

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Schadstoffminderung und Energieeinsparung im Verkehr

Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3711 96 113

Weiterentwicklung und vertiefte Analyse der Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen

Endbericht

Von

Hinrich Helms

Julius Jöhrens

Claudia Kämper

Jürgen Giegrich

Axel Liebich

Regine Vogt

Udo Lambrecht

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

Wilckensstr. 3, D-69120 Heidelberg

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

August 2015

Berichtskennblatt

Berichtsnummer	UBA-FB 00
Titel des Berichts	Weiterentwicklung und vertiefte Analyse der Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen
Autor(en) (Name, Vorname)	Hinrich Helms Julius Jöhrens Claudia Kämper Jürgen Giegrich Axel Liebich Regine Vogt Udo Lambrecht
Durchführende Institution (Name, Anschrift)	ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg
Fördernde Institution	Umweltbundesamt Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau
Abschlussjahr	August 2015
Forschungskennzahl (FKZ)	3711 96 113
Seitenzahl des Berichts	176
Zusätzliche Angaben	
Schlagwörter	Umwelt, Verkehr, Elektromobilität, Ökobilanz, Ressourcen

Report Cover Sheet

Report No.	UBA-FB 00
Report Title	Further development and in-depth analyses of the life cycle assessment of electric vehicles
Author(s) (Family Name, First Name)	Hinrich Helms Julius Jöhrens Claudia Kämper Jürgen Giegrich Axel Liebich Regine Vogt Udo Lambrecht
Performing Organisation (Name, Address)	ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg
Funding Agency	Umweltbundesamt Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau
Report Date (Year)	August 2015
Project No. (FKZ)	3711 96 113
No. of Pages	176
Supplementary Notes	
Keywords	environment, transportation, electric mobility, life cycle assessment, natural resources

Kurzbeschreibung

Die Bundesregierung hat sich das Ziel gesetzt, bis zum Jahr 2020 einen Massenmarkt für Elektrofahrzeuge zu schaffen. Zur Umwelt- und Ressourcenbewertung der verschiedenen Konzepte sind Analysen notwendig, die den gesamten Lebensweg eines Fahrzeugs betrachten. Dabei wird in dieser Studie der methodische Blick stärker als bisher auf eine Gesamtbetrachtung von input-bezogenen Ressourcenaspekten erweitert. Tendenziell zeigen sich in den Bewertungsansätzen gleichgelagerte Ergebnisse für die einzelnen Lebenswegabschnitte:

- Vorteile haben Elektrofahrzeuge potenziell in der Nutzungsphase durch die hohe Energieeffizienz des Antriebsstrangs und insbesondere durch den zukünftig steigenden Anteil erneuerbarer Energien in der Strombereitstellung. Klimabilanz und kumulierter Energieaufwand werden überwiegend durch die Nutzungsphase beeinflusst und zeigen daher in der Gesamtbetrachtung Vorteile für Elektrofahrzeuge.
- Nachteile für Elektrofahrzeuge ergeben sich vor allem bei der Fahrzeugherstellung. Kumulierte Rohstoffaufwand, Wasserbedarf sowie Versauerung und gesundheitliche Belastungen werden überwiegend durch die Herstellung der Fahrzeuge beeinflusst und zeigen daher aktuell in der Gesamtbetrachtung Nachteile für Elektrofahrzeuge.

Die Vorteile von Elektrofahrzeugen werden sich nach den Analysen in den nächsten Jahren weiter erhöhen (insbesondere durch den Ausbau erneuerbarer Energien) und die Nachteile verringern (durch Verbesserung spezifischer Batterieeigenschaften und verstärktes Recycling auch aus ökonomischen Gründen). Voraussetzung dafür ist ein konsequenter Umbau der Energiewirtschaft sowie Anreize für eine rohstoffeffiziente Produktgestaltung und weitgehende Kreislaufwirtschaft.

Abstract

The German Federal Government is committed to the goal of establishing a mass market for electric vehicles by the year 2020. Environmental and resource assessments of the different available concepts require analyses that consider the entire life cycle of the vehicle. The methodology in the present study focuses more strongly on the generalised assessment of input-related resource aspects. Results tend to be similar across the individual life cycle stages:

- Advantages of electric vehicles potentially arise in the use phase due to the high energy efficiency of the drive train and particularly due to future growth of the share of renewable energies in electricity supply. Carbon footprint and cumulative energy demand are predominantly defined by the use phase. Thus, the overall assessment reveals advantages for electric vehicles.
- Disadvantages of electric vehicles primarily arise during vehicle manufacture. The cumulative raw material input, water consumption, acidification and human health hazards are predominantly associated with vehicle manufacturing processes. Thus, they feature as disadvantages of electric vehicles in the overall assessment.

Our analysis shows that the benefits of electric vehicles will continue to increase during the next years, mainly due to a growing percentage of renewable energy in the electricity system. Moreover, since the battery technology will improve and battery recycling will be enhanced, today's disadvantages of electric cars will decrease considerably. However, the prerequisite for this development is a consequent transformation of the electricity system and a priority for resource-efficient product design and recycling.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungen	15
Zusammenfassung	17
Summary	32
1 Einleitung.....	47
2 Zielsetzung und Vorgehensweise	49
2.1 Zielsetzung der Untersuchung und betrachtete Antriebskonzepte	49
2.2 System und Systemgrenzen.....	50
2.3 Umwelt- und Ressourcengesichtspunkte – Grundlagen und Auswertungsmethoden.....	52
2.3.1 Grundlagen der Umweltbilanzierung.....	52
2.3.2 Grundlagen der Ressourcenbewertung	57
3 Definition von Fahrzeugkonzepten und Entwicklungsszenarien	69
3.1 Definition Elektrofahrzeuge.....	69
3.2 Marktanalyse Elektromobilität.....	70
3.2.1 Verfügbare Elektrofahrzeuge in Deutschland	70
3.2.2 Batterietechnologien.....	72
3.3 Beispielfahrzeuge und Szenarien	73
3.3.1 Beispielfahrzeuge Heute.....	74
3.3.2 Entwicklungspfad bis 2030.....	76
4 Ergebnisse der Umweltbewertung.....	78
4.1 Umweltbewertung des heutigen Entwicklungsstands	78
4.1.1 Technologischer Vergleich der Fahrzeugkonzepte.....	78
4.1.2 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Studien	85
4.1.3 Einfluss der Fahrzeugnutzung auf die Umweltbewertung	87
4.1.4 Geographische Einflüsse auf die Umweltbewertung	97
4.1.5 Einfluss von Zellchemie und Zellrecycling auf die Bilanz der Fahrzeugherstellung	101
4.2 Umweltbewertung für Deutschland 2030	106
4.2.1 Perspektivischer Vergleich der Fahrzeugkonzepte	106
4.2.2 Potenzielle Auswirkungen der Elektromobilität in Deutschland 2030	109
4.2.3 Perspektivische Auswirkungen auf die Energiewirtschaft	110

5	Ergebnisse der Ressourcenbewertung.....	115
5.1	Energie und Rohstoffeinsatz	115
5.2	Nutzung von Wasser und Land als natürliche Ressource	120
5.3	Kritikalitätsbetrachtung der verwendeten Rohstoffe.....	124
6	Zusammenschau und Einordnung der Ergebnisse.....	131
7	Politische Handlungsfelder.....	135
8	Anhang: Bilanzierungsgrundlagen	141
8.1	Das Fahrzeugmodell und Berechnungsschritte	141
8.2	Materialbilanz der Fahrzeuge.....	141
8.2.1	Konventionelle Fahrzeuge.....	142
8.2.2	Elektrofahrzeuge.....	143
8.2.3	Batterierecycling.....	145
8.3	Modellierung von Energiebedarf und Batteriealterung während der Fahrzeugnutzung.....	148
8.3.1	Grundlagen der Verbrauchsberechnung.....	148
8.3.2	Energieverbrauch PHEV – Nutzungsmuster und Betriebsstrategie	150
8.3.3	Batteriemodell.....	151
8.3.4	Parameter und Ergebnisse für Energieverbrauch und Lebensdauer	156
8.4	Energiebereitstellung	162
8.4.1	Strombereitstellung	163
8.4.2	Bereitstellung von Kraftstoffen	165
8.5	Tabellenanhang	167
9	Quellenverzeichnis.....	169

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Einordnung der Bewertungsansätze dieser Studie	18
Abbildung 2:	Treibhausgasemissionen von Verbrennungs- und Elektrofahrzeugen (Heute und 2030)	19
Abbildung 3:	Umwelt- und Ressourcenprofil BEV100 und PHEV50 gegenüber Otto-Pkw	21
Abbildung 4:	Einsatz von kritischen Rohstoffen in Elektro-Pkw	23
Abbildung 5:	Einordnung der Bewertungsansätze dieser Studie	48
Abbildung 6:	Schematische Darstellung des in der Gesamtbilanz betrachteten Lebenswegs	50
Abbildung 7:	Definition natürliche Ressourcen.....	59
Abbildung 8:	Kritikalitätskonzept beispielhaft nach IZT/adelphi 2011	63
Abbildung 9:	Kategorien aktueller Wasserindikatoren	65
Abbildung 10:	Elektrifizierung des Antriebsstrangs.....	69
Abbildung 11:	Relevante Batterieeigenschaften mit Einfluss auf die Umweltbilanz.....	72
Abbildung 12:	Eigenschaften der betrachteten Zelltechnologien	73
Abbildung 13:	Treibhausgasemissionen der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	79
Abbildung 14:	Versauerungspotenzial der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	80
Abbildung 15:	Sommersmogpotenzial der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	81
Abbildung 16:	Potenzial terrestrischer Eutrophierung der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	82
Abbildung 17:	Feinstaubemissionen der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner	

	Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	82
Abbildung 18:	Humantoxizität (Comparative Toxicity Units) der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km, deutscher Erzeugungsmix 2012) . Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	83
Abbildung 19:	Treibhausgasemissionen der Herstellung von Li-Ionen-Batterien pro kWh Batteriekapazität.....	86
Abbildung 20:	Treibhausgasemissionen der Fahrzeugkonzepte bei durchschnittlicher Fahrleistung (168.000 km, graue Balken) sowie bei der für den jeweiligen Fahrzeugtyp erwarteten Lebensfahrleistung (rote Balken). Die hellen Balkenabschnitte geben die ggü. reinem EE-Betrieb zusätzlichen Emissionen an, wenn deutscher Strommix getankt wird. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	87
Abbildung 21:	Treibhausgasemissionen der Fahrzeugkonzepte auf den einzelnen Straßenkategorien. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	89
Abbildung 22:	Einfluss des elektrischen Fahranteils auf die Treibhausgasemissionen von PHEV (deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	90
Abbildung 23:	Einfluss des elektrischen Fahranteils auf die Treibhausgasemissionen von PHEV (Windenergie). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	90
Abbildung 24:	Einfluss des Ladeverhaltens auf die Treibhausgasemissionen bei PHEV50 (deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	92
Abbildung 25:	Einfluss des Ladeverhaltens auf die Treibhausgasemissionen bei BEV100 (deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	93
Abbildung 26:	Treibhausgasemissionen der Fahrzeugherstellung (BEV100) für die Nutzungsphase (beispielhafte Allokation des Batteriebeitrags auf die Nutzungsphase bei angenommener Weiterverwendung)	95
Abbildung 27:	Treibhausgasemissionen verschiedener Anwendungen über den gesamten Lebensweg. Die dunklen Balkenabschnitte geben die Emissionen bei EE-Betrieb an, die hellen Balkenabschnitte die zusätzlichen Emissionen, wenn Strommix getankt wird. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	96
Abbildung 28:	Treibhausgasemissionen der Fahrzeugkonzepte bei Nutzung des Erzeugungsmix verschiedener europäischer Länder als Fahrstrom. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	98
Abbildung 29:	Mittlere effektive Reichweite eines BEV100 in verschiedenen Klimazonen	99

