staaten bestehen. Der Strommix eines Staates gibt an, aus welchen Quellen der elektrische Strom des Staates stammt. Jede der Quellen weist eine andere Höhe der Treibhausgasemissionen pro Kilowattstunde auf, die gewichtet mit der Menge an produziertem Strom des jeweiligen Staates einen Durchschnittswert der Treibhausgasemissionsmenge pro Kilowattstunde Strom für jeden Staat ergeben. Dieser Durchschnittswert wird, genauso wie die Stromproduktionsmenge der Stromquellen des jeweiligen Staates, für die Mitgliedstaaten der EU als Datensatz von der European Environmental Agency veröffentlicht. Die zugrundeliegenden Emissionsfaktoren pro Kilowattstunde Strom werden nicht veröffentlicht und variieren von Staat zu Staat, sodass sie nicht über ein lineares Gleichungssystem ermittelt werden können. Daher wird zur Berechnung in der Sensitivitätsanalyse der durchschnittliche Emissionsfaktor jedes Staates verwendet (European Environment Agency 2021). Zudem werden ausschließlich EU-Staaten betrachtet aufgrund verfügbarer Daten. Die Strommixe variieren zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten bereits stark, sodass diese für eine hohe Bandbreite an Szenarien ausreichen, wie in Abbildung 7.6 deutlich wird.

Im Unterschied zu den bereits betrachteten Inputs hat der Strommix im Modell Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen des BEV, jedoch nicht auf die der ICEV. Dies liegt daran, dass nur das BEV seine Energie für den Vortrieb aus Strom bezieht. Dementsprechend sind die Emissionen der ICEV über alle Staaten konstant (vgl. Abbildung 7.5). Die Ergebnisse der Variation des Strommixes zeigen, dass dieser starke Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen des BEV hat. Diese sind mitunter so stark, dass es zu einer Umkehr des Kernergebnisses der Arbeit kommt: Es ist auf der Autobahn bei einem 40 % höheren Emissionsfaktor des Strommixes aus ökobilanzieller Sicht ratsam, den Diesel zu wählen. Ab 50 % ist zusätzlich zum Diesel auch der Benziner dem BEV vorzuziehen (vgl. Abbildung 7.4; vgl. Anhang A.18).

Wird ein weniger emissionsintensiver Strommix als im Ursprung zugrunde gelegt, ist das BEV analog deutlich weniger klimaschädlich als die ICEV. Emissionsintensive Strommixe in der Größenordnung, in der sich das Kernergebnis umdreht, weisen einige EU-Staaten

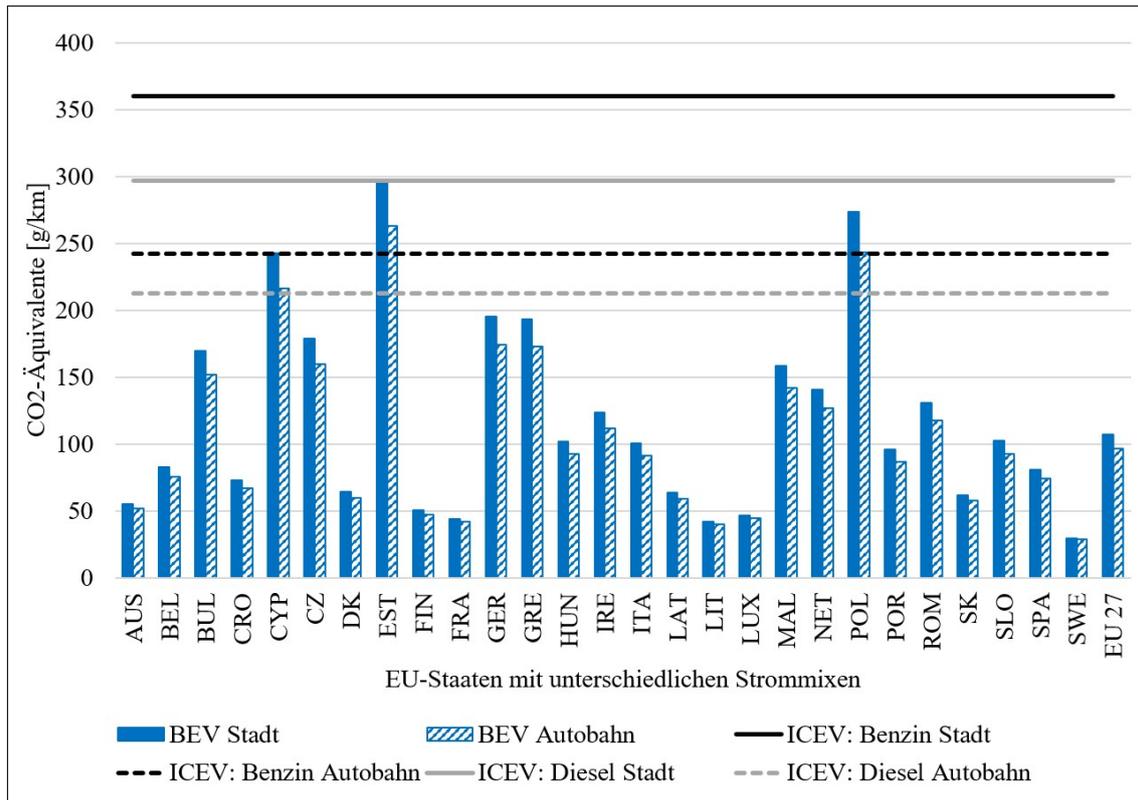


Abbildung 7.5: Sensitivitätsanalyse des Strommixes nach EU-Staaten (EEA, 2020)

auf. Konkret ist es in Estland und Polen bei ausschließlicher Autobahnfahrt aus ökobilanzieller Sicht besser, den A 200 oder den A 200 CDI zu wählen, anstatt des ID.3 Pro. Auf Zypern ist der A 200 CDI ebenfalls weniger klimaschädlich als der ID.3 Pro.

Für alle anderen Staaten der EU ist der ID.3 Pro die am wenigsten klimaschädliche Alternative. In der Stadt hat der ID.3 Pro in allen Ländern bis auf Estland die niedrigsten Treibhausgasemissionen der Pkw, in Estland ist der A 200 CDI weniger klimaschädlich in der Stadt (vgl. Abbildung 7.5).

Bei Betrachtung der Höhe des Emissionsfaktors und der Zusammensetzung der Stromproduktion der einzelnen Länder fällt auf, dass ein höherer Anteil an erneuerbaren Energien oder Atomkraft niedrigere Emissionen in der Stromproduktion zufolge hat. In Abbildung 7.6 ist der Effekt durch Verwendung zweier Darstellungsformen verdeutlicht. Das Säulendiagramm zeigt die Zusammensetzung der Stromproduktion, das Liniendiagramm die Höhe der Stromproduktion. Bei Interpretation der Abbildung ist zu beachten, dass die Linie keine Aussagekraft hat, sondern lediglich der deutlicheren Darstellung im Vergleich zu einzelnen Punkten dient.

Den niedrigsten Emissionsfaktor der EU-Staaten erreicht Schweden mit 9 g/kWh, Estland als EU-Staat mit dem klimaschädlichsten Strommix liegt bei 775 g/kWh (European Environment Agency 2021). Begründen lassen sich die Unterschiede mit der gewählten Stromquelle. So produziert Schweden 97,6 % seines Stromes aus erneuerbaren Energiequellen oder Atomkraft, Estland nur 12,2 % (European Environment Agency 2018).

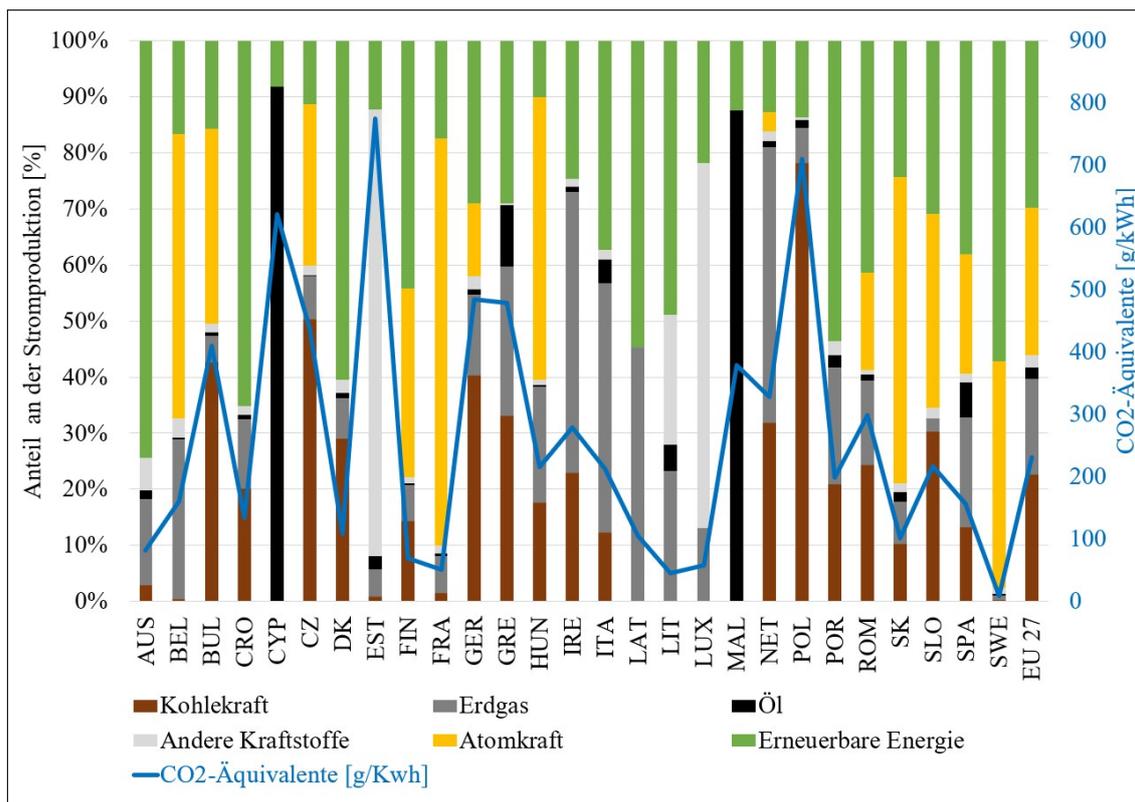


Abbildung 7.6: Stromproduktion der EU-Staaten und zugehörige Treibhausgasemissionen (European Environment Agency 2018)

## 7.7 Variation des Rekuperationsgrads

Der Rekuperationsgrad hat, analog zum Strommix, ausschließlich Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen des BEV. Er beschreibt, welcher prozentuale Anteil der Energie bei einer Bremsung zurück in die Batterie gespeist werden kann. Ein höherer Rekuperationsgrad bedeutet, dass mehr Bremsenergie, die sonst als Wärmeenergie an die Umgebung abgegeben wird, in die Batterie zurückfließen und für den Vortrieb des BEV verwendet werden kann.

Voraussetzung für die Nutzung der Rekuperation sind Bremsvorgänge in möglichst hoher Anzahl und Intensität. Da der Stadtzyklus diese Voraussetzung eher erfüllt als der Autobahnzyklus, ist dort ein höherer Einfluss des Rekuperationsgrads zu erwarten.