Abbildung 30:	Treibhausgasemissionen eines BEV100 in verschiedenen Klimazonen. Die dunklen Balkenabschnitte geben die Emissionen bei EE-Betrieb an, die hellen Balkenabschnitte die zusätzlichen Emissionen, wenn Strommix getankt wird. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	100
Abbildung 31:	Auswirkungen der Zellchemie auf die Umweltwirkung der Fahrzeugherstellung eines BEV100 (NMC = 100%).....	101
Abbildung 32:	Relative Beiträge zu Umweltwirkungen aus der Zellherstellung nach verschiedenen Zelltypen.....	102
Abbildung 33:	Anteilige Veränderung der Umweltauswirkungen der Fahrzeugherstellung durch Batterierecycling (heute) nach Zellchemie.....	104
Abbildung 34:	Minderungspotentiale durch optimiertes Recycling mit Lithiumrückgewinnung.....	105
Abbildung 35:	Treibhausgasemissionen der betrachteten Fahrzeugkonzepte im Szenario 2030 für Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2030 nach [IFEU, 2013] (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	106
Abbildung 36:	Versauerung und Sommersmog der betrachteten Fahrzeugkonzepte im Szenario 2030 für Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2030 nach [IFEU, 2013] (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	107
Abbildung 37:	Terrestrische Eutrophierung und Feinstaub der betrachteten Fahrzeugkonzepte im Szenario 2030 für Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2030 nach [IFEU, 2013] (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	108
Abbildung 38:	Entwicklung der NO _x - und PM-Emissionen der Pkw in Deutschland.....	109
Abbildung 39:	Entwicklung Endenergiebedarf und direkte CO ₂ -Emissionen der Pkw in Deutschland	110
Abbildung 40:	Treibhausgasemissionen des BEV100 unter verschiedenen Marginalbetrachtungen des Strommixes 2030 (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	113
Abbildung 41:	Kumulierter Energieaufwand nach Lebenswegabschnitt und Energieform der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	116
Abbildung 42:	Kumulierter Rohstoffaufwand nach Lebenswegabschnitten und Rohstoffkategorie der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter	

	heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km).....	117
Abbildung 43:	Kumulierter Rohstoffaufwand bewertet nach dissipativer Verwendung der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km).....	119
Abbildung 44:	ADP - Abiotic Resource Depletion Potential der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	120
Abbildung 45:	Frischwassernutzung (ohne Kühlwasser) der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	121
Abbildung 46:	Flächennutzung über die Nutzungszeit der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.	123
Abbildung 47:	Zusammenführung der Studien zur Kritikalität.....	126
Abbildung 48:	Normierter Vergleich der Ressourcen- und Umweltwirkungen von Pkw Heute (Lebensfahrleistung 168.000 km, deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.....	132
Abbildung 49:	Zusammenfassende Bewertung der Stärken und Schwächen von Elektrofahrzeugen.....	133
Abbildung 50:	Modellverbund der Umwelt- und Ressourcenbewertung	141
Abbildung 51:	Übersicht der bilanzierten Bauteilgruppen	142
Abbildung 52:	Schematische Darstellung der Verbrauchsberechnung	149
Abbildung 53:	Aufbau des eLCAR-Batteriemodells.....	153
Abbildung 54:	Temperaturabhängigkeit des Batteriewirkungsgrades und der effektiven Kapazität	154
Abbildung 55:	Temperaturabhängiger Batteriewirkungsgrad bei unterschiedlicher Alterung (N = Zyklenzahl).....	154
Abbildung 56:	Spezifische Leistungsaufnahme der Batterieklimatechnik in Abhängigkeit der Umgebungstemperatur	155
Abbildung 57:	Abgleich der modellierten Kraftstoffverbräuche (l/100km) mit TREMOS (Kompaktklasse, Euro 6, inkl. Nebenverbrauchern).....	159
Abbildung 58:	Abgleich der modellierten Stromverbräuche mit Messungen	160
Abbildung 59:	Überblick Well-to-Wheel-Emissionen.....	162
Abbildung 60:	Module des IFEU-Strommaster.....	163

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Antriebskonzepte differenziert nach Energiequelle	49
Tabelle 2:	Berücksichtigte Lebenswegabschnitte der Antriebskonzepte.....	51
Tabelle 3:	Liste der betrachteten Wirkungskategorien der Umweltbewertung	53
Tabelle 4:	Hemerobiestufen.....	67
Tabelle 5:	Liste der betrachteten Indikatoren der Ressourcenbewertung.....	68
Tabelle 6:	Daten zu ausgewählten reinen Elektrofahrzeugen (BEV) in Deutschland	70
Tabelle 7:	Durchschnittswerte für die Fahrzeugkategorien BEV, PHEV und REEV basierend auf in Deutschland erhältlichen Elektrofahrzeugen.....	71
Tabelle 8:	Technische Definition der betrachteten Fahrzeugbeispiele	74
Tabelle 9:	Annahmen für Straßenkategorie und elektromotorischen Fahranteil	75
Tabelle 10:	Entwicklung der Energiedichte der betrachteten Batterien (in Wh/kg).....	76
Tabelle 11:	Lebensfahrleistungen der in Abbildung 27 dargestellten Anwendungsfälle.....	96
Tabelle 12:	Darstellung des Frischwasserverbrauchs nach Pfister et al. 2009 bezogen auf 1 Liter	122
Tabelle 13:	Flächennutzung nach Energieträger pro Energieeinheit	123
Tabelle 14:	Mengenrelevanz der eingesetzten Materialien im Elektrofahrzeug (in Bezug zur Jahresförderung)	125
Tabelle 15:	Einsatz kritischer Rohstoffe in Elektrofahrzeugen	127
Tabelle 16:	Gegenüberstellung der Recyclingfähigkeit und Einsatz der Metalle in unterschiedlichen Fahrzeugkomponenten eines Elektrofahrzeugs.....	129
Tabelle 17:	Einsatz von Platingruppenmetallen.....	142
Tabelle 18:	Zusatzbauteile für Elektrofahrzeuge.....	143
Tabelle 19:	Angenommene Energiedichte verschiedener Batterietypen.....	145
Tabelle 20:	Elektrische Fahranteile bei PHEV	151
Tabelle 21:	Fahrzeuggewichte (ohne Fahrer / Sprit).....	156
Tabelle 22:	Annahme zu den Wirkungsgraden des Antriebsstrangs	157
Tabelle 23:	Energieverbrauch und elektrische Fahranteile der Antriebskonzepte Heute (Kompaktklasse).....	158
Tabelle 24:	Energieverbrauch der Beispielfahrzeuge aus den Segmenten "Mini", "Oberklasse" und „LNF“ Heute	158

Tabelle 25:	Energieverbrauch und elektrische Fahranteile der Antriebskonzepte (Kompaktklasse) im Jahr 2030.....	160
Tabelle 26:	Kraftwerkmix der Strombereitstellung in Deutschland Heute und 2030	164
Tabelle 27:	Energieinhalt und Dichte der berücksichtigten Kraftstoffe.....	165
Tabelle 28:	Biokraftstoffbeimischung im Kraftstoffmix.....	166
Tabelle 29:	Globale Sekundäranteile von Rohstoffen	167
Tabelle 30:	Teilnehmer Projektworkshop am 10.04.2013 im BMUB Berlin.....	168
Tabelle 31:	Teilnehmer Projektworkshop am 19.02.2014 im BMUB Berlin.....	168

Abkürzungen

ADAC	Allgemeiner Deutscher Automobilclub
BEV	Battery Electric Vehicle
BMS	Batteriemanagementsystem
BMUB	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
CADC	Common Artemis Driving Cycle
CML	Centre of Environmental Science – Leiden University
CO ₂	Kohlendioxid
CtL	Coal to Liquids
CWU	Consumptive Water Use
DC	Gleichstrom (Direct Current)
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
DoD	Depth of Discharge
DSM	Demand Side Management
EDW	Einwohnerdurchschnittswerte
EE	Erneuerbare Energien
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
EEX	European Energy Exchange
eLCAr	Electric Car LCA (Ökobilanzmodell des IFEU)
EU	Europäische Union
GPPS	General Purpose Polystyrene
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr
HEV	Hybrid Electric Vehicle
HV	Hochvolt
ICEV	Internal Combustion Engine Vehicle
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISEA	Institut für Stromrichtertechnik und Elektrische Antriebe
ISI	Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung
KEA	Kumulierter Energieaufwand
LFP	Lithium-Eisen-Phosphat(-Akku)
LTO	Lithium-Titanat(-Anode)

MiD	Mobilität in Deutschland
NCA	(Lithium-)Nickel-Kobalt-Aluminium(-Akku)
NEFZ	Neuer Europäischer Fahrzyklus
NMC	(Lithium-)Nickel-Mangan-Kobalt(-Akku)
NMHC	Non methane hydro carbon (Nicht-Methan Kohlenwasserstoffe)
NMVOC	Non methane volatile organic compound (Nicht-Methan leichtflüchtige organische Kohlenwasserstoffe)
NOx	Stickoxide (Stickstoffmonoxid + Stickstoffdioxid)
NPE	Nationale Plattform Elektromobilität
PHEV	Plug-In Hybrid Electric Vehicle
PM10	Particulate Matter (<10µm)
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
PSM	Permanenterregter Synchronmotor
PV	Photovoltaik
REEV	Range Extended Electric Vehicle
SOC	State of Charge
THG	Treibhausgase
TREMOD	Transport Emission Model
V2G	Vehicle to Grid
VCD	Verkehrsclub Deutschland
WSI	Water Stress Index

Zusammenfassung

Hintergrund, Aufgabenstellung und Methode

Elektrofahrzeuge sind ein Hoffnungsträger der Energiewende im Verkehr. Für eine umfassende Bewertung muss der gesamte Lebensweg betrachtet werden, wobei auch der Blick auf Ressourcen wichtig ist. Neben einer emissionsbezogenen Umweltbetrachtung erfolgt daher eine eigenständige Ressourcenbetrachtung.

In der aktuellen klima- und energiepolitischen Diskussion spielt der Verkehrsbereich eine wichtige Rolle. So ist der Straßenverkehr zu über 90 % von fossilen Energieträgern abhängig und hat einen Anteil von etwa 20 % an den CO₂-Emissionen in Deutschland [UBA, 2010]. Elektrofahrzeuge erweitern die Bandbreite der im Straßenverkehr einsetzbaren Energieträger und ermöglichen die direkte Nutzung erneuerbarer Energien im Verkehr. Darüber hinaus sind Elektrofahrzeuge frei von Abgasemissionen und als Pkw vor allem im Bereich niedriger Geschwindigkeiten bis 25 km/h deutlich leiser als Verbrennungsfahrzeuge [UBA, 2013]. Sie können damit einen Beitrag zur Verbesserung der Luft- und Lebensqualität in Ballungsräumen leisten. Die Bundesregierung hat sich daher das Ziel gesetzt, bis zum Jahr 2020 1 Million Elektrofahrzeuge auf Deutschlands Straßen zu bringen. Dabei wird eine Vielfalt von Fahrzeugen weiterentwickelt: Reine Batteriefahrzeuge sowie Mischkonzepte mit konventionellem Verbrennungsmotor und Elektroantrieb, die herkömmliche Fahrzeuge ohne Änderung des Nutzungsverhaltens ersetzen können.

Zur Bewertung der Umweltwirkungen der verschiedenen Fahrzeugkonzepte sind Analysen notwendig, die den gesamten Lebensweg eines Fahrzeugs betrachten. Für die Umweltbewertung hat sich hier seit den 1980er Jahren das Instrument der Ökobilanz etabliert. Eine Ökobilanz (englisch: Life Cycle Assessment, LCA) stellt eine wichtige Methode zur Beschreibung und Bestimmung der Umweltlasten von Systemen dar und ist bisher das einzige weltweit in einer ISO-Norm standardisierte Instrument der Umweltbewertung.

Die entscheidende Stärke der LCA liegt darin, dass sämtliche Stationen des Produktlebenswegs berücksichtigt werden. Würde nur ein einzelner Prozessschritt oder auch nur ein Ausschnitt aus dem Lebensweg eines Produktes betrachtet (z.B. nur die Nutzungsphase eines Fahrzeugs), kann dies zu erheblichen Fehleinschätzungen hinsichtlich der Umweltwirkung führen, die z.B. durch Bereitstellung der Dienstleistung Mobilität ausgelöst werden.

In der vorliegenden Studie wird stellvertretend für die Vielfalt der am Markt vertretenen Fahrzeugmodelle ein Pkw der Kompaktklasse mit verschiedenen elektrischen Antriebskonzepten betrachtet. Methodik, Datengrundlage und Ergebnisse wurden dabei im Laufe des Projektes in zwei Projektworkshops und verschiedenen bilateralen Expertengesprächen diskutiert und abgestimmt¹. Die Umweltbilanz fokussiert auf die Emission umweltschädlicher Substanzen und berücksichtigt dabei auch Indikatoren für Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Grundsätzliche Ergebnistendenzen frühere IFEU-Umweltbilanzen (z.B. [IFEU, 2011a, 2013]) und anderer Studien (z.B. [Bauer, 2010; Held, 2011; Öko-Institut, 2011a; VW, 2014]) konnten dabei bestätigt und wichtige Aspekte vertieft werden, z.B.

- der Einfluss von Fahrzeugnutzung und Batterieeigenschaften in der Nutzungsphase
- sowie der Einfluss verschiedener Zelltypen und ihres Recyclings auf die Umweltbilanz.

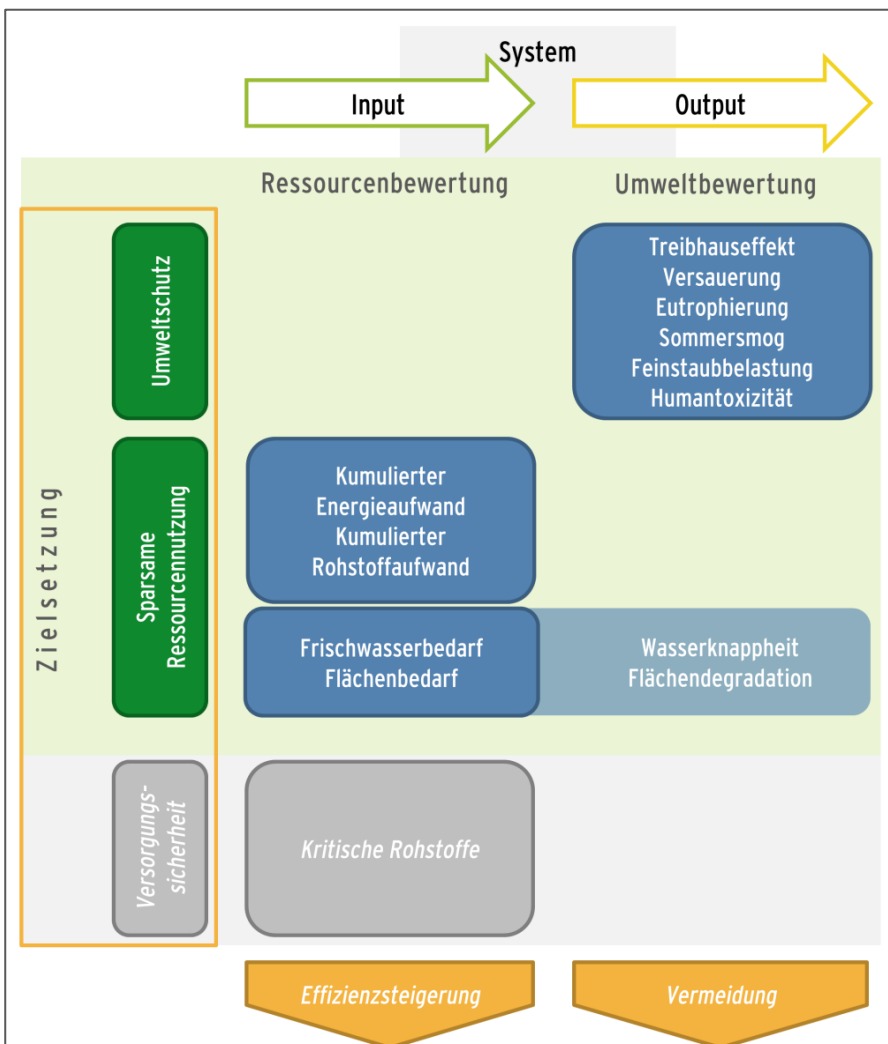
¹ Siehe hierzu Tabelle 30 und Tabelle 31

Wichtiges Anliegen dieser Studie ist es jedoch auch, den methodischen Blick über die bisherige emissionsbezogene Umweltbilanz hinaus stärker auf eine Gesamtbetrachtung von input-bezogenen Ressourcenaspekten zu erweitern (siehe Abbildung 1). Diese Erweiterung ermöglicht es, neben dem Umweltschutz im Sinne einer Vermeidung schädlicher Umweltwirkungen auch die Effizienzsteigerung im Umgang mit natürlichen Ressourcen besser zu berücksichtigen.

Der Aspekt der Ressourceneffizienz bzw. des schonenden Umgangs mit natürlichen Ressourcen ist sowohl auf EU-Ebene als auch in Deutschland auf die politische Agenda gerückt. Entsprechende Strategiepaper setzen den Rahmen, der sowohl Umweltbelange enthält, aber auch deutlich darüber hinausgeht. Diese Ressourcenbetrachtung ist damit als Ergänzung zur Umweltbetrachtung zu sehen, da sie neben Nachhaltigkeitszielen auch wirtschaftspolitische Zielsetzungen der Versorgungssicherheit enthält (siehe Abbildung 1) - im Gegensatz zu den rein ökologischen Zielsetzungen der Umweltbewertung.

Die zentralen Ergebnisse der Umwelt- und Ressourcenbewertung werden in der Studie zunächst getrennt dargestellt und dann in politische Handlungsfelder zur Verbesserung des Umweltschutzes und der Ressourcennutzung bei der Entwicklung der Elektromobilität zusammengeführt.

Abbildung 1: Einordnung der Bewertungsansätze dieser Studie



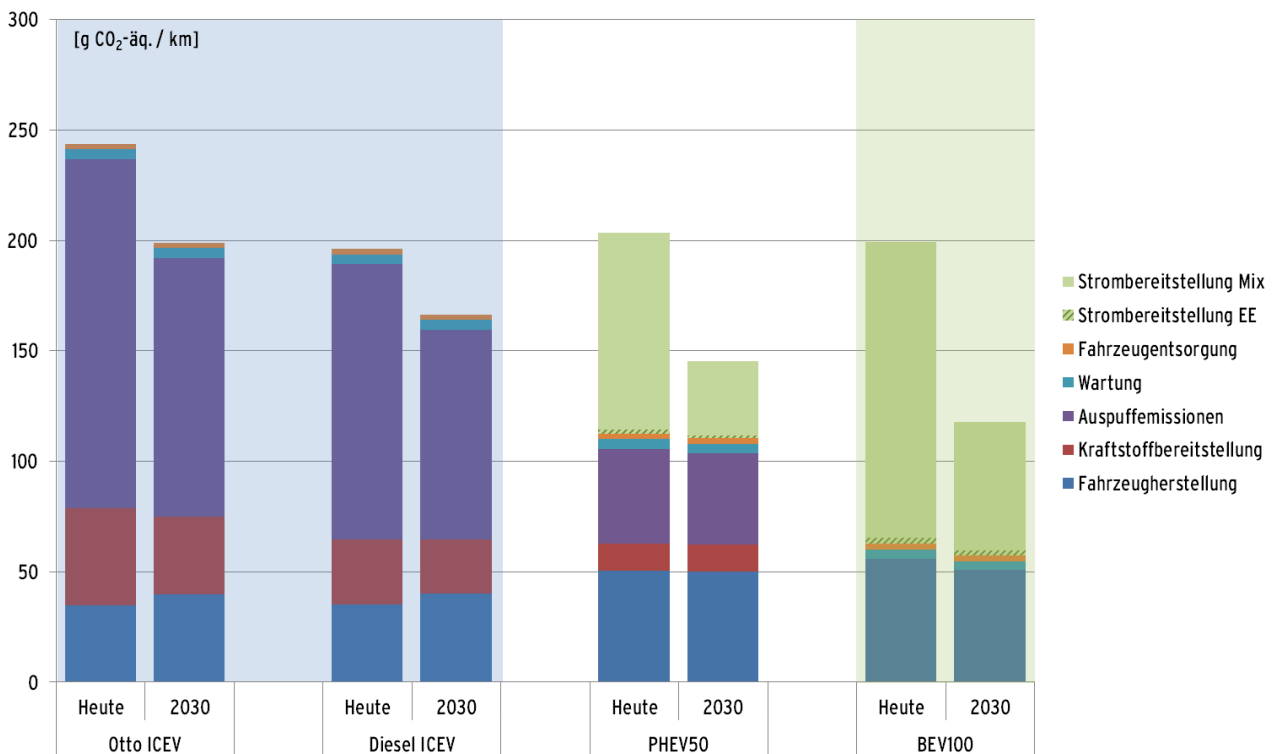
Zukünftiger Beitrag von Elektrofahrzeugen zur Reduktion von Klimawirkung und Energieverbrauch

Elektrofahrzeuge haben bei politisch angestrebter Marktdurchdringung (6 Millionen Fahrzeuge bis 2030) ein deutliches Potenzial zur Reduktion des Endenergieverbrauchs von Pkw in Deutschland um etwa 15 % und können, bei Zubau erneuerbarer Energien in Höhe des Fahrstrombedarfs, den CO₂-Ausstoß von Pkw in Deutschland sogar um 23 % reduzieren.

Die Reduzierung der Treibhausgasemissionen des Verkehrs ist die zentrale umweltpolitische Motivation für die Elektromobilität. Damit dies gelingt, müssen zwei wesentliche Bedingungen erfüllt werden:

- Elektrofahrzeuge müssen mittelfristig in den Massenmarkt vordringen, wozu technische Weiterentwicklungen, Maßnahmen zur Steigerung der Nutzerakzeptanz sowie eine deutliche Kostenminderung erforderlich sind.
- Mit Beginn des Massenmarktes muss der Strombedarf der Fahrzeuge zu einem erheblichen Teil aus erneuerbaren Energien gedeckt werden. Diese sollten dabei möglichst entsprechend der Fahrstromnachfrage zugebaut werden. Anderenfalls ist eine entsprechende Minderung der CO₂-Emissionen in Deutschland nicht sichergestellt.