In die Modellierung fließt der Rekuperationsgrad in Formel 4.5.16 ein. Aufgrund dessen, dass sowohl diese Formel als auch die folgende Berechnung der Treibhausgasemissionen linear in Bezug auf den Rekuperationsgrad sind, ergeben sich in der Abbildung Geraden bei Variation des Rekuperationsgrades (vgl. Abbildung 7.7). Die Ergebnisse der Variation des Rekuperationsgrads bestätigen die Hypothese, dass im Stadtzyklus stärkere Einsparpotenziale bei Erhöhung des Rekuperationsgrads realisiert werden können. So hat ein Rekuperationsgrad von 75 % in der Stadt Treibhausgasemissionen von 183,55 g/km anstatt den bisherigen 195,41 g/km, also eine Reduktion von 6,07 %, zur Folge. Im gleichen Fall reduzieren sich die Treibhausgasemissionen auf der Autobahn nur um 1,97 % (vgl. Anhang

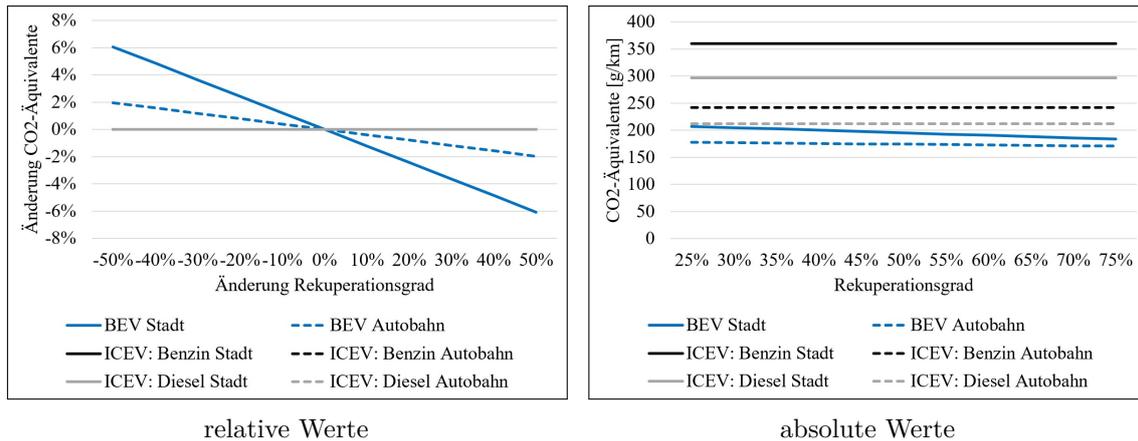


Abbildung 7.7: Sensitivitätsanalyse des Rekuperationsgrads

A.16). Insgesamt liegen die Auswirkungen im einstelligen Prozentbereich, wodurch auch bei einem niedrigen Rekuperationsgrad das BEV weniger klimaschädlich ist als die ICEV. Daraus folgt, dass die niedrigeren Treibhausgasemissionen des BEV nicht hauptsächlich in der Rekuperation begründet sind. Es ergibt sich keine Änderung des Kernergebnisses der Arbeit.

## 7.8 Variation der Betriebs- und Verlustleistung

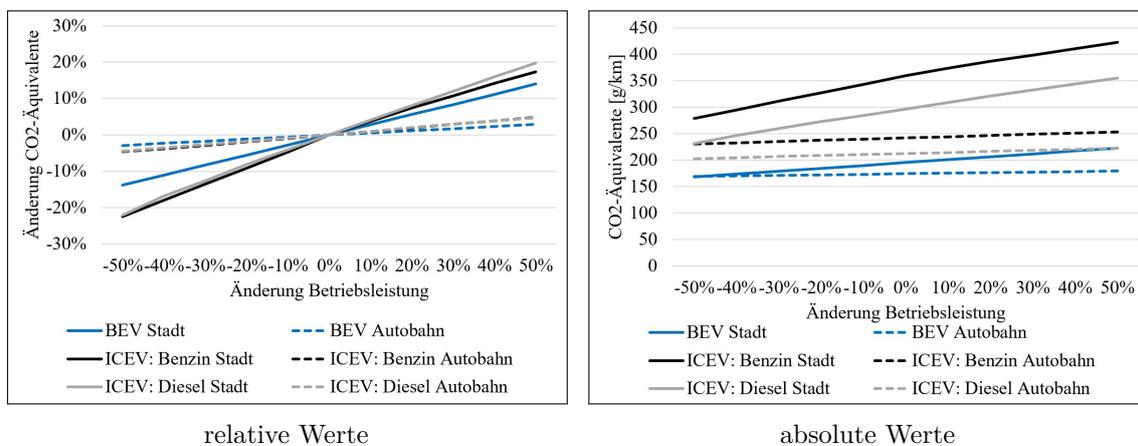


Abbildung 7.8: Sensitivitätsanalyse der Betriebs- und Verlustleistung

Die Betriebs- und Verlustleistung besteht aus dem Leistungsbedarf für weitere Verbraucher, dem Leistungsbedarf für unterstützende Motoren einzelner Komponenten sowie den Verlusten durch Elektronik und innere Motorreibung (Treiber & Kesting 2013, S. 390). Technologisch bedingt ist die Motorreibung für BEV geringer, weshalb 1,75 kW anstatt 3 kW angenommen werden. In der Sensitivitätsanalyse für die Betriebs- und Verlustleistung können mehrere Aspekte beleuchtet werden. So wird einerseits untersucht, inwiefern das Abstellen von Nebenverbrauchern einen Einfluss auf die Ökobilanz hat und andererseits wird evaluiert, welches ökobilanzielle Potenzial sich in der Fahrzeugentwicklung der Zu-

kunft realisieren lässt, wenn eine Verringerung der elektrischen Verluste sowie der inneren Motorreibung erreicht wird.

Die Variation der Betriebs- und Verlustleistung ergibt, dass diese in der Stadt bei ICEV den vergleichsweise höchsten Einfluss auf das Ergebnis hat, während auf der Autobahn nur eine geringe Veränderung der Treibhausgasemissionen vorliegt. Eine Erklärung ist der niedrigere Gesamtleistungsbedarf in der Stadt, wodurch die konstante Betriebs- und Verlustleistung dort einen höheren Anteil der Gesamtleistung ausmacht. Das BEV rekuperiert außerdem in der Stadt, bei niedrigerer Betriebsleistung ist dies ceteris paribus öfter der Fall. Bei Rekuperation, die immer dann vorliegt, wenn die Gesamtleistung negativ ist, wird der Effekt der Leistung geschmälert, eine Erklärung für die geringere Sensitivität des BEV. Eine weitere Erklärung des Effekts ist, dass die ICEV andere Betriebspunkte aufweisen bei niedrigerer Betriebs- und Verlustleistung, wodurch die Motoren überproportional weniger verbrauchen.

Ergebnis der Variation der Betriebs- und Verlustleistung ist, dass sich keine Umkehrung der Erkenntnis ergibt, dass das BEV auf beiden Zyklen die ökobilanziell günstigere Alternative darstellt.

## 7.9 Aggregation der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

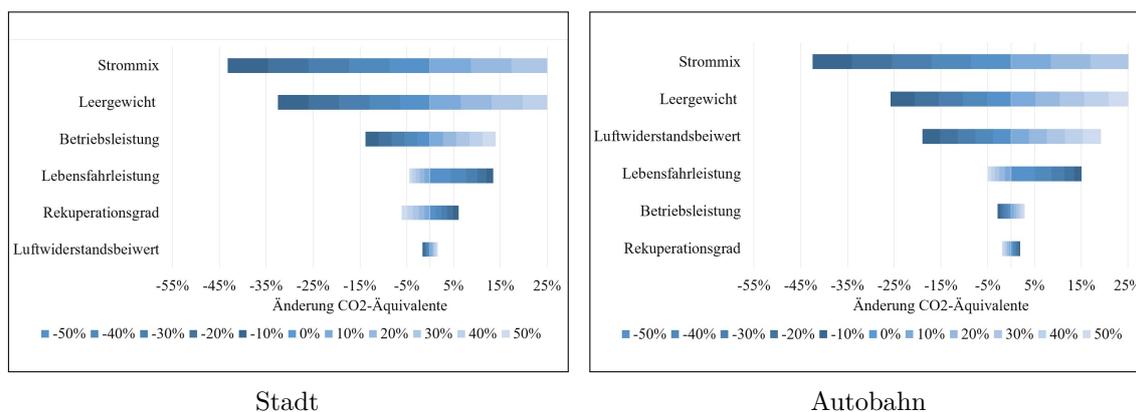


Abbildung 7.9: BEV – Ranking der Inputs der Sensitivitätsanalyse

Nachdem in den letzten Abschnitten die Variation der einzelnen Inputs bei den verschiedenen Pkw-Modellen und Fahrzyklen diskutiert wurde, wird im Folgenden der Vergleich zwischen den einzelnen Inputs je Pkw-Modell und Fahrzyklus anhand der Spannweite (vgl. Formel 7.2.1) angestellt. Zuerst werden die Rankings des BEV betrachtet.

Auffällig ist, dass der Strommix beim BEV unabhängig vom Fahrzyklus mit Abstand den größten Einfluss hat, gefolgt vom Leergewicht. Ab dem dritten Platz weisen die Rankings des BEV Unterschiede zwischen den Fahrzyklen auf. In der Stadt landet die Betriebsleistung, die einen höheren Anteil der Gesamtleistung als auf der Autobahn ausmacht, auf dem dritten Platz. Die Lebensfahrleistung auf dem vierten Platz hat bei Verringerung

einen höheren Einfluss als bei Erhöhung um den gleichen Prozentsatz, begründet durch den konvexen Verlauf der Kurven in Abbildung 7.3. Auf dem vorletzten Platz liegt der Rekuperationsgrad, der selbst in der Stadt nur einen relativ geringen Einfluss hat, lediglich der Luftwiderstandsbeiwert trägt noch weniger zum Ergebnis bei. Auf der Autobahn gilt dies nicht, hier liegt der Luftwiderstandsbeiwert durch die hohe Geschwindigkeit auf dem dritten Platz. Die Lebensfahrleistung steht wiederholt an vierter Stelle, gefolgt von der Betriebsleistung, die aufgrund der deutlich höheren dynamischen Leistung nun weniger Einfluss hat. Der Rekuperationsgrad spielt auf der Autobahn mangels zahlreicher Bremsungen kaum eine Rolle.