Abbildung 2: Treibhausgasemissionen von Verbrennungs- und Elektrofahrzeugen (Heute und 2030)²



Bereits heute haben Elektrofahrzeuge eine sehr günstige Klimagasbilanz, wenn tatsächlich Strom aus erneuerbaren Energien eingesetzt wird: Gegenüber dem konventionellen Otto-Pkw

² Dargestellt wird die Umweltwirkung pro gefahrenen Kilometer im entsprechenden Bezugsjahr. Im weiteren Fahrzeugleben können sich die Rahmenbedingungen, insbesondere die Stromerzeugung, relevant verändern.

liegt der Vorteil des reinen Elektrofahrzeugs (BEV100³) bei 74 % (siehe Abbildung 2). Die Klimagasbilanz des BEV wird dann fast ausschließlich durch die Fahrzeugherstellung bestimmt. Um die hohen Minderungen für alle Fahrzeuge zu realisieren, reicht es jedoch nicht, bestehende Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms bilanziell für die Elektrofahrzeuge umzuwidmen. Vielmehr muss ein zusätzlicher, durch Elektromobilität induzierter Ausbau erneuerbarer Erzeugung stattfinden.

Bei Berücksichtigung des heutigen durchschnittlichen Strommixes in Deutschland ist die Klimagasbilanz des BEV100 gegenüber dem konventionellen Otto-Pkw zwar ebenfalls günstiger (ca. 20 %), gegenüber dem konventionellen Diesel ergibt sich heute jedoch noch keine Verbesserung. Der effizientere elektrische Betrieb kann den höheren Herstellungsaufwand des BEV100 bei einer mittleren Lebensfahrleistung von 168.000 km jedoch etwa ausgleichen. Die Strombereitstellung ist dann dennoch für etwa zwei Drittel der Klimagasbilanz des BEV verantwortlich⁴.

In Deutschland haben Elektrofahrzeuge damit das Potential zu einer deutlichen Reduktion der Treibhausgasemissionen und des Endenergieverbrauchs im Verkehr. Wird das Ziel der Bundesregierung von 6 Millionen Elektrofahrzeugen im Jahr 2030 erreicht, dann zeigt sich im untersuchten Elektromobilitätsszenario für die Pkw in Deutschland ein um 15 % niedrigerer Endenergieverbrauch im Vergleich zu einem Szenario mit rein konventionellen Fahrzeugen. Damit kann Elektromobilität auch zur Erreichung von verkehrsspezifischen Endenergiezielen der Bundesregierung beitragen.

Die Minderung der Treibhausgasemissionen durch Elektrofahrzeuge hängt vor allem von der zukünftigen Strombereitstellung für Elektrofahrzeuge ab. Bei Nutzung zusätzlicher erneuerbarer Energiequellen für Elektrofahrzeuge, die von der Bundesregierung angestrebt wird, wird der CO₂-Ausstoß der Pkw in Deutschland durch die 6 Millionen Fahrzeuge auch über die gesamte energetische Bereitstellungskette um nahezu 23 % reduziert. Diese gegenüber dem E-Fahrzeugbestand von knapp 15 % überdurchschnittliche CO₂-Minderung ist darin begründet, dass sich die Anschaffung von Elektrofahrzeugen vor allem für Fahrzeugnutzer mit besonders hohen Fahrleistungen kostenseitig rentiert.

Stärken und Schwächen von Elektrofahrzeugen in anderen Bereichen

Heute zeigt sich über die Bandbreite der betrachteten Umweltwirkungen und Ressourcenindikatoren ein gemischtes Bild: Neben Vorteilen des Elektrofahrzeugs beim Sommersmog- und Eutrophierungspotenzial sowie beim Flächenbedarf zeigen sich auch Nachteile (Versauerung, Feinstaubemissionen und Wasserentnahme) die vor allem durch die Batterieherstellung bedingt sind. Bis 2030 werden sich diese Nachteile nach den Szenarien jedoch deutlich verringern und die Vorteile können weiter ausgebaut werden.

Bei der Betrachtung weiterer Umwelt- und Ressourcenindikatoren zeigen sich für Elektrofahrzeuge unter den aktuellen Randbedingungen auch einige Schwachstellen (siehe Abbildung 3). Während der Nachteil beim Versauerungspotenzial mit 6 % gering ist, liegen die Feinstaub-

³ Die angegebene Zahl hinter einer Konzeptbezeichnung steht für die elektrische Reichweite des Fahrzeugs in km.

⁴ Bilanziert wurde hier im Sinne einer „attributional LCA“, bei dem die Umweltwirkungen der Strombereitstellung energetisch allokiert werden. Mögliche Auswirkungen des Emissionshandels im Sinne eines „consequential LCA“ werden daher nicht berücksichtigt.

emissionen des BEV100 über den Lebensweg etwa 60 % höher als beim Otto-Pkw. Der größte Beitrag kommt hier bei allen Konzepten aus der Fahrzeugherstellung (insbesondere Stahleinsatz), die jedoch beim Elektrofahrzeug mit einem deutlich höheren Materialeinsatz verbunden ist. Wasserentnahme und kumulierter Rohstoffaufwand liegen wegen der Batterie etwa doppelt so hoch.

Vorteile für Elektrofahrzeuge zeigen sich jedoch bereits heute beim Flächenbedarf, der für Verbrennungs-Pkw im Bundesdurchschnitt durch die Beimischung von Biokraftstoffen geprägt ist. Die aktuell von Windenergie dominierte erneuerbare Strombereitstellung sowie die fossile Stromgewinnung haben einen deutlich geringeren Flächenbedarf. Bei der Strombereitstellung trägt allein der Anbau von Biomasse relevant zum Flächenbedarf bei.

Mit steigender Energiedichte der Batterien und damit auch – bei vergleichbarer Reichweite – geringerem Materialeinsatz können sich die oben genannten Nachteile zukünftig deutlich reduzieren oder bei der Versauerung sogar in einen Vorteil verwandeln. Die Feinstaubemissionen liegen im Szenario 2030 beim BEV100 nur noch 32 % höher als beim Otto-Pkw und der Nachteil bei der Wasserentnahme sinkt von 118 % auf 68 %. Besonders deutlich ist die erwartete Verbesserung beim kumulierten Rohstoffaufwand bei dem der Nachteil von 91 % auf 13 % zurückgeht. Dabei spielt auch der höhere Anteil erneuerbarer Energien in der Strombereitstellung eine Rolle.

Abbildung 3: Umwelt- und Ressourcenprofil BEV100 und PHEV50 gegenüber Otto-Pkw

	BEV ₁₀₀ ggü. ICEV _{Otto}		PHEV ₅₀ ggü. ICEV _{Otto}	
	Heute	2030	Heute	2030
Treibhausgasemissionen	+	+	+	+
Versauerung	-	+	-	+
Sommersmog	+	++	+	+
Terrestrische Eutrophierung	+	++	+	+
Feinstaubemission	--	-	-	-
Wasserentnahme	--	--	--	--
Flächenbedarf	++	++	+	++
Kumulierter Energieaufwand	+	+	+	+
Kumulierter Rohstoffaufwand	--	-	--	-

++	Reduktion > 50%	+	Reduktion < 50%	--	Erhöhung > 50%	-	Erhöhung < 50%
----	-----------------	---	-----------------	----	----------------	---	----------------

Die Ergebnisse für die einzelnen Umweltwirkungskategorien bilden eine fundierte und transparente Grundlage zur Bewertung des Einsatzes von Elektrofahrzeugen. Dabei müssen die politischen und gesellschaftlichen Prioritäten berücksichtigt werden: Aus Sicht des Klimaschutzes - als besonders wichtiges Ziel der Bundesregierung - stellt sich Elektromobilität in den Analysen vor allem zukünftig als geeignetes Instrument zur Minderung der Treibhausgasemissionen dar. Auch zur Erreichung der Endenergieziele im Verkehrsbereich leistet Elektromobilität einen wichtigen Beitrag. Dabei sollten etwaige negative Effekte in anderen Bereichen jedoch beobachtet und nach Möglichkeit minimiert werden.

Wichtige Einflüsse auf die Umweltbilanz unter realistischen Nutzungsbedingungen

Die Umweltbilanz von konkreten Anwendungsfällen für Elektrofahrzeuge kann sich erheblich unterscheiden. Besonders große Vorteile zeigen Elektrofahrzeuge bei hohen Fahrleistungen, mäßigen Geschwindigkeiten und - bei Hybridkonzepten - hohem elektrischen Fahranteil. Die Batterielebensdauer hängt vom Klima und der Ladestrategie ab und stellt heute noch einen Unsicherheitsfaktor dar.

Die Auswirkungen von Fahrprofil, Klimaprofil und elektrischem Fahranteil der PHEV auf die Umweltbilanz wurden in dieser Studie umfassend betrachtet:

- Eine hohe Lebensfahrleistung verringert in der Gesamtbilanz den Einfluss der herstellungsbezogenen Umweltlasten und ist daher für Elektrofahrzeuge besonders vorteilhaft. Gerade in der Einführungsphase sind hohe Fahrleistungen aufgrund ökonomischer Vorteile für die Kunden wahrscheinlich.
- Ihren Effizienzvorteil können Elektrofahrzeuge bevorzugt im urbanen und suburbanen Verkehr ausspielen, was im Falle von BEV reichweitenbedingt ohnehin das bevorzugte Einsatzgebiet darstellt.
- PHEV und REEV benötigen einen gewissen Anteil an elektrischer Fahrleistung, um die höheren Umweltwirkungen der Herstellung (doppelter Antrieb) und ihr höheres Gewicht zu kompensieren. Je höher die elektrische Reichweite, desto größer muss auch der E-Anteil ausfallen, um die herstellungsbedingten Lasten auszugleichen. Bei niedrigen E-Anteilen entstehen hier aus Umweltschutzsicht Nachteile für PHEV und REEV.

Eine wichtige Rolle für die Bewertung spielen die Eigenschaften der Traktionsbatterie. Schnellladung kann die Akzeptanz von Elektrofahrzeugen zwar erhöhen und Fernstrecken Anwendungen ermöglichen. Sie geht allerdings wegen der höheren Ladeverluste auch mit einem um bis zu 10 % höheren Energiebedarf einher. Sehr hohe Ladezustände der Batterie und hohe Umgebungstemperaturen können die Batterielebensdauer senken, mit negativen Folgen für die Gesamtbilanz.

Wirtschaftspolitische Betrachtung kritischer Rohstoffe

In Elektrofahrzeugen werden heute zahlreiche Rohstoffe eingesetzt die als kritisch oder bedingt kritisch einzustufen sind; vor allem in der Batterie. Einige dieser Materialien werden heute nicht oder nur unzureichend rückgeführt.

Beim effizienten Umgang mit Rohstoffen spielt neben dem Nachhaltigkeitsaspekt auch die wirtschaftspolitische Dimension - Zugang zu Rohstoffen - eine wichtige Rolle. So weisen nationale Rohstoffstrategien auf sogenannte „Kritische Rohstoffe“ hin, deren Zugang entscheidend für die Sicherung des Wirtschaftsstandortes Deutschland ist. Die erweiterte Betrachtung von Ressourcenaspekten in dieser Studie integriert daher die Zielsetzung Umweltschutz, Ressourcenschonung und Versorgungssicherheit (siehe Abbildung 1). Für letzteres kommt in dieser Studie das Konzept der Kritikalität zum Einsatz. Zur Beurteilung werden die Ergebnisse der auf Basis dieses Konzepts für Europa und Deutschland durchgeführten Analyse zur Identifizierung kritischer Rohstoffe herangezogen [BMW, 2010; European Commission, 2010; IZT / adelphi, 2011].