Im Vergleich zu den Rankings der ICEV weist der Strommix beim BEV zudem einen höheren Einfluss auf als alle untersuchten Inputs, die die ICEV beeinflussen. So hat eine Halbierung des Emissionsfaktors des Stromes nahezu eine Halbierung der Treibhausgasemissionen des BEV zur Folge. Auch bei den ICEV ergeben sich zwischen Autobahn-

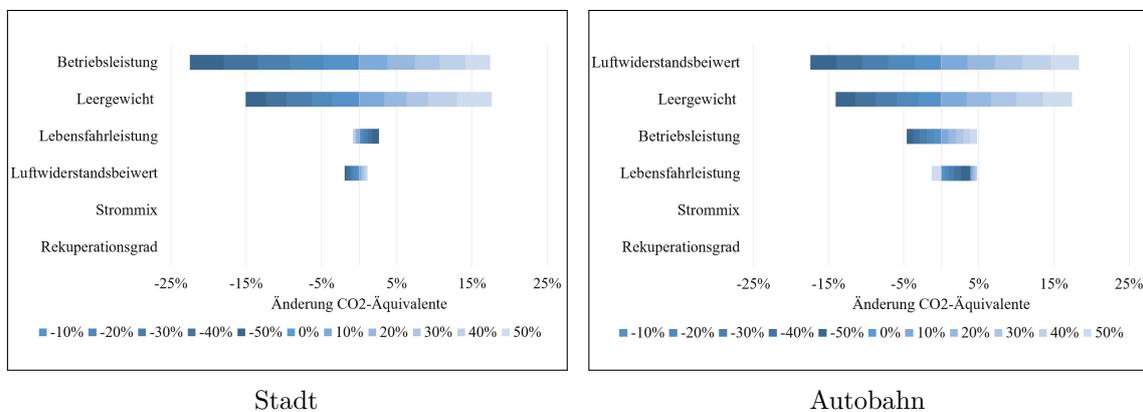


Abbildung 7.10: ICEV: Benzin – Ranking der Inputs der Sensitivitätsanalyse

und Stadtzyklus unterschiedliche Rankings (vgl. Abbildung 7.10). So landet in der Stadt die Betriebsleistung auf dem ersten Platz, dicht gefolgt vom Leergewicht. Deutlich weniger Einfluss haben Lebensfahrleistung (Platz drei) und Luftwiderstandsbeiwert (Platz vier). Auf der Autobahn ergibt sich ein anderes Bild. Hier ist der Luftwiderstandsbeiwert der einflussreichste Input. Das Leergewicht liegt wie in der Stadt auf dem zweiten Platz. Betriebsleistung (Platz drei) und Lebensfahrleistung (Platz vier) weisen jeweils deutlich kleinere Spannweiten auf. Zwischen dem Benzin und dem Diesel gibt es keine Unterschiede im Ranking, auch die Spannweiten liegen in ähnlichen Größenordnungen, wie der Vergleich der Abbildungen 7.10 und 7.11 zeigt. Technologiebedingt haben sowohl Rekuperationsgrad als auch Strommix keinen Einfluss auf das Ergebnis der ICEV.

## 7.9 AGGREGATION DER ERGEBNISSE DER SENSITIVITÄTSANALYSE

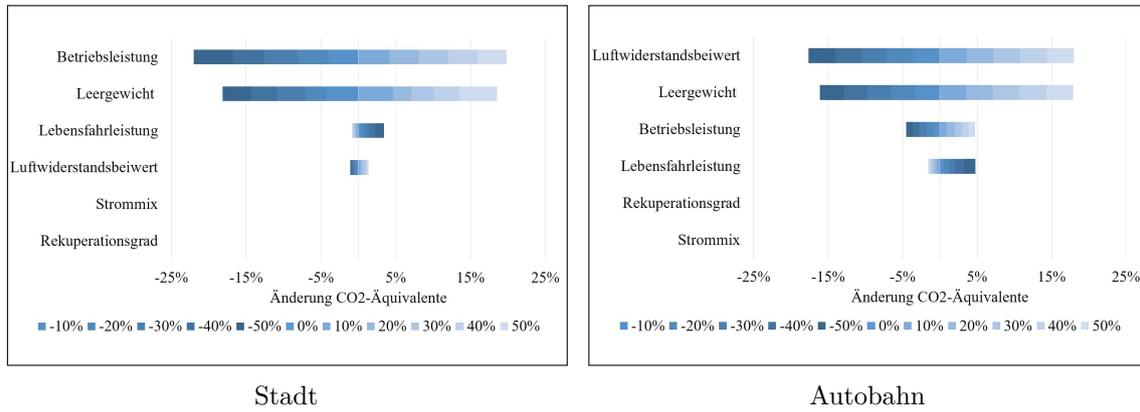


Abbildung 7.11: ICEV: Diesel – Ranking der Inputs der Sensitivitätsanalyse

## 8 Diskussion

Die vorliegende Arbeit untersuchte auf Basis einer Modellierung die Treibhausgasemissionen verschiedener Antriebsformen von Pkw über den gesamten Lebenszyklus bezogen auf zwei verschiedene Fahrzyklen.

Ein Modell ist ein vereinfachtes Abbild der Realität, weshalb im Folgenden diskutiert wird, an welchen Stellen das Modell methodische Nachteile aufweist. Zunächst liegt dem Modell ein Untersuchungsrahmen zugrunde, der weitere angrenzende Phasen ausschließt. Deshalb werden keine Materialaufwendungen für Instandhaltung (z.B. mehrere Reifensätze) angenommen. Da bereits die Produktionsphase der gesamten Pkw im Verhältnis zur Nutzungsphase geringe Emissionen aufweist, ist davon auszugehen, dass die Annahme keine drastische Verzerrung der Ergebnisse verursacht.

Kritischer ist die Annahme, dass weitere volkswirtschaftliche Verflechtungen, beispielsweise der Bau neuer Kraftwerke für die BEV-Produktion, ausgeschlossen werden. So zeigen Auf der Maur et al. (2012), dass sich durch die Verflechtungen insbesondere die Emissionen des BEV stark erhöhen, wodurch dieses kein hohes Einsparpotenzial mehr aufweist. Methodisch stellen sie dabei auf die Gewichtung der Emissionen anhand von Marktpreisen ab, eine hohe positive Korrelation zwischen den Emissionsfaktoren und den Marktpreisen vorausgesetzt. Aufgrund der Vergleichbarkeit mit früheren LCA-Studien werden in dieser Arbeit trotz des potenziell hohen Einflusses auf das Ergebnis die weiteren Verflechtungsebenen ausgeschlossen.

Die Modellierung der Produktionsphase unterliegt ebenfalls Limitierungen. So wird davon ausgegangen, dass alle Karosserien den gleichen Materialmix aufweisen. Dies ist problematisch vor dem Hintergrund, dass der Effekt durch Verwendung von Leichtbaumaterialien nicht berücksichtigt wird (vgl. Liu et al. 2022). Die Annahme des konstanten Materialmixes ist durch unzureichende Datenverfügbarkeit notwendig. Zudem sind die Daten der Emissionsfaktoren relativ alt, bei einigen Rohstoffen stammen sie aus dem Jahr 2004. Hier wäre eine Aktualisierung der Datenbank wünschenswert. Ferner sind einige Rohstoffe in der Datenbank des Umweltbundesamts nicht hinterlegt, sodass hier entweder die Zurechnung zu anderen Rohstoffen oder die Verwendung anderer Datenquellen erfolgt (vgl. Anhang A.3). Die Emissionen der Nutzungsphase werden stark durch den jeweiligen Fahrzyklus determiniert, weshalb möglichst realistische Fahrzyklen verwendet werden. Da diese über statistische Aggregation erstellt worden sind, können individuelle Fahrzyklen von diesen abweichen (z.B. Nutzung sowohl in der Stadt als auch auf der Autobahn). Zudem führen sie insbesondere bei den ICEV für beide Fahrzyklen zu vergleichsweise hohen Verbräuchen, bei bewusst sparsamer Fahrweise mit weniger starken Schwankungen in der Geschwindig-

---

keit ist anzunehmen, dass geringere Verbräuche und damit geringere Emissionen erzielt werden können. Steigungen und andere Fahrzyklen werden ebenfalls nicht berücksichtigt, auch hier können sich Unterschiede ergeben.

Eine weitere Schwäche des Modells ist die Modellierung der Motorkennfelder. Diese liegen nicht direkt als Datensatz vor und wurden daher manuell in das Modell eingetragen, wodurch Ungenauigkeiten beim Ablesen entstehen können. Gleiches gilt für die Annahme der linearen Interpolation, die nur ein Proxy für die nichtlinearen Verläufe der Isolinien gleichen spezifischen Verbrauchs darstellt.

Analog wird beim BEV die Vereinfachung getroffen, dass der Wirkungsgrad konstant ist. In der Recyclingphase ist das Modell auf lediglich zwei Emissionsfaktoren beschränkt. Somit können keine Einflüsse einzelner Rohstoffe auf die Emissionseinsparungen untersucht werden. Da die Recyclingemissionen im Vergleich zu den Emissionen der Nutzungsphase jedoch verschwindend gering sind, würde eine detailliertere Modellierung keine starke Veränderung der Ergebnisse nach sich ziehen.

Zusammenfassend ist das Modell hauptsächlich durch mangelnde Datenverfügbarkeit eingeschränkt. Genauere Datensätze zu Produktion und Recycling hätten verhältnismäßig geringe Auswirkungen auf das Gesamtergebnis, da der Großteil der Emissionen durch die Nutzungsphase anhand von physikalischen Gesetzmäßigkeiten vorgegeben ist und die Daten hauptsächlich in der Produktions- und Recyclingphase von niedrigerer Qualität sind. Die Inputs, die die Nutzungsphase beeinflussen, sind kritischer für das Gesamtergebnis (z.B. gewählter Fahrzyklus, Fahrzeugparameter). Hier hätten Motorkennfelder aktueller Verbrennungsmotoren in hoher Granularität das Potenzial, das Modell deutlich zu verbessern. Zudem könnte eine Modellierung weiterer Effekte neue Erkenntnisse liefern, beispielsweise die Modellierung des Mehrverbrauchs bei kaltem Motor oder die geschwindigkeitsabhängige Modellierung des Rollwiderstandsbeiwertes.

Abschließend lässt sich feststellen, dass das Modell in seiner jetzigen Form geeignet ist, die wesentlichen Unterschiede der Technologien in der Höhe der Treibhausgasemissionen auf einem Fahrzyklus aufzuzeigen. Es stellt damit eine Verbesserung gegenüber LCA-Studien dar, die sich bei Strom- und Kraftstoffverbräuchen auf die Herstellerangaben beziehen und somit regulatorisch vorgeschriebene Fahrzyklen annehmen. Diese weisen als synthetische Prüfstandszyklen oftmals unrealistisch niedrige Schadstoffemissionen auf (Tschöke et al. 2019, S. 12).

## 9 Zusammenfassung und Implikationen

Die Arbeit untersuchte die Ökobilanz von BEV und ICEV über den gesamten Lebenszyklus unter Verwendung eines Stadt- und eines Autobahn-Fahrzyklus. Dazu wurden drei Fahrzeuge der Kompaktklasse ausgewählt und anhand ihrer Parameter die Treibhausgasemissionen der Produktions-, Nutzungs- und Recyclingphase bestimmt. Um eine einheitliche Struktur und Vorgehensweise zu gewährleisten, orientierte sich die Arbeit an der Norm DIN EN ISO 14044 (Deutsches Institut für Normung e. V. 2021). Der Lebenszyklus wurde in Produktion, Nutzung und Recycling unterteilt. Die Rohstoffe, aus denen das Fahrzeug in der Produktionsphase zusammengesetzt wird, wurden dabei vereinfacht als lediglich vom Leergewicht, nicht jedoch vom Pkw-Modell abhängig, angenommen. Die Nutzungsphase wurde über ein mikroskopisches physikalisches Verbrauchsmodell mit entsprechenden Emissionsfaktoren für Strom und Kraftstoffe modelliert. Die Recyclingphase ging wiederum von konstanten Emissionsfaktoren pro Fahrzeugkomponente aus. Die abschließende Sensitivitätsanalyse untersuchte, inwiefern die Variation der Inputs Leergewicht, Strommix, Lebensfahrleistung, Betriebsleistung, Luftwiderstandsbeiwert und Rekuperationsgrad die Treibhausgasemissionen beeinflusst.

Zentrales Ergebnis der Arbeit ist die Beantwortung der eingangs gestellten Frage, welche der Technologien auf welchen Fahrzyklen weniger Treibhausgase verursacht. Es wird gezeigt, dass das BEV unabhängig vom Fahrzyklus die weniger klimaschädliche Alternative im Vergleich zum ICEV darstellt, doch die Unterschiede bei Nutzung des BEVs in der Stadt deutlich drastischer ausfallen. Hier emittiert das BEV mit 195,41 g/km 45,7 % weniger als der Benziner bzw. 34,1 % weniger als der Diesel, auf der Autobahn sind es mit 174,40 g/km nur 27,9 % weniger als der Benziner bzw. 17,9 % weniger als der Diesel.

Außerdem ist die Nutzungsphase der Lebensabschnitt, der bei allen Pkw den mit Abstand größten Teil der Treibhausgasemissionen verursacht, wobei dieser für BEV geringer ausfällt. Dies liegt einerseits an den vergleichsweise höheren Emissionen der Produktionsphase und andererseits an den vergleichsweise geringeren Emissionen während der Nutzungsphase. Die Recyclingphase hatte bei allen drei Pkw nur einen marginalen Einfluss auf die Höhe der gesamten Treibhausgasemissionen.

Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass insbesondere der Strommix sowie das Leergewicht bei beiden Zyklen die Emissionen des BEV stark beeinflussen. Die Emissionen der ICEV sind weniger sensitiv gegenüber der Variation des Leergewichts. Der relative Einfluss der Inputs variiert zudem je nach Fahrzyklus, so ist die Betriebsleistung in der Stadt ausschlaggebender für das Ergebnis als auf der Autobahn im Vergleich zu den anderen Inputs. Auf der Autobahn hat erwartungsgemäß wiederum der Luftwiderstand einen hohen Einfluss.

---

Gegenüber der Variation des Strommixes und des Rekuperationsgrads weisen die ICEV technologiebedingt keine Veränderungen auf. Beim BEV hat der Rekuperationsgrad in der Stadt einen deutlich höheren Einfluss als auf der Autobahn, mit dem vorletzten bzw. letzten Platz ist sein Einfluss insgesamt jedoch relativ gering.

Die Ergebnisse der Arbeit haben mehrere Implikationen für die zukünftige Gestaltung des Pkw-Verkehrs. So sollte es bei sonst gleichen Bedingungen Ziel sein, ICEV, die vornehmlich oder ausschließlich in der Stadt unterwegs sind, eher durch BEV zu ersetzen als solche, die oft auf der Autobahn unterwegs sind. Dieses Ziel wird durch weitere Effekte begünstigt. Zum Einen hat die Emissionsfreiheit des Antriebsstrangs von BEV einen positiven Effekt auf die Aufenthaltsqualität an Anlagen des Straßenverkehrs in Städten. Zum Anderen ist einer der größten technologischen Nachteile von BEV ihre geringe Reichweite. Diese spielt bei kurzen Strecken in der Stadt kaum eine Rolle, für lange Strecken auf der Autobahn ist sie deutlich ausschlaggebender. Weitere Implikationen liefert die Sensitivitätsanalyse, die als Basis für Zielsetzungen der zukünftigen Entwicklung von Pkw und angrenzenden Sektoren dienen kann. So ist die Reduktion des Leergewichts durch Verwendung von Leichtbaumaterialien bei BEV erstrebenswert und geringfügig höhere Emissionsfaktoren in der Rohstoffgewinnung für die Leichtbaumaterialien können vermutlich von den geringeren Emissionen der Nutzungsphase überkompensiert werden. Den mit Abstand höchsten Einfluss auf die Treibhausgasemissionen des BEV unter den betrachteten Inputs hat der Emissionsfaktor des Stromes, der zum Laden der Batterie verwendet wird. Bei Verwendung von 100% Windkraftenergie verursacht das Elektroauto während der Nutzungsphase nur wenige Gramm an Treibhausgasemissionen pro Kilometer, wodurch es nur etwa ein Zehntel der Emissionen der Verbrenner verursacht. Der Energiesektor hat in der Stromerzeugung somit einen größeren Hebel als der Automobilssektor selbst.

Forschung im Bereich des Energiesektors sollte zudem untersuchen, inwiefern die Erhöhung der Nachfrage nach Strom durch BEV gedeckt werden kann, insbesondere vor dem Hintergrund des in der Arbeit empfohlenen Ausbaus erneuerbarer Energiequellen.

Weitere Forschung könnte sich damit befassen, das verwendete Modell dieser Arbeit weiter zu verfeinern, um genauere Aussagen treffen zu können und die Ergebnisse zu validieren. Dazu existieren zwei Möglichkeiten. Die erste Möglichkeit ist die Verbesserung der Datenqualität für die getroffenen Annahmen und Inputs. Für die Modellierung der Produktionsphase würde die Aktualisierung und Erweiterung der Datenbank für die Emissionsfaktoren dafür sorgen, dass aktuelle und daher womöglich effizientere Technologien der Rohstoffgewinnung berücksichtigt werden. Zudem würden Primärdaten der Fahrzeughersteller zur Zusammensetzung aktueller Pkw-Modelle die Annahme eines konstanten Materialmixes eliminieren.

Einen weiteren hilfreichen Datensatz der Fahrzeughersteller stellen aktuelle Motorkennfelder für Verbrennungsmotoren dar. Im Zuge dessen sollte zudem dokumentiert werden, inwiefern die Betriebs- und Verlustleistung bereits bei den spezifischen Verbräuchen im Motorkennfeld inkludiert sind, um eine doppelte Anrechnung zu vermeiden.

Die zweite Möglichkeit besteht in der Erweiterung des Modells selbst. Hier wären Modellierungen weiterer Effekte denkbar. So könnte der Mehrverbrauch bei Kaltstart oder der Einfluss von Temperaturschwankungen auf die Energieverluste des BEV mittels physikalischer Modellierung ebenfalls berücksichtigt werden. Zudem würde die Modellierung des Treibstoffverbrauchs bei Einsatz von Start-Stopp-Systemen in ICEV die Vergleichbarkeit erhöhen.



## Literaturverzeichnis

- ADAC (2022): *Diese Elektroautos gibt es aktuell zu kaufen*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.adac.de/rund-ums-fahrzeug/elektromobilitaet/kaufen/elektroautos-uebersicht/>.
- Ahmadi, L., Young, S. B., Fowler, M., Fraser, R. A. & Achachlouei, M. A. (2017): A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems, in: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 1, 111–124.
- Ajanovic, A. & Haas, R. (2019): Economic and environmental prospects for battery electric- and fuel cell vehicles: a review, in: *Fuel Cells*, 19, 5, 515–529.
- Auf der Maur, A., Treiber, M. & Laemmer, S. (2012): *Kombinierte Lebenszyklus- und Verflechtungsanalyse zur Bilanzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Elektrofahrzeugen*, von <http://stefanlaemmer.de/de/Publikationen/AufDerMaurTreiberLaemmer2012.pdf>.
- auto motor und sport (2022a): *Mercedes A-Klasse (W169, C169) Technische Daten*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.auto-motor-und-sport.de/marken-modelle/mercedes/a-klasse/w169-c169/technische-daten/>.
- (2022b): *Smart Fortwo Technische Daten*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.auto-motor-und-sport.de/marken-modelle/smart/fortwo/technische-daten/>.
- (2022c): *VW Caddy IV (Typ 2K) Technische Daten*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.auto-motor-und-sport.de/marken-modelle/vw/caddy/iv-typ-2k/technische-daten/>.
- (2022d): *VW ID.3 Pro (58 kWh) Technische Daten*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.auto-motor-und-sport.de/marken-modelle/vw/id-3/technische-daten/>.
- Buberger, J., Kersten, A., Kuder, M., Eckerle, R., Weyh, T. & Thiringer, T. (2022): Total CO<sub>2</sub>-equivalent life-cycle emissions from commercially available passenger cars, in: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 159, 112–158.
- Chen, S., Dai, F. & Cai, M. (2020): Opportunities and challenges of high-energy lithium metal batteries for electric vehicle applications, in: *ACS Energy Letters*, 5, 10, 3140–3151.
- Cox, B., Bauer, C., Mendoza Beltran, A., van Vuuren, D. P. & Mutel, C. L. (2020): Life cycle environmental and cost comparison of current and future passenger cars under different energy scenarios, in: *Applied Energy*, 269, 115021.
- Deutscher Wetterdienst (2022): *Zeitreihen und Trends*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihen/zeitreihen.html>.

- Deutsches Institut für Normung e. V. (2021): *DIN EN ISO 14044:2021-02, Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen*, 13.020.10, 14044, Beuth Verlag, Berlin.
- Diekmann, J., Hanisch, C., Froböse, L., Schällicke, G., Loellhoeffel, T., Fölster, A.-S. & Kwade, A. (2017): Ecological recycling of lithium-ion batteries from electric vehicles with focus on mechanical processes, in: *Journal of The Electrochemical Society*, 164, 1, A6184–A6191.
- DieselNet (2018): *Common Artemis Driving Cycles (CADC)*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://dieselnet.com/standards/cycles/artemis.php>.
- Dillman, K. J., Árnadóttir, Á., Heinonen, J., Czepkiewicz, M. & Davíðsdóttir, B. (2020): Review and meta-analysis of EVs: embodied emissions and environmental breakeven, in: *Sustainability*, 12, 22, 9390.
- Economic Division United Nations Environment Programme (2020): *Used Vehicles and the Environment: A Global Overview of Used Light-Duty Vehicles: Flow, Scale and Regulation*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.unep.org/ar/node/28405>.
- Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., Stechow, C. von, Zwickel, T. & Minx, J. (2014): *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge/New York.
- Elwert, T., Römer, F., Schneider, K., Hua, Q. & Buchert, M. (2018): Recycling of batteries from electric vehicles, in: *Behaviour of Lithium-Ion Batteries in Electric Vehicles*, G. Pistoia & B. Liaw (Hrsg.), 1, Springer International Publishing, Cham, 289–321.
- Emilsson, E. & Dahllöf, L. (2021): *Lithium-Ion Vehicle Battery Production – Status 2019 on Energy Use, CO2 Emissions, Use of Metals, Products Environmental Footprint, and Recycling*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1549551/FULLTEXT01.pdf>.
- Europäische Gemeinschaften (1992): Richtlinie 92/21/EWG des Rates vom 31. März 1992 über Massen und Abmessungen von Kraftfahrzeugen der Klasse M1, in: *Amtsblatt L129 der Europäischen Gemeinschaften*, 35, L129, 3–11.
- European Environment Agency (2018): *Gross Electricity Production by Fuel*, abgerufen am 05.07.2022, von [https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/gross-electricity-production-by-fuel-4/#tab-chart\\_2](https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/gross-electricity-production-by-fuel-4/#tab-chart_2).
- (2021): *Greenhouse gas emission intensity of electricity generation*, abgerufen am 05.07.2022, von [https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/co2-emission-intensity-10/#tab-chart\\_2](https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/co2-emission-intensity-10/#tab-chart_2).
- Freire, F. & Marques, P. (2012): Electric vehicles in Portugal: an integrated energy, greenhouse gas and cost life-cycle analysis, in: *2012 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology*, 1–6.