Die Analyse der Werkstoffkomponenten eines heutigen Elektro-Pkw (Abbildung 4) zeigt, dass zahlreiche für den Wirtschaftsstandort Deutschland als „kritisch“ bis „bedingt kritisch“ einge-

stufte Materialien verwendet werden. „Kritische“ Materialien in Elektrofahrzeugen, die nicht in konventionellen Fahrzeugen eingesetzt werden, sind dabei vor allem Kobalt und Seltene Erden. Als ‚bedingt kritisch‘ werden heute u.a. die Kathodenmaterialien Nickel und Lithium eingestuft. Hier könnte zukünftig ein relevanter Anteil an der globalen Förderung durch die Elektromobilität beansprucht werden (bei Kobalt z.B. 38 % bei 10 Mio. produzierten Fahrzeugen jährlich), so dass dann auch diese Materialien als kritisch eingestuft werden könnten.

Abbildung 4: Einsatz von kritischen Rohstoffen in Elektro-Pkw

Phosphor	Titan	Nickel	Aluminium
Gold	Molybdän	Lithium	Mangan
Eisen	Tellur	Zirkon	Kupfer
Indium	Silber	Tantal	PGM
Seltene Erden	Kobalt	Magnesium	Chrom

rot = kritisch; gelb = bedingt kritisch; grün = unkritisch

Strategien zur Minderung der Kritikalität können u.a.

- a. auf eine Reduktion des absoluten Materialeinsatzes an sich,
- b. auf eine Reduktion des Einsatzes von Primärmaterialien (Recycling) oder
- c. die Verwendung alternativer Materialien abzielen.

Dadurch können auch die Umweltwirkungen durch die Ressourcenentnahmen beeinflusst werden. Eine Reduktion des spezifischen Materialeinsatzes ist mit den erwarteten Steigerungen bei der Energiedichte von Batterien wahrscheinlich und zeigt sich dann auch in einer deutlichen Verbesserung des kumulierten Rohstoffaufwands für Elektrofahrzeuge. Diese Verbesserungen werden aber voraussichtlich durch die wachsende Marktdurchdringung von Elektrofahrzeugen überkompensiert und dämpfen damit nur die zu erwartende wachsende Nachfrage.

Große Potenziale gibt es dagegen bei einer Minderung des Einsatzes von Primärmaterialien durch Recycling. Wichtige Rohstoffe für Elektrofahrzeuge werden heute noch gar nicht oder nur unzureichend wiedergewonnen – vor allem, weil auch bei als kritisch eingestuften Rohstoffen das Primärmaterial heute billiger als das Sekundärmaterial ist, ein Recycling mithin noch nicht wirtschaftlich ist. Dabei sind insbesondere die Batteriematerialien betroffen, besonders Lithium, Seltene Erden, Tellur und Indium, die nicht oder nur geringfügig zurückgewonnen werden (Recycling bisher mit sehr hohen Kosten verbunden). Kobalt und Molybdän weisen Recyclingraten im unteren Mittelfeld auf (akzeptable Kosten). Das Recycling bildet hier also – unabhängig von der Umweltbewertung - einen wichtigen Ansatzpunkt zur Minderung der Kritikalität. Alternative Zelltechnologien die ohne den Einsatz heute verwendeter Kathodenmaterialien auskommen (Li-Luft- und Li-Schwefel-Batterien), werden derzeit zwar erforscht, eine Marktreife ist jedoch im betrachteten Zeitraum bis 2030 gegenwärtig nicht zu erwarten⁵.

⁵ Ergebnis des begleitenden Fachworkshop (21.02.2013) und Experteninterviews während der Projektphase.

Vergleich der Bewertungsansätze

Sowohl aus Ressourcen- als auch aus Umweltschutzsicht liegen die Vorteile von Elektrofahrzeugen vor allem in der Nutzungsphase, während die Herstellung mehrheitlich mit Nachteilen verbunden ist. Trotz unterschiedlicher Zielsetzung der Bewertungsansätze - Effizienzsteigerung und Emissionsvermeidung - zeigen sich ähnliche Ergebnisaussagen aus denen sich konkrete politische Handlungsfelder ableiten lassen.

Tendenziell zeigen sich in den Bewertungsansätzen gleichgelagerte Ergebnisse für die einzelnen Lebenswegabschnitte:

- Vorteile haben Elektrofahrzeuge potenziell in der Nutzungsphase durch die hohe Energieeffizienz des Antriebsstrangs und insbesondere durch den zukünftig steigenden Anteil erneuerbarer Energien in der Strombereitstellung. Bewertungskategorien, die in der Lebenswegbetrachtung vor allem durch die Nutzungsphase dominiert werden, wie ressourcenseitig der kumulierte Energieaufwand und umweltseitig die Klimabilanz, zeigen auch in der Gesamtbetrachtung über den Lebensweg daher bereits heute gegenüber dem Otto-Pkw, zukünftig auch gegenüber dem Diesel-Pkw Vorteile für Elektrofahrzeuge.
- Nachteile für Elektrofahrzeuge ergeben sich vor allem bei der Fahrzeugherstellung durch den höheren Materialeinsatz im Allgemeinen und den Einsatz bestimmter Materialien in der Batterie im Besonderen. Bewertungskategorien, die in der Lebenswegbetrachtung vor allem durch diesen Materialeinsatz bestimmt werden, können daher auch in der Gesamtbetrachtung über den gesamten Lebensweg Nachteile gegenüber konventionellen Pkw aufweisen. Hierzu gehören ressourcenseitig der kumulierte Rohstoffaufwand und Wasserbedarf und umweltseitig die Versauerung und gesundheitliche Belastungen (Feinstaubemissionen, Humantoxizität).

Unterschiede zwischen den beiden Bewertungsansätzen liegen in der mit der Bewertung verbundenen Zielsetzung:

- Natürliche Ressourcen werden als Input im Produktlebenszyklus selbstverständlich benötigt und können demnach nicht vollständig vermieden werden. Produkte bestehen aus Materialien, deren Verarbeitung auch immer den Einsatz von Ressourcen erfordert. Die Ressourcen werden zudem häufig auch nicht ‚verbraucht‘, sondern nur ‚verwendet‘. Leitmotiv ist damit keine vollständige Vermeidung, sondern ein effizienter Ressourceneinsatz z.B. durch mehrfache Verwendung.
- Negative Umweltwirkungen resultieren dagegen in der Regel aus unerwünschten Emissionen über den Produktlebenszyklus. Auch diese sind nicht vollständig vermeidbar, Ziel ist aber eine weitgehende bis vollständige Vermeidung von negativen Umweltwirkungen, entweder durch Primärmaßnahmen (z.B. Reduktion des Rohstoffeinsatzes oder Auswahl emissionsarmer Rohstoffe) oder durch Sekundärmaßnahmen (z.B. Abgasreinigungstechnik).

Synergien ergeben sich z.B. durch eine Reduktion des absoluten Ressourceneinsatzes, wodurch negative Umweltwirkungen aus der Bereitstellung dieser Ressourcen vermieden werden. Zielkonflikte können z.B. bei der Abgasreinigung auftreten für die Katalysatoren und damit vermehrt Rohstoffe eingesetzt werden.

Eine Sonderstellung nehmen die Ressourcen Flächen- und Frischwasserbedarf ein. Auch deren Einsatz kann und soll nicht vollständig vermieden werden, allerdings sind Fläche und Frischwasser in vielen Regionen „knappe“ Ressourcen. Ihre begrenzte Verfügbarkeit ist objektiv

messbar und sie können nicht substituiert werden. Stehen sie nicht mehr zur Verfügung hat dies negative Folgen für den Umwelt- und Gesundheitsschutz. Aus diesem Grund gilt für Fläche und Frischwasser sowohl das Effizienzgebot als auch die Zielsetzung weitgehender Vermeidung negativer Umweltwirkungen.

Aus den Ergebnissen können sowohl unter Ressourcen- als auch unter Umweltgesichtspunkten politische Handlungsfelder zur Verbesserung der Bilanz von Elektrofahrzeugen gegenüber konventionellen Fahrzeugen identifiziert werden. Um die potenziellen Vorteile von Elektrofahrzeugen in der Nutzungsphase zu steigern, gilt es einerseits ressourcenseitig die Energieeffizienz der Fahrzeuge zu erhöhen und andererseits negative Umweltwirkungen des notwendigen Energieverbrauchs durch einen Umbau der Energiewirtschaft weitgehend zu vermeiden. Die negativen Auswirkungen des höheren und umweltbelastenden Materialeinsatzes in der Herstellungsphase sollten dagegen inputseitig durch rohstoffeffiziente Produktgestaltung und weitgehende Kreislaufwirtschaft reduziert werden. Negative Umweltwirkungen der Bereitstellung notwendiger Materialien sollten zudem weitestgehend vermieden werden, wozu Zertifizierungssysteme eingesetzt werden können.

Politische Handlungsfelder

Als konkrete politische Handlungsfelder für eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität, die im Folgenden diskutiert werden, sehen die Autoren dieser Studie daher:

- Verbesserung der Energieeffizienz der Fahrzeuge
- Energie- und ressourceneffiziente Produktgestaltung
- Kreislaufwirtschaft
- Zertifizierung umweltfreundlicher Materialgewinnung
- Umbau der Energiewirtschaft

Handlungsfeld Energieeffizienz der Fahrzeuge

Mittelfristig sollten Anreize zur Erhöhung der Energieeffizienz von Elektrofahrzeugen geschaffen werden, da auch hier relevantes Verbesserungspotenzial besteht und sie auf absehbare Zeit nicht zwingend mit überwiegend erneuerbarem Strom betrieben werden, dessen Erzeugungskapazitäten heute zudem noch begrenzt sind.

Der Einsatz erneuerbaren Stroms steht im Fokus der aktuellen Diskussion um die Klimagasbilanz von Elektrofahrzeugen. Mittelfristig besteht dabei jedoch das Risiko, dass diese Strategie zu geringeren Anreizen führt auch die Energieeffizienz von Elektrofahrzeugen zu verbessern. Dies ist aber aus folgenden Gründen geboten:

- Elektrofahrzeuge werden nicht zwingend mit erneuerbaren Energien betrieben; zudem ist beim Strom eine Zuordnung zu erneuerbaren Quellen äußerst komplex und in vielen Fällen fragwürdig, selbst wenn es sich um zertifizierten Ökostrom handelt [IE Leipzig et al., 2014]. So reicht es nicht, bestehende Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms bilanziell für Elektrofahrzeuge umzuwidmen, vielmehr muss ein zusätzlicher, durch Elektromobilität induzierter Ausbau erneuerbarer Erzeugungskapazitäten stattfinden,

der auch vom Verkehr finanziert werden sollte. Beim Betrieb mit (teilweise) fossilem Strom spielt die Energieeffizienz weiterhin eine relevante Rolle für die Klimagasbilanz⁶.

- Die Verfügbarkeit erneuerbarer Energien ist zwar nicht durch das natürliche Angebot, aber durch die installierte Kapazität sowie logistische Fragen (z.B. Transportnetze) begrenzt; das wird sich mittelfristig nicht grundlegend ändern. Demzufolge hat eingesparte erneuerbare Energie im Prinzip das Potential, andernorts konventionelle Energie zu ersetzen und deren CO₂-Emissionen einzusparen.