- Girardi, P., Gargiulo, A. & Brambilla, P. C. (2015): A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study, in: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 8, 1127–1142.
- Groen, E. A., Bokkers, E. A. M., Heijungs, R. & de Boer, I. J. M. (2017): Methods for global sensitivity analysis in life cycle assessment, in: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 7, 1125–1137.
- Hamby, D. M. (1995): A comparison of sensitivity analysis techniques, in: *Health Physics*, 68, 2, 195–204.
- Hannan, M. A., Hoque, M. M., Hussain, A., Yusof, Y. & Ker, P. J. (2018): State-of-the-art and energy management system of lithium-ion batteries in electric vehicle applications: issues and recommendations, in: *IEEE Access*, 6, 19362–19378.
- Hao, H., Qiao, Q., Liu, Z., Zhao, F. & Chen, Y. (2017): Comparing the life cycle greenhouse gas emissions from vehicle production in China and the USA: implications for targeting the reduction opportunities, in: *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19, 5, 1509–1522.
- Hauer, K.-H. (2020): *Downloads: Normzyklen*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.xcellvision.com/aktuelles/downloads/>.
- Hawkins, T. R., Gausen, O. M. & Strømman, A. H. (2012): Environmental impacts of hybrid and electric vehicles—a review, in: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 8, 997–1014.
- Helmers, E., Dietz, J. & Weiss, M. (2020): Sensitivity analysis in the life-cycle assessment of electric vs. combustion engine cars under approximate real-world conditions, in: *Sustainability*, 12, 3, 1241.
- Helmers, E. & Weiss, M. (2017): Advances and critical aspects in the life-cycle assessment of battery electric cars, in: *Energy and Emission Control Technologies*, 5, 1–18.
- Hjelkrem, O. A., Arnesen, P., Aarseth Bø, T. & Sondell, R. S. (2020): Estimation of tank-to-wheel efficiency functions based on type approval data, in: *Applied Energy*, 276, 115463.
- Iclodean, C., Varga, B., Burnete, N., Cimerdean, D. & Jurchiş, B. (2017): Comparison of different battery types for electric vehicles, in: *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 252, 012058.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): *Global Warming Potentials (IPCC Fourth Assessment Report)*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/greenhouse-gas-data/frequently-asked-questions/global-warming-potentials-ipcc-fourth-assessment-report>.
- Jones, F. E. (1978): The air density equation and the transfer of the mass unit, in: *Journal of Research of the National Bureau of Standards*, 83, 5, 419–428.

- Juhrich, K. (2016): *CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren für fossile Brennstoffe*, abgerufen am 05. 07. 2022, von [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/co2-emissionsfaktoren\\_fur\\_fossile\\_brennstoffe\\_korrektur.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/co2-emissionsfaktoren_fur_fossile_brennstoffe_korrektur.pdf).
- Källenius, O. (2021): *Mercedes-Benz stellt Weichen für vollelektrisches Zeitalter*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://media.mercedes-benz.com/article/510541fb-d8fc-433f-a4c2-0c09e3d16ce7>.
- Kocí, V. & Loubal, T. (2012): LCA of liquid epoxy resin produced based on propylene and on glycerine, in: *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae*, 20, 1, 62–67.
- Köhler, F. (2019): *Entwicklung einer neuen harmonisierten Testprozedur im Rahmen der Fahrzyklusentwicklung (WLTP) für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge in der UNECE – Evaluierungsphase*, abgerufen am 05. 07. 2022, von [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-03-18\\_texte\\_26-2019\\_fahrzyklusentwicklung-evaluierung.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-03-18_texte_26-2019_fahrzyklusentwicklung-evaluierung.pdf).
- Kraftfahrtbundesamt (2022a): *Bestand an Personenkraftwagen in den Jahren 2013 bis 2022 nach ausgewählten Kraftstoffarten*, abgerufen am 05. 07. 2022, von [https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/2022/2022\\_b\\_umwelt\\_zeitreihen.html?nn=3525028&fromStatistic=3525028&yearFilter=2022&fromStatistic=3525028&yearFilter=2022](https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/2022/2022_b_umwelt_zeitreihen.html?nn=3525028&fromStatistic=3525028&yearFilter=2022&fromStatistic=3525028&yearFilter=2022).
- (2022b): *Top 50 der Modelle im Mai 2022*, abgerufen am 05. 07. 2022, von [https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Neuzulassungen/MonatlicheNeuzulassungen/2022/202205\\_GImonatlich/202205\\_n\\_top50.html?nn=3504038&monthFilter=05\\_Mai&fromStatistic=3504038&yearFilter=2022&fromStatistic=3889316&yearFilter=2022&monthFilter=05\\_Mai](https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Neuzulassungen/MonatlicheNeuzulassungen/2022/202205_GImonatlich/202205_n_top50.html?nn=3504038&monthFilter=05_Mai&fromStatistic=3504038&yearFilter=2022&fromStatistic=3889316&yearFilter=2022&monthFilter=05_Mai).
- Lee, J. C. & Wen, Z. (2017): Rare earths from mines to metals: comparing environmental impacts from China’s main production pathways, in: *Journal of Industrial Ecology*, 21, 5, 1277–1290.
- Liu, J., Daigo, I., Panasiuk, D., Dunuwila, P., Hamada, K. & Hoshino, T. (2022): Impact of recycling effect in comparative life cycle assessment for materials selection – a case study of light-weighting vehicles, in: *Journal of Cleaner Production*, 349, 131317.
- Lynch, P. (2016): *Eye-Popping View of CO<sub>2</sub>, Critical Step for Carbon-Cycle Science*, Greenbelt, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.nasa.gov/feature/goddard/2016/eye-popping-view-of-co2-critical-step-for-carbon-cycle-science>.
- Messagie, M., Boureima, F.-S., Coosemans, T., Macharis, C. & Mierlo, J. (2014): A range-based vehicle life cycle assessment incorporating variability in the environmental assessment of different vehicle technologies and fuels, in: *Energies*, 7, 3, 1467–1482.
- Nakano, K. & Shibahara, N. (2017): Comparative assessment on greenhouse gas emissions of end-of-life vehicles recycling methods, in: *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19, 1, 505–515.
- Nordelöf, A., Messagie, M., Tillman, A.-M., Ljunggren Söderman, M. & van Mierlo, J. (2014): Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—

- what can we learn from life cycle assessment?, in: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 11, 1866–1890.
- Presse- und Informationsamt der Bundesregierung (2022): *Klimaschonender Verkehr*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/klimaschutz/klimaschonender-verkehr-1794672#:~:text=Der%20Verkehrssektor%20ist%20nach%20der%20Energiewirtschaft%20und%20der,Verkehrsemissionen%20verursacht%20der%20Stra%C3%9Fenverkehr%20%2896%20Prozent%2C%20Stand%202019%29.>
- Raimondi, A., Girotti, G., Blengini, G. A. & Fino, D. (2012): LCA of petroleum-based lubricants: state of art and inclusion of additives, in: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 8, 987–996.
- Sanguesa, J. A., Torres-Sanz, V., Garrido, P., Martinez, F. J. & Marquez-Barja, J. M. (2021): A review on electric vehicles: technologies and challenges, in: *Smart Cities*, 4, 1, 372–404.
- Schreiner, K. (2020): *Basiswissen Verbrennungsmotor*. Fragen - rechnen - verstehen - bestehen, 3, Springer Fachmedien, Wiesbaden.
- Schütz, T., Klußmann, S. & Neuendorf, R. (2016): Automobile Aerodynamik im Jahr 2020, in: *ATZ – Automobiltechnische Zeitschrift*, 118, 12, 54–59.
- Sears, J., Roberts, D. & Glitman, K. (2014): A comparison of electric vehicle Level 1 and Level 2 charging efficiency, in: *2014 IEEE Conference on Technologies for Sustainability (SusTech)*, 255–258.
- SPD, Bündnis 90/Die Grünen, FDP (2021): *Mehr Fortschritt wagen: Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit*. Koalitionsvertrag zwischen SPD, Bündnis 90/Die Grünen und FDP, abgerufen am 05.07.2022, von [https://www.bundesregierung.de/resource/blob/974430/1990812/04221173eef9a6720059cc353d759a2b/2021-12-10-koav2021-data.pdf?download=1.](https://www.bundesregierung.de/resource/blob/974430/1990812/04221173eef9a6720059cc353d759a2b/2021-12-10-koav2021-data.pdf?download=1)
- Tesla Inc. (2022): *Impact Report 2021*, abgerufen am 05.07.2022, von [https://www.tesla.com/ns\\_videos/2021-tesla-impact-report.pdf](https://www.tesla.com/ns_videos/2021-tesla-impact-report.pdf).
- Treiber, M. & Kesting, A. (2010): *Verkehrsdynamik und -simulation*. Daten, Modelle und Anwendungen der Verkehrsflussdynamik, 1, Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.
- (2013): *Traffic Flow Dynamics*. Data, Models and Simulation, 1, Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Tschöke, H., Arndt, M., Baade, M., Berndt, R., Bunar, F., Bunel, B., Graf, G., Grubmüller, M., Jansen, H., Köhler, D., Moser, E.-M., Schrade, F., Vidmar, K., Walter, L. & Wanker, R. (2019): *Real Drive Emissions (RDE)*. Gesetzgebung, Vorgehensweise, Messtechnik, Motorische Maßnahmen, Abgasnachbehandlung, Auswirkungen, 1, Springer Vieweg, Wiesbaden/Heidelberg.
- Ulvestad, A. (2018): *A Brief Review of Current Lithium Ion Battery Technology and Potential Solid State Battery Technologies*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://arxiv.org/pdf/1803.04317>.