Für eine Verbesserung der Energieeffizienz von Elektrofahrzeugen – z.B. durch Leichtbau, Verringerung der Batterieverluste sowie Einsatz sparsamer Nebenverbraucher – sind die gesetzlichen Anreize derzeit jedoch gering. Bei konventionellen Fahrzeugen mit Verbrennungsmotor findet eine indirekte Bewertung der Energieeffizienz aktuell über den CO₂-Ausstoß statt. Dieser liegt den EU-Flottenzielwerten und der Pkw-Energieverbrauchskennzeichnung zugrunde und ist auch Teil der Bemessungsgrundlage für die Kfz-Steuer. Da Elektrofahrzeuge keinen direkten CO₂-Ausstoß am Fahrzeug haben, wird ihr Energieverbrauch in diesen Systemen heute weder direkt noch indirekt erfasst. Bei den EU-Flottenzielwerten werden Elektrofahrzeuge daher als CO₂-frei gewertet, zur Förderung der Marktdurchdringung sogar mehrfach. Bei Mischkonzepten hängt der direkte CO₂-Ausstoß dann vor allem vom elektrischen Fahranteil ab, der zwischen den Nutzern sehr stark schwanken kann. Langfristig gilt es aber gesetzliche Rahmenbedingungen zu schaffen, die auch Anreize für die Verbesserung der Energieeffizienz von ganz oder teilweise mit alternativen Antriebstechnologien (z.B. BEV, PHEV etc.) betriebenen Fahrzeugen setzt. Dazu gibt es verschiedene Ansatzpunkte, z.B. die Erweiterung der Systemgrenzen der Verordnung um die Energiebereitstellung oder die Umstellung auf eine direkte Bewertung der Energieeffizienz – also bei Elektrofahrzeugen des Stromverbrauchs.

Handlungsfeld Produktgestaltung

Die Langlebigkeit der Komponenten für die Elektromobilität und hier vordringlich die Langlebigkeit der Batterien sollte auch aus Ressourcensicht stärker in den Fokus rücken. Dies verringert den notwendigen Materialeinsatz pro Fahrzeugkilometer und die damit verbundenen Umweltwirkungen. Außerdem sollte der Einsatz von umweltfreundlichen Materialien bevorzugt werden (siehe Zertifizierung), die zudem möglichst wirtschaftlich und mit geringen Verlusten recycelt werden können (siehe Kreislaufwirtschaft).

Um den Energie- und Rohstoffeinsatzes für Elektrofahrzeuge zu senken, sollte in Zukunft die Produktgestaltung stärker in den Fokus rücken. Bezugnehmend auf die Ökodesign-Richtlinie⁷ sollte zunächst die Energieeffizienz in der Nutzungs- und Herstellungsphase forciert werden. In einem weiteren Schritt sollten aber auch die Materialien mit ihren Umweltlasten berücksichtigt werden. Der Indikator der Materialeffizienz kann hierbei eine erste Annäherung an die Zielsetzungen der nachhaltigen Entwicklung – im Sinne der intergenerativen Gerechtigkeit – sein. Generell sollte die Funktion Mobilität mit möglichst wenig Materialaufwand realisiert werden.

⁶ Dies gilt im Sinne eines hier verfolgten „attributional LCA“, bei dem die Umweltwirkungen der Strombereitstellung energetisch allokiert werden. Mögliche Auswirkungen des Emissionshandels im Sinne eines „consequential LCA“ werden dabei nicht berücksichtigt.

⁷ Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte.

Einheitliche und anspruchsvolle Standards für die Gewährleistung der Lebensdauer – insbesondere bei Traktionsbatterien – durch die Hersteller würden hier zusätzliche Anreize geben und den Wettbewerb anregen. Bisher existieren auf EU-Ebene lediglich freiwillige Standards [UNECE, 2014]. Eine längere Batterielebensdauer ist nicht nur im Hinblick auf Umwelt- und Ressourcenschutzaspekte, sondern auch für die Nutzerakzeptanz wünschenswert.

Hinsichtlich des Materialeinsatzes sollte vor allem destruktive und dissipative Nutzung von Materialien⁸ minimiert und ihre Kreislaufführung gefördert werden. Schon während des Produktdesigns sollten deshalb Materialien bevorzugt werden, die möglichst wirtschaftlich und mit geringen Verlusten recycelt werden können. Zudem sollte auf die Verminderung des Einsatzes von wirtschaftskritischen Rohstoffen geachtet werden, um zukünftige Abhängigkeiten zu verringern. Zwar spiegeln Preise auch die Kritikalität in erster Näherung wider, doch sind für die zukünftigen Entwicklungen und Entscheidungen auch Kritikalitätsanalysen entlang der Dimensionen Vulnerabilität und Versorgungssicherheit sowohl auf unternehmerischer als auch nationaler Ebene von Bedeutung.

Neben dem Aspekt des direkten Materialeinsatzes sollten auch indirekte Ressourcenströme – Wasser und Fläche – bei der Produktgestaltung über entsprechende Indikatoren berücksichtigt werden. Dabei sind Wasser- und Flächennutzung über den Lebensweg wiederum erste orientierende Größen, die aufgrund mangelnder Inventardaten bisher nicht umfassend analysiert werden können. In einer weitergehenden Betrachtung sollte der Aspekt der lokalen Wasserknappheit berücksichtigt und die Vermeidung von wasserintensiven Prozessen in diesen Regionen angestrebt werden. Flächeninanspruchnahme ist dabei vor dem Hintergrund der Flächenqualität zu beurteilen. Modelle und Kriterien dazu sind noch weiterzuentwickeln.

Handlungsfeld Kreislaufwirtschaft

Um eine möglichst spezifische und hochwertige Verwertung zu ermöglichen, bedarf es angepasster und ggf. spezieller Rücknahmesysteme sowohl für einzelne elektrospezifische Komponenten als auch für das gesamte Elektrofahrzeug. Dazu sollte die Erprobung eines Entsorgungssystems gefördert werden, das sowohl Entsorgungstechnologie, Entsorgungslogistik als auch Monitoring berücksichtigt.

Kreislaufführung ist ein wichtiges Element für Ressourceneffizienz und i.d.R. auch für den Umweltschutz, da der Einsatz von Primärrohstoffen verringert wird und die mit dessen Bereitstellung verbundenen Umweltwirkungen vermieden werden. Weiterhin ist die Recyclingfähigkeit von Materialien ein wichtiger Aspekt um die wirtschaftskritische Verfügbarkeit dieser Rohstoffe zu verringern. So betont auch das Deutsche Ressourceneffizienzprogramm die Rolle der Kreislaufwirtschaft als wichtigen Baustein einer effizienten und hochwertigen Bewirtschaftung von Rohstoffen zunächst durch Wiederverwendung, stoffliche Nutzung und erst zuletzt durch energetische Nutzung, falls andere Verwendungsoptionen nicht mehr sinnvoll sind [Bundesregierung, 2012].

Allerdings ist eine Kreislaufführung aller Rohstoffe aus den zunehmend komplexeren Produktsystemen nicht wirtschaftlich und auch aus Umweltschutzsicht aller Voraussicht nach nicht

⁸ Destruktive Nutzung bedeutet einer zerstörenden Nutzung von Rohstoffen wie insbesondere bei Energierohstoffen, deren Funktion als Energieträger nach dem Einsatz verloren ist. Dissipative Nutzung bedeutet, dass Rohstoffe in der Technosphäre (fein) verteilt werden und ggf. nur unter großen Anstrengungen zurückgewonnen werden können.

sinnvoll (Energieaufwand). Insofern gilt es die Kreislaufwirtschaft auf die Rohstoffe zu fokussieren, die aufgrund hoher Umweltlasten aus der Primärbereitstellung und/oder aufgrund ihrer Kritikalität vorrangig zurückgewonnen werden sollten.

Der Aufwand für eine Kreislaufwirtschaft muss stetig kritisch geprüft werden, da der Energieaufwand und die Umweltbelastungen in ihrer Gesamtheit nicht die Aufwendungen und Lasten der Bereitstellung von Primärrohstoffen übersteigen sollten. Ist dies der Fall, so sollte geprüft werden, ob die betreffenden Materialien durch solche mit besserer Recyclingfähigkeit ersetzt werden können. Der Fokus sollte dabei auf Materialien liegen, die in Elektrofahrzeugen in relevanten Mengen zum Einsatz kommen. Für Stahl, Kupfer und Aluminium (die auch in konventionellen Fahrzeugen benötigt werden) gibt es heute schon etablierte Recyclingsysteme, sodass in Deutschland für die Produktion insgesamt bereits über 40 % Sekundärmaterial verwendet wird⁹. Kobalt und Nickel sind Edelmetalle mit einem hohen Marktpreis, was dazu geführt hat, dass auch diese Materialien zunehmend zurückgewonnen werden; so liegt ihr globaler Sekundäranteil zwischen 20 % und 40 % [UNEP, 2011].

Lithium wird heute dagegen kaum (< 1 %) zurückgewonnen, da dies angesichts der geringen Marktpreise nicht wirtschaftlich ist. Der Aufwand der Gewinnung von Primärlithium ist im Gegensatz zu einem Recycling derzeit gering [Goonan, 2012; Gruber et al., 2011]. Steigt jedoch in Zukunft der Bedarf und werden gleichzeitig effizientere Recyclingprozesse entwickelt, kann Recycling auch für Lithium zu einer sinnvollen Option werden.

Parallel zur Forcierung der Elektromobilität durch die Politik sollten auch die Rücknahmesysteme einzelner Komponenten und des Fahrzeuges etabliert werden. Dabei genügt es nicht, nur die Regelungen der Altautoverordnung heranzuziehen, sondern spezielle Rücknahmekonzepte für Elektrofahrzeuge zu realisieren, die deren möglichst spezifische und hochwertige Verwertung ermöglichen. Hierzu ist es wichtig, sich über die Bedeutung einzelner Rohstoffe klar zu werden und ggf. neue Aufbereitungstechnologien zu entwickeln, die nicht wie bisher massenfokussiert sind (z.B. bei Altautos vorrangige Rückgewinnung Eisenmetalle), sondern es ggf. erlauben bereits bei der Zerlegung bzw. mechanischen Aufbereitung wesentliche Komponenten zur weiteren Verwertung zu selektieren (z.B. Kupfer in Kabelzügen).

Im Dialog dazu sollte unter dem Stichwort der Produktverantwortung (bzw. als neue Form der Akteurskooperation) bereits in der Konstruktionsphase von Elektrofahrzeugen nicht nur eine finanzielle Lösung der Entsorgung vorbereitet werden, sondern auch eine Entsorgungstechnologie und Entsorgungslogistik aufgebaut werden. Überdies sollte bei Elektrofahrzeugen bereits im Entwicklungsprozess auf eine möglichst einfache und vollständige Rezyklierbarkeit geachtet werden („Design for recycling“).

Für eine effiziente Kreislaufführung ist zudem die Schaffung transparenter Stoffströme entscheidend. Es sollte ein entsprechendes Monitoring installiert werden, um den Rücklauf zu überprüfen und bei Fehlentwicklungen gegenzusteuern.

⁹ Bezogen auf die deutsche Raffinade- und Rohstahlproduktion [DERA, 2012b].

Handlungsfeld Zertifizierung von Rohstoffen

Für die in Produkten eingesetzten Rohstoffe tragen sowohl der Staat, die Produzenten als auch die Nutzer eine Verantwortung. Dies gilt auch für Elektrofahrzeuge. Die Einführung von Zertifizierungssystemen kann helfen Fehlentwicklungen sowohl umweltseitig als auch bei den Sozialstandards zu vermeiden.