- Umweltbundesamt (2015a): *ProBas – Prozessdetails: Aluminium*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bD67F9971-D39A-4EAB-B872-A593687A3DB1%7d>.
- (2015b): *ProBas – Prozessdetails: Arsen*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bF457A261-DEC5-42B7-9F5E-383B3F840C1D%7d>.
- (2015c): *ProBas – Prozessdetails: Baumwollgewebe*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b2E05CCF6-F2C4-439B-882F-4F422932AECE%7d>.
- (2015d): *ProBas – Prozessdetails: Chem-AnorgSchwefelsäure-2020*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bE5F50C09-C6AA-41AE-A226-57154CD80ADC%7d>.
- (2015e): *ProBas – Prozessdetails: Chem-OrgGummi-EPDM-DE-2000*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b0E0B274D-9043-11D3-B2C8-0080C8941B49%7d>.
- (2015f): *ProBas – Prozessdetails: Glasfaserverstärkter Kunststoff*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bD5064E15-D2E1-4D30-B9DF-407DDACAB318%7d>.
- (2015g): *ProBas – Prozessdetails: Graphit*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b146819E8-97B9-4B59-AE0D-6543B5BBDE0C%7d>.
- (2015h): *ProBas – Prozessdetails: Kobalt*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id={81A717DC-DA5B-4EDC-A754-03331A829E4F}>.
- (2015i): *ProBas – Prozessdetails: KunststoffePlastik-generisch*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bB11C6B31-A5B4-11D3-B42D-FED95173DC12%7d>.
- (2015j): *ProBas – Prozessdetails: Lithium*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id={86967878-B5B4-4353-8B10-F4967E8D4AE4}>.
- (2015k): *ProBas – Prozessdetails: Messing*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b7B1BBB44-E8BE-42BE-8C15-22E48348EAA2%7d>.
- (2015l): *ProBas – Prozessdetails: MetallBlei-DE-mix-2020*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bFA83DBC5-A459-4C13-B69F-5299532FC5E1%7d>.
- (2015m): *ProBas – Prozessdetails: MetallKupfer-DE-primär-2020*, abgerufen am 05. 07. 2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b0A54E43A-373D-43DB-973B-7915BAFA8207%7d>.

- (2015n): *ProBas – Prozessdetails: MetallMangan-DE-2020*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bD9B2F188-A457-45C1-A863-65BA7800981D%7d>.
  - (2015o): *ProBas – Prozessdetails: MetallNickel-DE-2020*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b65C51F09-9F88-4D3C-8858-CFBCACF98D53%7d>.
  - (2015p): *ProBas – Prozessdetails: MetallStahl-mix-DE-2020*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b00D85136-E496-4DE0-929B-10CB6A19DA02%7d>.
  - (2015q): *ProBas – Prozessdetails: MetallZink-DE-2020*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b330A9C89-A696-44BB-AB6F-370FFC9FF2BA%7d>.
  - (2015r): *ProBas – Prozessdetails: Steine-ErdenGlas-flach-generisch*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7bB11C6B2C-A5B4-11D3-B42D-FED95173DC12%7d>.
  - (2015s): *ProBas – Prozessdetails: Steine-ErdenRefraktär-Keramik-DE-2000*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b0E0B2CAF-9043-11D3-B2C8-0080C8941B49%7d>.
  - (2015t): *ProBas – Prozessdetails: Xtra-generisch Wasser*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b0E0B2E04-9043-11D3-B2C8-0080C8941B49%7d>.
  - (2015u): *Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>.
  - (2016): *Grundlagen des Klimawandels*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/grundlagen-des-klimawandels>.
  - (2021): *Jährliche Treibhausgas-Emissionen in Deutschland*, abgerufen am 05.07.2022, von [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/bilder/dateien/2021-03-15\\_thg\\_crf\\_plus\\_1a\\_details\\_ci\\_1990-2019\\_vjs2020.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/bilder/dateien/2021-03-15_thg_crf_plus_1a_details_ci_1990-2019_vjs2020.pdf).
  - (2022): *CO<sub>2</sub>-Emissionen pro Kilowattstunde Strom steigen 2021 wieder an*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.umweltbundesamt.de/themen/co2-emissionen-pro-kilowattstunde-strom-steigen#:~:text=Die%20spezifischen%20Treibhausgas-Emissionen%20im%20deutschen%20Strommix%20steigen%20nach,Wert%20bei%20375%20g%20FkWh%20%202019%20bei%20411%20g%20FkWh..>
- United Nations Framework Convention on Climate Change (2015): *Paris Agreement*, abgerufen am 05.07.2022, von [https://unfccc.int/sites/default/files/english\\_paris\\_agreement.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf).
- van Loon, P., Olsson, L. & Klintbom, P. (2019): *LCA Guidelines for Electric Vehicles: How to Determine the Environmental Impact of Electric Passenger Cars and Compare them Against Conventional Internal-Combustion Vehicles*, abgerufen am 05.07.2022,

- von <https://www.ri.se/sites/default/files/2019-06/Bilaga%20%2C%20LCA%20Guidelines%20for%20electric%20vehicles.pdf>.
- van Mierlo, J., Messagie, M. & Rangaraju, S. (2017): Comparative environmental assessment of alternative fueled vehicles using a life cycle assessment, in: *Transportation Research Procedia*, 25, 3435–3445.
- Volkswagen AG (2019a): *Vision Made Reality: World Premiere of the ID.3*, abgerufen am 05.07.2022, von [https://www.volkswagenag.com/en/news/2019/09/world\\_premiere\\_of\\_the\\_ID\\_3.html](https://www.volkswagenag.com/en/news/2019/09/world_premiere_of_the_ID_3.html).
- (2019b): *Volkswagen e-Up! - Technische Daten*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.volkswagen-newsroom.com/de/der-e-up-das-up-grade-5583/technische-daten-5590>.
- (2022): *Way to Zero: Volkswagen Presents Roadmap for Climate-neutral Mobility*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.volkswagenag.com/en/news/2021/04/way-to-zero--volkswagen-presents-roadmap-for-climate-neutral-mob.html>.
- Wassiliadis, N., Steinsträter, M., Schreiber, M., Rosner, P., Nicoletti, L., Schmid, F., Ank, M., Teichert, O., Wildfeuer, L., Schneider, J., Koch, A., König, A., Glatz, A., Gandlergruber, J., Kröger, T., Lin, X. & Lienkamp, M. (2022): Quantifying the state of the art of electric powertrains in battery electric vehicles: range, efficiency, and lifetime from component to system level of the Volkswagen ID.3, in: *eTransportation*, 12, 100167.
- Yeo, H., Hwang, S. & Kim, H. (2006): Regenerative braking algorithm for a hybrid electric vehicle with CVT ratio control, in: *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering*, 220, 11, 1589–1600.
- Zackrisson, M. (2017): *Life Cycle Assessment of Long Life Lithium Electrode for Electric Vehicle Batteries : Cells for Leaf, Tesla and Volvo Bus*, abgerufen am 05.07.2022, von <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1131667>.
- Zapf, M., Pengg, H., Bütler, T., Bach, C. & Weindl, C. (2021): *Kosteneffiziente und nachhaltige Automobile*. Bewertung der realen Klimabelastung und der Gesamtkosten – Heute und in Zukunft, 2, Springer Fachmedien, Wiesbaden.
- Zeng, X., Li, M., Abd El-Hady, D., Alshitari, W., Al-Bogami, A. S., Lu, J. & Amine, K. (2019): Commercialization of lithium battery technologies for electric vehicles, in: *Advanced Energy Materials*, 9, 27, 1900161.

# Anhang A

## A.1 Input für die Produktionsphase

<b>Rohstoff</b>	<b>Karosserie</b>	<b>Antrieb</b>
Aluminium	4,30 %	17,55 %
Andere Metalle (Annahme: Stahl)	0,85 % (in Stahl)	0,2 % (in Stahl)
Blei	-	4,65 %
Glas	1,90 %	-
Glasfaser	0,25 %	0,18 %
Gummi	-	1,37 %
Isoliermaterial (Annahme: Plastik)	0,65 % (in Plastik)	-
Klebstoffe	0,65 %	-
Kupfer	0,62 %	-
Lacke	0,90 %	-
LED (Annahme: Kupfer)	0,02 % (in Kupfer)	-
Leiterplatte (Annahme: Plastik)	0,25 % (in Plastik)	-
Mangan	0,25 %	-
Öle & Flüssigkeiten	0,25 %	6,53 %
Plastik	15,21 %	13,75 %
Schwefelsäure	-	0,57 %
Stahl	69,00 %	52,35 %
Textilien	0,90 %	0,08 %
Wasser	-	0,97 %
Zink	0,40 %	-

Tabelle A.1: ICEV: Gewichtsanteile der Rohstoffe an der jeweiligen Komponente (Helmers et al. 2020, Anhang)

## A.1 INPUT FÜR DIE PRODUKTIONSPHASE

<b>Rohstoff</b>	<b>Karosserie</b>	<b>Antrieb</b>	<b>Batterie</b>
Aluminium	4,30 %	30,45 %	34,50 %
Andere Metalle	0,85 % (in Stahl)	-	-
Antimon	-	0,03 %	-
Arsen	-	<0,01 %	-
Blei	-	2,25 %	-
Cobalt	-	-	0,93 %
Elektronik	-	-	2,70 % (in Kupfer)
Ferrit	-	1,30 % (in Stahl)	-
FR4	-	1,65 % (in Glasfaser)	-
Glas	1,90 %	-	-
Glasfaser	0,25 %	1,75 %	-
Graphit	-	-	8,20 %
Gummi	5,30 %	0,40 %	-
Isoliermaterial	0,65 % (in Plastik)	-	-
Keramik	-	0,15 %	-
Klebstoffe	0,65 %	0,41%	-
Kupfer	0,62 %	11,75 %	14,20 %
Lacke	0,90 %	-	-
LED	0,02 % (in Kupfer)	-	-
Leiterplatte	0,25 % (in Plastik)	-	-
Lithium	-	-	1,00 %
Mangan	0,25 %	-	0,93 %
Messing	-	0,55 %	-
Nickel	-	-	7,44 %
Öle & Flüssigkeiten	0,25 %	-	-
Plastik	15,20 %	4,10 %	11,00 %
Potting Material	-	0,40 % (in Klebstoff)	-
Sauerstoff	-	-	4,80 %
Schwefelsäure	-	0,25 %	-
Silikon	-	0,01 % (in Klebstoff)	-
Sonstiges	-	-	8,30 %
Stahl	69,00 %	43,80 %	9,00 %
Textilien	0,90 %	-	-
Wasser	-	0,45 %	-
Zink	0,40 %	-	-

Tabelle A.2: BEV: Gewichtsanteile der Rohstoffe an der jeweiligen Komponente (Helmers et al. 2020, Anhang; Diekmann et al. 2017, S. A6185)

<b>Rohstoff</b>	<b>CO<sub>2</sub>-Äq. kg/kg</b>	<b>Quelle</b>
Aluminium	11,904	Umweltbundesamt 2015a
Antimon	74,35 (Durchschnitt)	Lee & Wen 2017, S. 1277
Arsen	1,093	Umweltbundesamt 2015b
Blei	0,987	Umweltbundesamt 2015l
Cobalt	7,721	Umweltbundesamt 2015h
Glas	1,04	Umweltbundesamt 2015r
Glasfaser	8,816	Umweltbundesamt 2015f
Graphit	0,0273	Umweltbundesamt 2015g
Gummi	3,28	Umweltbundesamt 2015e
Keramik	0,602	Umweltbundesamt 2015s
Klebstoffe	4,632	Koci & Loubal 2012, S. 1
Kupfer	4,87	Umweltbundesamt 2015m
Lithium	18,344	Umweltbundesamt 2015j
Mangan	1,76	Umweltbundesamt 2015n
Messing	2,279	Umweltbundesamt 2015k
Nickel	4,87	Umweltbundesamt 2015o
Öle & Flüssigkeiten	0,985	Raimondi et al. 2012, S. 992
Plastik	1,73	Umweltbundesamt 2015i
Sauerstoff	0	Annahme, da beigeführt aus der Luft
Schwefelsäure	0,0215	Umweltbundesamt 2015d
Sonstiges	0	Vernachlässigt
Stahl	1,5	Umweltbundesamt 2015p
Textilien	26	Umweltbundesamt 2015c
Wasser	0	Umweltbundesamt 2015t
Zink	4,49	Umweltbundesamt 2015q