Umweltbelastungen, die durch den Einsatz bestimmter Materialien verursacht werden, treten hauptsächlich bei der Rohstoffgewinnung und Veredelung zum Werkstoff auf. Da Deutschland in Bezug auf metallische und energetische Rohstoffe ein Importland ist, fallen diese Umweltbelastungen in anderen Ländern an. Die ökologischen Auflagen und die Sozialstandards sind jedoch häufig in vielen Exportländern unzureichend bzw. werden nicht überwacht. Zudem werden aufgrund der hohen Gewinne und Intransparenz der Geldflüsse – für insbesondere metallische Rohstoffe – häufig kriminelle und korrupte Strukturen befördert. Die politische Förderung der Elektromobilität trägt dazu bei, dass bestimmte Rohstoffe verstärkt nachgefragt werden. Somit haben Staat und Unternehmen eine Mitverantwortung in Bezug auf die Förderstrukturen der Rohstoffe. Da Automobilhersteller diese Aspekte bisher nur wenig in ihren Lieferketten berücksichtigen [Kerkow et al., 2012], gilt es Wege zu finden, über die neben dem Hersteller auch der Nutzer des Produktes Einfluss auf die Umwelt- und Sozialstandards in den Lieferketten nehmen kann.

Zertifizierungskonzepte können an dieser Stelle einen Beitrag leisten. Auf freiwilliger Basis können sie das Nutzerverhalten ansprechen, was sich wiederum auf die Produktwahl auswirkt. Beispiele für solche Zertifizierungskonzepte finden sich für Holz (FSC, PEFC), Bioprodukte (Bioland, Demeter), Fisch (MSC) und für Gold (Fairtrade). Nachteilig an diesen freiwilligen Konzepten ist, dass deren Erfolg ausschließlich vom Käuferverhalten abhängt und ein hohes Vertrauen erfordert, zumal die entsprechenden Produkte i.d.R. teurer sind.

Zertifizierungssysteme können aber auch durch rechtliche Vorgaben etabliert werden, mit entsprechend stärkerer Wirkung. Ein Beispiel hierfür sind die Zertifizierungssysteme zum Nachhaltigkeitsnachweis von Biokraftstoffen, deren Etablierung durch die Quotenregelung ausgelöst wurde. Gemäß Biokraftstoffnachhaltigkeitsverordnung ist der Nachweis durch ein Massenbilanzsystem zu erbringen, eine lückenlose Lieferkette für den physischen Biokraftstoff. Theoretisch ist eine Übertragung dieses Systems auf Rohstoff- bzw. Rohmaterialherkunft möglich. In der Praxis bestehen Hemmnisse im politischen Willen der (Export)Länder und den erwähnten Problemen durch Kriminalität und Korruption. Dennoch können rechtliche Instrumente wie z.B. das 2010 in den USA verabschiedete Gesetz zum Verbraucherschutz (Dodd-Frank-Act)¹⁰, das u.a. eine Offenlegung für den Umgang und Herkunft von Rohstoffen fordert, einen wesentlichen Ansatz für eine Optimierung der Umwelt- und Sozialstandards in Rohstoffländern leisten.

Rechtliche Instrumente zur Etablierung von Zertifizierungssystemen bzw. dem Nachweis von Lieferketten durch den Hersteller können die Wahrnehmung der Akteursverantwortung (Staat, Unternehmen, Verbraucher) stärken. Als weiche Maßnahme bleibt die freiwillige Selbstverein-

¹⁰ Das Gesetz beinhaltet Auflagen für Finanzmärkte; verpflichtet börsennotierte Firmen Umgang mit Rohstoffen offenzulegen und Quellen konkret zu benennen; Außerdem wird vorgeschrieben, dass US-Unternehmen keine Konfliktmineralien verwenden dürfen, die dazu geeignet wären, bewaffnete Konflikte zu finanzieren, exemplarisch genannt werden Gold, Wolfram, Zinn und Tantal (Sec. 1502. conflict minerals).
<https://www.sec.gov/about/laws/wallstreetreform-cpa.pdf> (zuletzt zugegriffen: 21.05.2014).

barung von Herstellern Zertifizierungssysteme zu etablieren oder in anderer Form eine stärkere Mitverantwortung in der Lieferkette zu realisieren (z.B. aktuell in der Bekleidungsindustrie angestrebt¹¹). Grundsätzlich könnten bestehende Konzepte auf ausgewählte Rohstoffe übertragen werden, die auch in der Elektromobilität eine Rolle spielen. Hierzu sollte – grundsätzlich, aber auch mit Blick auf die Elektromobilität - ein Dialog zu Chancen und Ausgestaltung z.B. eines Zertifizierungssystems gestartet werden.

Handlungsfeld Energiewirtschaft

Die Strombereitstellung ist der wichtigste Hebel zur Verbesserung der Klimagasbilanz von Elektrofahrzeugen. Neben einer umfassenden strukturellen Reform des Emissionshandels ist zur Sicherstellung einer Senkung der Treibhausgasemissionen in Deutschland und im Sektor Verkehr ein weiterer Ausbau erneuerbarer Energieerzeugung in Höhe des Strombedarfs von Elektrofahrzeugen notwendig.

Der heute mit Abstand größte Anteil der Treibhausgasemissionen über den Lebensweg von Elektrofahrzeugen wird bei Nutzung des durchschnittlichen Versorgungsmix in Deutschland, trotz stark gestiegener Anteile erneuerbarer Energien, durch die Strombereitstellung verursacht. Grund dafür sind vor allem die immer noch hohen (und gegenwärtig durch die niedrigen CO₂-Zertifikatspreise wieder steigenden) Anteile von Kohlekraftwerken an der Strombereitstellung. Bei weiterhin niedrigen Preisen für CO₂-Zertifikate ist zu befürchten, dass auch zukünftig auch Kohlekraftwerke zur Deckung des zusätzlichen Strombedarfs von Elektrofahrzeugen herangezogen werden. Erst bei hohen Zertifikatspreisen kann dieser Effekt zugunsten von Gaskraftwerken umgedreht werden. Über die begonnene Verknappung von Zertifikaten hinaus ist daher eine umfassende strukturelle Reform des Emissionshandels erforderlich. Auch in der Periode nach 2020 sollte der Emissionshandel zudem nicht um die Strommengen korrigiert werden, die Elektroautos in den vom Emissionshandel erfassten Sektor einbringen.

Für eine deutlich positive Klimabilanz bis hin zur – in der Nutzungsphase – nahezu CO₂-freien Mobilität muss darüber hinaus vor allem der Ausbau erneuerbarer Energien weitergehen und den zusätzlichen Strombedarf elektrischer Antriebe im Verkehrssektor berücksichtigen. Ziel muss eine echte Energiewende im Verkehr auf Basis erneuerbarer Energien sein:

- Durch die aktuellen Ausbauziele des EEG wird 2020 zumindest ein Anteil von 35 % der zusätzlichen Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge aus erneuerbaren Energieträgern gedeckt sein. Wenn das Ziel jedoch auch ohne Elektrofahrzeuge bereits übererfüllt wird, entfällt der Anreiz neue Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms zu bauen.
- Zusätzlich könnten Anreize für Fahrzeughersteller geschaffen werden, in zusätzliche erneuerbare Kraftwerke für ihre Fahrzeug zu investieren.

Die Energieversorger sollten parallel zur Marktverbreitung von Elektrofahrzeugen und zum Ausbau erneuerbarer Energien flexible Ladetarife einführen, auch wenn dadurch in einer Übergangszeit die Gefahr besteht, dass fossile (Mittellast-)Kraftwerke bevorzugt ausgelastet werden [IFEU, 2013]. Denn so können langfristig die Leistungsspitzen der Elektromobilität abgemildert und die Integration fluktuierender erneuerbarer Energieträger erleichtert werden.

¹¹ Guiding Principles on Business and Human Rights [UN Human Rights Council, 2011], OECD-Leitsätze für multinationale Unternehmen [OECD, 2011], Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict Affected and High Risk Areas [UN SC, 2009, 2010]

Anreize für eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität

Die Umsetzung der genannten Maßnahmen sollte durch gezielte Anreize gefördert werden. So könnten zukünftig Privilegien für Elektrofahrzeuge an Kriterien wie Energiebezug, Energieeffizienz und Material- oder Fahrzeugzertifizierung gekoppelt werden.

Eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität ist kein Selbstläufer. Auch wenn durch den geplanten Ausbau erneuerbarer Energien im Strommix die Klimaschutzvorteile durch Elektrofahrzeuge zukünftig zunehmen, können diese durch geeignete Maßnahmen noch gesteigert werden. Auch weitere Umweltwirkungen und der Ressourceneinsatz können über die zuvor genannten Handlungsfelder verringert werden. Dazu bedarf es gezielter Anreize für eine besonders ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität.

Richtlinien für die öffentliche Beschaffung oder die Besteuerung von Dienstwägen könnten überdies konkrete Vorgaben machen, die auch die Energieeffizienz der Fahrzeuge und/oder die Produktgestaltung bzw. Zertifizierung der eingesetzten Materialien berücksichtigen. In Verbindung mit solchen gezielten Anreizen können die genannten politischen Handlungsfelder ihre volle Wirksamkeit für eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität entfalten.

Summary

Background, scope and methodology

Electric vehicles are among the hopes for the German Energy Transition (*Energiewende*) in the transport sector. For a conclusive assessment, an analysis of the entire life cycle is required with a particular focus on resource input. Thus, in addition to an environmental analysis of emissions, a separate resource analysis is performed.

The transport sector plays a major role in the current debate on climate and energy policy. At present, the dependency of road transport on fossil energy carriers exceeds 90%, and road transport is responsible for about 20% of the total CO₂ emission in Germany [UBA, 2010]. Electric vehicles distinctly expand the overall spectrum of energy carriers utilised in road transport and allow the direct utilisation of renewable energies in transport. Moreover, electric vehicles are free of exhaust emissions, and the associated noise pollution is distinctly lower in comparison with internal combustion engines, particularly for passenger cars at low speed up to 25 km/h [UBA, 2013]. Thus, electric vehicles may make a substantial contribution to improvements in air quality and general quality of life in metropolitan areas. The German Federal Government is committed to the introduction of 1 million electric vehicles to German roads by the year 2020. In the process, a number of vehicle concepts are developed: dedicated battery-electric vehicles as well as mixed approaches with conventional combustion engines in combination with electric propulsion. The latter can potentially replace conventional vehicles without any major changes in user behaviour.

The assessment of environmental impacts associated with the different vehicle concepts requires analyses that model the entire life cycle of the vehicle. Life Cycle Assessments (LCAs) as an instrument of environmental analysis have been well-established since the 1980s. The LCA approach represents an important method for the characterisation and identification of environmental burdens of systems. To date, it is the sole instrument for environmental assessments standardised with a global ISO standard.

The key strength of an LCA lies in the fact that all stages of the product life cycle are taken into consideration. If the analysis focused on a single process stage or a subsection of the product life cycle (e.g. only the use phase of the vehicle), grave misinterpretation of environmental impacts, e.g. from the supply of mobility as a service, may be the consequence.

The present study chose a compact class passenger car with a number of electric drive concepts as a proxy representing the diversity of vehicle models currently available on the market. Over the course of the project, methodology, input data and results were discussed and aligned in two project workshops and several bilateral consultations with experts in the field¹². The LCA is focused on the emissions of environmentally hazardous substances and incorporates indicators for impacts on human health. The general outcome of several previous IFEU LCAs (e.g. [IFEU, 2011a, 2013]) and other studies (e.g. [Bauer, 2010; Held, 2011; Öko-Institut, 2011a; VW, 2014]) could be corroborated. Moreover, vital aspects could be expanded, e.g.

- The influence of vehicle use and battery characteristics during the use phase
- as well as the influence of different cell types and their respective recycling on the LCA.