Tabelle A.3: Treibhausgas-Emissionsfaktoren der Rohstoffe (Umweltbundesamt 2015u)

## A.2 Input für die Nutzungsphase

Allgemeine Parameter	Wert	Quelle
Dyn. Abrollradius $r_{dyn}$	0,286 m	Treiber & Kesting 2013, S. 395
Luftdruck $L_d$	1 bar $\approx$ 100.000 Pa	Treiber & Kesting 2013, S. 395
Temperatur $T$	8,9 °C	Deutscher Wetterdienst 2022
Straßensteigung $\beta$	0 %	Eigene Annahme
Rollwiderstandsbeiwert $\mu$	0,02	Treiber & Kesting 2013, S. 395
Heizwert Benzin	42.000 kJ/kg	Schreiner 2020, S. 65
Heizwert Diesel	42.800 kJ/kg	Schreiner 2020, S. 65
Dichte Benzin	0,76 kg/l	Schreiner 2020, S. 65
Dichte Diesel	0,84 kg/l	Schreiner 2020, S. 65
Zuladung	0 kg	Eigene Annahme

Tabelle A.4: Allgemeine Parameter zur Modellierung des Verbrauchs

Fahrzeugspezifische Parameter	ID.3 Pro	A 200	A 200 CDI
Spezifischer Verbrauch $C_{spez}$	10/9 kWh/kWh	Siehe 4.5	Siehe 4.5
Betriebsleistung $P_0$	1,75 kW	3 kW	3 kW
Rekuperationsgrad $r_{Reku}$	50 %	-	-
Hubraum $V_{Zyl}$	-	2,083 l	1,991 l
Leergewicht $m$	1.812 kg	1.240 kg	1.340 kg
Luftwiderstandsbeiwert $c_w$	0,27	0,3	0,3
Stirnfläche $A$	2,3 m <sup>2</sup>	2,3 m <sup>2</sup>	2,3 m <sup>2</sup>
Gangwechseldrehzahl	-	2000 /min	2000 /min
Leerlaufdrehzahl	-	800 /min	800 /min
Übersetzung Gang 1	-	3,64	3,93
Übersetzung Gang 2	-	2,04	2,22
Übersetzung Gang 3	-	1,33	1,39
Übersetzung Gang 4	-	1,03	0,97
Übersetzung Gang 5	-	0,82	0,77
Achsübersetzung	-	3,72	3,24

Tabelle A.5: Fahrzeugspezifische Parameter zur Modellierung des Verbrauchs

$f$ [1/min]	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	4500	5000	5500	6000
$p_{max}$ [bar]	8	9	10	10	10	10	10	10	10	10	9

Tabelle A.6: Max. Mitteldruck A 200, Benziner (vgl. Schreiner 2020, S. 189, zitiert nach Digeser et al. 2005)

$f$ [1/min]	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000
$p_{max}$ [bar]	10	18	18	18	18	16	14

Tabelle A.7: Max. Mitteldruck A 200 CDI, Diesel (vgl. Schreiner 2020, S. 189, zitiert nach Achenbach et al. 2004)

	<b>1000</b>	<b>1500</b>	<b>2000</b>	<b>2500</b>	<b>3000</b>	<b>3500</b>	<b>4000</b>	<b>4500</b>	<b>5000</b>	<b>5500</b>	<b>6000</b>
<b>2</b>	380	350	348	360	370	380	390	395	400	420	450
<b>4</b>	275	273	275	278	280	280	285	290	300	315	335
<b>6</b>	250	245	242	250	250	255	255	255	270	275	300
<b>8</b>	255	240	230	230	237	242	245	247	255	270	280
<b>10</b>	-	-	235	230	237	242	245	248	260	275	-

Zeilen =  $\bar{p}$  [bar]; Spalten =  $f$  [1/min]

Tabelle A.8: Tabellarisches Motorkennfeld A 200, Benziner (vgl. Schreiner 2020, S. 189, zitiert nach Digeser et al. 2005)

	<b>1000</b>	<b>1500</b>	<b>2000</b>	<b>2500</b>	<b>3000</b>	<b>3500</b>	<b>4000</b>
<b>2</b>	300	305	340	350	400	420	480
<b>4</b>	240	240	252	270	265	280	300
<b>6</b>	232	232	240	250	245	255	268
<b>8</b>	228	222	229	230	228	233	240
<b>10</b>	250	215	220	222	220	224	232
<b>12</b>	-	215	210	211	212	217	227
<b>14</b>	-	220	205	206	208	215	224
<b>16</b>	-	220	204	204	205	212	-
<b>18</b>	-	220	205	203	207	-	-

Zeilen =  $\bar{p}$  [bar]; Spalten =  $f$  [1/min]

Tabelle A.10: Tabellarisches Motorkennfeld A 200 CDI, Diesel (vgl. Schreiner 2020, S. 189, zitiert nach Achenbach et al. 2004)

### A.3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Rohstoffe [kg]	BEV	ICEV: Benzin	ICEV: Diesel
<b>Produktion</b>			
Aluminium	2.746,95	929,88	1.009,04
Antimon	6,16	0,00	0,00
Arsen	<0,01	0,00	0,00
Blei	7,36	10,32	11,20
Cobalt	16,49	0,00	0,00
Glas	23,23	17,77	19,28
Glasfaser	77,08	23,38	25,38
Graphit	0,51	0,00	0,00
Gummi	208,74	10,10	10,96
Keramik	0,30	0,00	0,00
Klebstoffe	41,70	27,07	29,38
Kupfer	383,80	27,15	29,46
Lithium	42,12	0,00	0,00
Mangan	8,93	3,96	4,29
Messing	4,16	0,00	0,00
Nickel	83,20	0,00	0,00
Öle & Flüssigkeiten	2,90	16,67	18,09
Plastik	376,40	290,07	314,77
Sauerstoff	0,00	0,00	0,00
Schwefelsäure	0,02	0,03	0,03
Sonstiges	0,00	0,00	0,00
Stahl	1.465,78	1.107,16	1.201,41
Textilien	275,13	215,08	233,39
Wasser	0,00	0,00	0,00
Zink	21,12	16,15	17,52
<b>Recycling</b>			
Karosserie	-680,52	-520,44	-564,74
Antrieb	-191,94	-130,11	-141,19
Batterie	-639,06	0,00	0,00

Tabelle A.12: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung, ohne Nutzungsphase

### A.4 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

<b>BEV</b>												
Leergewicht [kg]	906,0	1.087,2	1.268,4	1.449,6	1.630,8	1.812,0	1.993,2	2.174,4	2.355,6	2.536,8	2.718,0	
ID.3 Pro Stadt [g/km]	131,83	144,38	157,07	169,84	182,62	195,41	208,23	221,06	233,89	246,74	259,60	
ID.3 Pro Autobahn [g/km]	129,37	138,27	147,24	156,26	165,32	174,40	183,49	192,59	201,70	210,85	220,00	
Leergewichtsänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%	
ID.3 Pro Stadt	-32,54%	-26,12%	-19,62%	-13,09%	-6,55%	0,00%	6,56%	13,12%	19,69%	26,27%	32,85%	
ID.3 Pro Autobahn	-25,82%	-20,72%	-15,57%	-10,40%	-5,21%	0,00%	5,21%	10,43%	15,66%	20,90%	26,15%	
<b>ICEV: Benzin</b>												
Leergewicht [kg]	620,0	744,0	868,0	992,0	1.116,0	1.240,0	1.364,0	1.488,0	1.612,0	1.736,0	1.860,0	
A 200 Stadt [g/km]	305,54	315,29	325,14	337,38	346,87	359,90	371,84	382,56	392,83	406,72	423,17	
A 200 Autobahn [g/km]	207,98	214,41	220,94	227,71	234,64	241,97	250,19	258,06	266,16	274,78	284,05	
Leergewichtsänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%	
A 200 Stadt	-15,10%	-12,40%	-9,66%	-6,26%	-3,62%	0,00%	3,32%	6,30%	9,15%	13,01%	17,58%	
A 200 Autobahn	-14,05%	-11,39%	-8,69%	-5,89%	-3,03%	0,00%	3,40%	6,65%	10,00%	13,56%	17,39%	
<b>ICEV: Diesel</b>												
Leergewicht [kg]	670,0	804,0	938,0	1.072,0	1.206,0	1.340,0	1.474,0	1.608,0	1.742,0	1.876,0	2.010,0	
A 200 CDI Stadt [g/km]	242,74	253,99	264,38	275,55	283,89	296,62	310,39	317,60	326,55	336,54	351,59	
A 200 CDI Autobahn [g/km]	178,21	185,15	191,75	198,59	205,53	212,44	219,88	227,55	235,09	242,93	250,41	
Leergewichtsänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%	
A 200 CDI Stadt	-18,16%	-14,37%	-10,87%	-7,10%	-4,29%	0,00%	4,64%	7,07%	10,09%	13,46%	18,53%	
A 200 CDI Autobahn	-16,11%	-12,85%	-9,74%	-6,52%	-3,25%	0,00%	3,50%	7,11%	10,66%	14,35%	17,87%	

Tabelle A.13: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Leergewichts

<b>BEV</b>												
Luftwiderstandsbeiwert	0,15	0,18	0,21	0,24	0,27	<b>0,30</b>	0,33	0,36	0,39	0,42	0,45	
ID.3 Pro Stadt [g/km]	192,22	192,86	193,49	194,13	194,77	<b>195,41</b>	196,05	196,69	197,33	197,97	198,61	
ID.3 Pro Autobahn [g/km]	141,26	147,83	154,43	161,06	167,73	<b>174,40</b>	181,08	187,76	194,47	201,20	207,93	
Luftwiderstandsbeiwertsänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%	
ID.3 Pro Stadt	-1,64%	-1,31%	-0,98%	-0,65%	-0,33%	<b>0,00%</b>	0,33%	0,65%	0,98%	1,31%	1,64%	
ID.3 Pro Autobahn	-19,00%	-15,23%	-11,45%	-7,65%	-3,83%	<b>0,00%</b>	3,83%	7,66%	11,51%	15,37%	19,22%	
<b>ICEV: Benzin</b>												
Luftwiderstandsbeiwert	0,15	0,18	0,21	0,24	0,27	<b>0,30</b>	0,33	0,36	0,39	0,42	0,45	
A 200 Stadt [g/km]	353,03	354,10	355,72	356,79	358,60	<b>359,90</b>	360,72	361,53	362,34	363,12	363,89	
A 200 Autobahn [g/km]	199,83	208,36	216,54	224,96	233,57	<b>241,97</b>	250,42	259,20	268,18	277,24	286,36	
Luftwiderstandsbeiwertsänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%	
A 200 Stadt	-1,91%	-1,61%	-1,16%	-0,87%	-0,36%	<b>0,00%</b>	0,23%	0,45%	0,68%	0,89%	1,11%	
A 200 Autobahn	-17,41%	-13,89%	-10,51%	-7,03%	-3,47%	<b>0,00%</b>	3,49%	7,12%	10,83%	14,58%	18,35%	
<b>ICEV: Diesel</b>												
Luftwiderstandsbeiwert	0,15	0,18	0,21	0,24	0,27	<b>0,30</b>	0,33	0,36	0,39	0,42	0,45	
A 200 CDI Stadt [g/km]	293,33	293,95	294,58	295,22	295,90	<b>296,62</b>	297,34	298,07	299,25	299,97	300,69	
A 200 CDI Autobahn [g/km]	174,93	182,75	190,17	197,41	204,79	<b>212,44</b>	220,14	227,75	235,40	242,96	250,70	
Luftwiderstandsbeiwertsänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%	
A 200 CDI Stadt	-1,11%	-0,90%	-0,69%	-0,47%	-0,24%	<b>0,00%</b>	0,25%	0,49%	0,89%	1,13%	1,37%	
A 200 CDI Autobahn	-17,66%	-13,98%	-10,49%	-7,08%	-3,60%	<b>0,00%</b>	3,62%	7,20%	10,80%	14,37%	18,01%	

Tabelle A.14: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Luftwiderstandsbeiwerts

<b>BEV</b>													
Lebensfahrleistung [km]	125.000	150.000	175.000	200.000	225.000	250.000	275.000	300.000	325.000	350.000	375.000		
ID.3 Pro Stadt [g/km]	221,74	212,96	206,69	201,99	198,34	195,41	193,02	191,02	189,34	187,89	186,64		
ID.3 Pro Autobahn [g/km]	200,72	191,95	185,68	180,98	177,32	174,40	172,01	170,01	168,32	166,88	165,62		
Lebensfahrleistungänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%		
ID.3 Pro Stadt	13,47%	8,98%	5,77%	3,37%	1,50%	0,00%	-1,22%	-2,25%	-3,11%	-3,85%	-4,49%		
ID.3 Pro Autobahn	15,09%	10,06%	6,47%	3,77%	1,68%	0,00%	-1,37%	-2,52%	-3,48%	-4,31%	-5,03%		
<b>ICEV: Benzin</b>													
Lebensfahrleistung [km]	125.000	150.000	175.000	200.000	225.000	250.000	275.000	300.000	325.000	350.000	375.000		
A 200 Stadt [g/km]	369,28	366,15	363,92	362,25	360,94	359,90	359,05	358,34	357,74	357,22	356,78		
A 200 Autobahn [g/km]	251,34	248,22	245,98	244,31	243,01	241,97	241,11	240,40	239,80	239,29	238,84		
Lebensfahrleistungänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%		
A 200 Stadt	2,60%	1,74%	1,12%	0,65%	0,29%	0,00%	-0,24%	-0,43%	-0,60%	-0,74%	-0,87%		
A 200 Autobahn	3,87%	2,58%	1,66%	0,97%	0,43%	0,00%	-0,35%	-0,65%	-0,89%	-1,11%	-1,29%		
<b>ICEV: Diesel</b>													
Lebensfahrleistung [km]	125.000	150.000	175.000	200.000	225.000	250.000	275.000	300.000	325.000	350.000	375.000		
A 200 CDI Stadt [g/km]	306,79	303,40	300,98	299,16	297,75	296,62	295,69	294,92	294,27	293,71	293,23		
A 200 CDI Autobahn [g/km]	222,62	219,23	216,80	214,99	213,58	212,44	211,52	210,75	210,10	209,54	209,05		
Lebensfahrleistungänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%		
A 200 CDI Stadt	3,43%	2,29%	1,47%	0,86%	0,38%	0,00%	-0,31%	-0,57%	-0,79%	-0,98%	-1,14%		
A 200 CDI Autobahn	4,79%	3,19%	2,05%	1,20%	0,53%	0,00%	-0,44%	-0,80%	-1,11%	-1,37%	-1,60%		

Tabelle A.15: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Lebensfahrleistung

<b>BEV</b>												
Rekuperationsgrad	25%	30%	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	
ID.3 Pro Stadt [g/km]	207,28	204,91	202,53	200,16	197,79	<b>195,41</b>	193,04	190,67	188,29	185,92	183,55	
ID.3 Pro Autobahn [g/km]	177,83	177,15	176,46	175,77	175,09	<b>174,40</b>	173,71	173,03	172,34	171,65	170,97	
Rekuperationsgradänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%	
ID.3 Pro Stadt	6,07%	4,86%	3,64%	2,43%	1,21%	<b>0,00%</b>	-1,21%	-2,43%	-3,64%	-4,86%	-6,07%	
ID.3 Pro Autobahn	1,97%	1,57%	1,18%	0,79%	0,39%	<b>0,00%</b>	-0,39%	-0,79%	-1,18%	-1,57%	-1,97%	
<b>ICEV: Benzin</b>												
Rekuperationsgrad	25%	30%	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	
A 200 Stadt [g/km]	359,90	359,90	359,90	359,90	359,90	<b>359,90</b>	359,90	359,90	359,90	359,90	359,90	
A 200 Autobahn [g/km]	241,97	241,97	241,97	241,97	241,97	<b>241,97</b>	241,97	241,97	241,97	241,97	241,97	
Rekuperationsgradänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%	
A 200 Stadt	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
A 200 Autobahn	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
<b>ICEV: Diesel</b>												
Rekuperationsgrad	25%	30%	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	
A 200 CDI Stadt [g/km]	296,62	296,62	296,62	296,62	296,62	<b>296,62</b>	296,62	296,62	296,62	296,62	296,62	
A 200 CDI Autobahn [g/km]	212,44	212,44	212,44	212,44	212,44	<b>212,44</b>	212,44	212,44	212,44	212,44	212,44	
Rekuperationsgradänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%	
A 200 CDI Stadt	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
A 200 CDI Autobahn	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	

Tabelle A.16: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Rekuperationsgrads

<b>BEV</b>													
Betriebsleistung [kW]	0,88	1,05	1,23	1,40	1,58	1,75	1,93	2,10	2,28	2,45	2,63		
ID.3 Pro Stadt [g/km]	168,49	173,83	179,20	184,58	189,99	195,41	200,85	206,31	211,77	217,23	222,71		
ID.3 Pro Autobahn [g/km]	169,34	170,35	171,36	172,37	173,39	174,40	175,41	176,43	177,44	178,46	179,47		
Betriebsleistungänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%		
ID.3 Pro Stadt	-13,78%	-11,04%	-8,30%	-5,54%	-2,77%	0,00%	2,78%	5,58%	8,37%	11,17%	13,97%		
ID.3 Pro Autobahn	-2,90%	-2,32%	-1,74%	-1,16%	-0,58%	0,00%	0,58%	1,16%	1,74%	2,33%	2,91%		
<b>ICEV: Benzin</b>													
Betriebsleistung [kW]	1,50	1,80	2,10	2,40	2,70	3,00	3,30	3,60	3,90	4,20	4,50		
A 200 Stadt [g/km]	278,98	295,14	311,34	326,77	342,90	359,90	373,39	386,56	398,34	410,75	422,42		
A 200 Autobahn [g/km]	230,77	232,88	235,04	237,39	239,65	241,97	244,23	246,75	249,12	251,27	253,64		
Betriebsleistungänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%		
A 200 Stadt	-22,48%	-18,00%	-13,49%	-9,21%	-4,72%	0,00%	3,75%	7,41%	10,68%	14,13%	17,37%		
A 200 Autobahn	-4,63%	-3,76%	-2,86%	-1,89%	-0,96%	0,00%	0,94%	1,98%	2,95%	3,85%	4,83%		
<b>ICEV: Diesel</b>													
Betriebsleistung [kW]	1,50	1,80	2,10	2,40	2,70	3,00	3,30	3,60	3,90	4,20	4,50		
A 200 CDI Stadt [g/km]	231,32	246,88	259,32	272,65	284,68	296,62	308,85	320,64	332,21	343,88	355,24		
A 200 CDI Autobahn [g/km]	202,81	204,82	206,71	208,61	210,52	212,44	214,49	216,76	218,70	220,61	222,50		
Betriebsleistungänderung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%		
A 200 CDI Stadt	-22,01%	-16,77%	-12,58%	-8,08%	-4,03%	0,00%	4,13%	8,10%	12,00%	15,93%	19,76%		
A 200 CDI Autobahn	-4,54%	-3,59%	-2,70%	-1,80%	-0,91%	0,00%	0,96%	2,03%	2,94%	3,84%	4,73%		

Tabelle A.17: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Betriebs- und Verlustleistung

<b>BEV</b>											
Strommix [g/kWh]	242,50	291,00	339,50	388,00	436,50	<b>485,00</b>	533,50	582,00	630,50	679,00	727,50
ID.3 Pro Stadt [g/km]	110,87	127,78	144,69	161,59	178,50	<b>195,41</b>	212,32	229,23	246,14	263,05	279,96
ID.3 Pro Autobahn [g/km]	100,36	115,17	129,98	144,78	159,59	<b>174,40</b>	189,21	204,01	218,82	233,63	248,44
Strommischung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%
ID.3 Pro Stadt	-43,26%	-34,61%	-25,96%	-17,31%	-8,65%	<b>0,00%</b>	8,65%	17,31%	25,96%	34,61%	43,26%
ID.3 Pro Autobahn	-42,45%	-33,96%	-25,47%	-16,98%	-8,49%	<b>0,00%</b>	8,49%	16,98%	25,47%	33,96%	42,45%
<b>ICEV: Benzin</b>											
Strommix [g/kWh]	242,50	291,00	339,50	388,00	436,50	<b>485,00</b>	533,50	582,00	630,50	679,00	727,50
A 200 Stadt [g/km]	359,90	359,90	359,90	359,90	359,90	<b>359,90</b>	359,90	359,90	359,90	359,90	359,90
A 200 Autobahn [g/km]	241,97	241,97	241,97	241,97	241,97	<b>241,97</b>	241,97	241,97	241,97	241,97	241,97
Strommischung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%
A 200 Stadt	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
A 200 Autobahn	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<b>ICEV: Diesel</b>											
Strommix [g/kWh]	242,50	291,00	339,50	388,00	436,50	<b>485,00</b>	533,50	582,00	630,50	679,00	727,50
A 200 CDI Stadt [g/km]	296,62	296,62	296,62	296,62	296,62	<b>296,62</b>	296,62	296,62	296,62	296,62	296,62
A 200 CDI Autobahn [g/km]	212,44	212,44	212,44	212,44	212,44	<b>212,44</b>	212,44	212,44	212,44	212,44	212,44
Strommischung	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	<b>0%</b>	10%	20%	30%	40%	50%
A 200 CDI Stadt	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
A 200 CDI Autobahn	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	<b>0,00%</b>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Tabelle A.18: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Strommixes

# Selbstständigkeitserklärung

Ich erkläre hiermit, dass die vorliegende Arbeit selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde. Die aus fremden Quellen wörtlich oder sinngemäß übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Ich erkläre ferner, dass ich die vorliegende Arbeit an keiner anderen Stelle als Prüfungsarbeit eingereicht habe oder einreichen werde.

Dresden, 22. Juli 2022

---

Paul Hofeditz