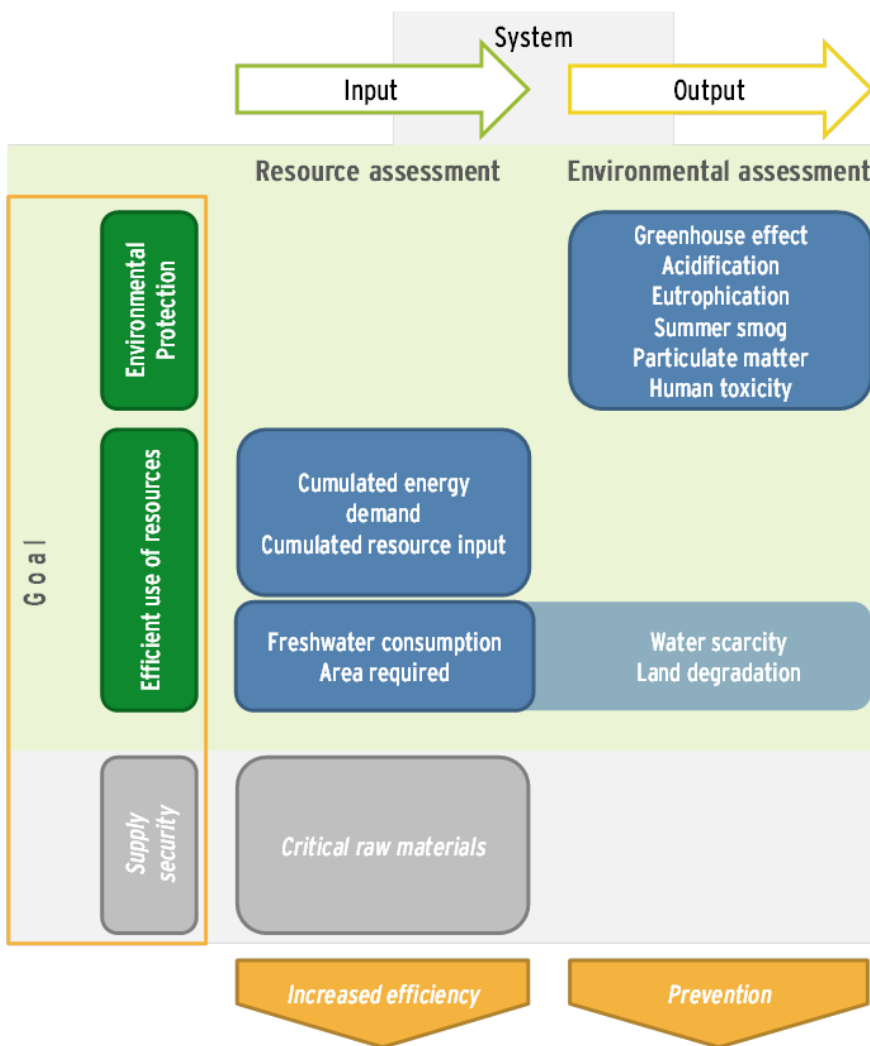
¹² Please see Tabelle 30 and Tabelle 31

However, a key objective of the present study is the expansion of the current methodology from previously emission-centred LCAs to include input-related resource aspects in a general assessment (see Figure 1). In addition to environmental protection and pollution control for the purpose of the prevention of harmful environmental impacts, this expansion allows better consideration of efficiency increases in dealing with natural resources.

The resource efficiency angle, or the prudent consumption of natural resources, has advanced to feature of the political agenda at both the European Union and German level. Associated strategic papers outline the framework that includes environmental aspects, yet distinctly exceeds the environmental scope. The consideration of resources may thus be seen as supplementary information to the environmental analysis. In addition to sustainability goals, matters of socio-economic policies on supply security are included (see Figure 1). This is in contrast to the purely ecological aims of the environmental analysis.

The central results of the environmental and resource assessment in this study are initially presented separately, yet later integrated to inform policy makers and identify fields of action for improvement of environmental protection and pollution control as well as optimisation of resource utilisation in the development of electromobility.

Figure 1: Classification of the assessment approaches of the present study



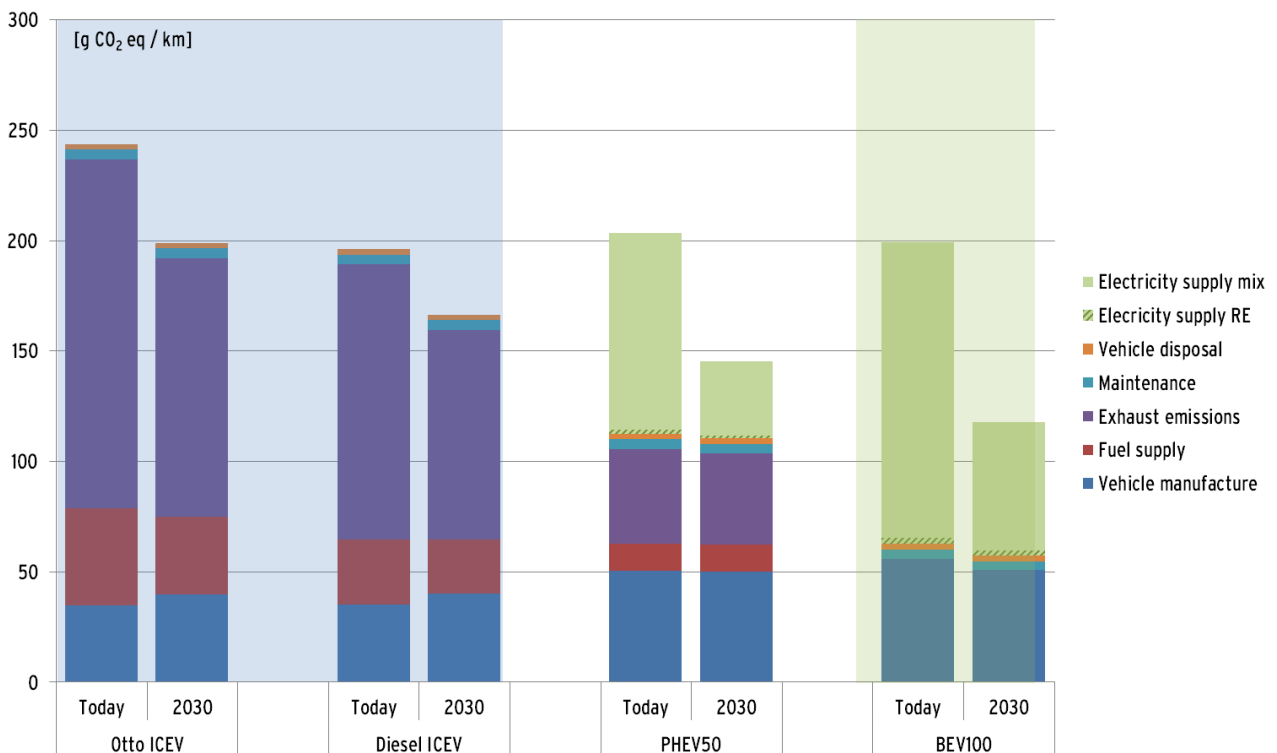
Future contributions of electric vehicles to the reduction of climate impacts and energy consumption

With the market penetration currently aimed for by policy makers (6 million vehicles by 2030), electric vehicles are associated with the potential to distinctly reduce final energy consumption of passenger cars in Germany by 15%. Moreover, in the case that the supply of renewable energies is adapted to accommodate electricity demand for mobility purposes, CO₂ emissions of passenger cars in Germany could be reduced by 23%.

The reduction of greenhouse gas emissions from transport is the pivotal motivation of environmental politics for the promotion of electromobility. To succeed, two major conditions have to be met:

- Electric vehicles will have to be established in the mass market in the medium term. To achieve this, technological development, measures for improved user acceptance and considerable cost reductions are required.
- With the introduction to the mass market, a considerable share of the vehicle electricity demand should be supplied from renewable energy sources. These sources should be developed in accordance with the increasing electricity demand for mobility purposes. Otherwise, the reduction of CO₂ emissions in Germany by electrified vehicles may be at risk.

Figure 2: Greenhouse gas emissions from internal combustion and electric vehicles (today and in 2030)¹³



RE: Renewable Energy.

¹³ The environmental impact per km driven is reported for the relevant reference year. Over the course of the vehicle service life, conditions may change fundamentally, particularly with respect to electricity supply.

At present, electric vehicles are already associated with a very favourable greenhouse gas balance when operated with electricity from renewable energies. In comparison with conventional Otto engines, the advantage of the dedicated battery-electric vehicle (BEV100¹⁴) amounts to 74 % (see Abbildung 2). The greenhouse gas balance of the BEV is almost solely defined by vehicle manufacture. For realisation of these substantial greenhouse gas savings, rededication of existing facilities for the supply of renewable electricity will be insufficient. Additional development of renewable electricity supply tailored to the purposes of electromobility is required instead.

Under consideration of the present average electricity mix in Germany, the greenhouse gas balance of the BEV100 still compares favourably with a conventional Otto engine (reduction of approx. 20%). However, there is no advantage in comparison with a conventional diesel model, yet the efficiency benefits associated with electric operation balance the increased input during manufacture of the BEV100 assuming an average lifetime mileage of 168,000 km. In this scenario, electricity supply is responsible for about two thirds of the greenhouse gas balance of the BEV¹⁵.

In consequence, electric vehicles in Germany could potentially play a major role to considerably reduce greenhouse gas emissions and final energy consumption in transport. In the case that the 6 million electric vehicles target of the German Federal Government is met by 2030, the electromobility scenario explored here reveals a 15% decrease in energy consumption by passenger cars in Germany in comparison with the scenario modelling conventional vehicles only. Thus, electromobility may contribute to the achievement of specific final energy consumption targets in the transport sector specified by the German Federal Government.

Greenhouse gas savings from electric vehicles are primarily defined by future electricity supply for electric vehicles. If the German Federal Government pursues plans to develop additional renewable energy sources for electric vehicles, due to the 6 million electric vehicles, the CO₂ emissions of passenger cars in Germany will decrease along the entire energy supply chain by almost 23%. In comparison with the electric vehicle stock associated with a reduction of 15%, this above average reduction of CO₂ emissions is explained by the fact that the purchase of an electric vehicle is financially attractive in particular for users driving very high annual mileages.

¹⁴ The figure reported with a concept represents the electric mileage of the vehicle in km.

¹⁵ This applies in context of the 'attributitional LCA' pursued here that energetically allocates environmental impacts of electricity supply. Possible consequences of the emissions trading system in the context of a 'consequential LCA' are not considered.

Strengths and weaknesses of electric vehicles in other areas

The full spectrum of environmental impacts and resource indicators reveals a mixed outcome. Advantages of the electric vehicle include lower summer smog and eutrophication potential as well as lower area requirements. However, there are also disadvantages associated with battery production (acidification, particulate matter (PM) emissions and water consumption). However, in all likelihood the drawbacks will considerable decrease in the period up to 2030 whereas the benefits are expected to continue to improve.

The analysis of additional environmental and resource indicators reveals a number of weak points for electric vehicles under the current marginal conditions (see Figure 3). Although the drawback of the acidification potential of 6% is relatively minor, the PM emissions of the BEV100 exceed those of the Otto engine by about 60%. The most substantial contribution here is associated with vehicle manufacture across all concepts (steel application in particular), yet the material input for electric vehicles is much higher. Water consumption and cumulative resource input are doubled due to the battery.

Figure 3: Environment and resource profile of the BEV100 and the PHEV50 in contrast with Otto engines

	BEV ₁₀₀ vs. ICEV _{Otto}		PHEV ₅₀ vs. ICEV _{Otto}	
	Today	2030	Today	2030
Greenhouse gas emissions	+	+	+	+
Acidification	-	+	-	+
Summer smog	+	++	+	+
Terrestrial Eutrophication	+	++	+	+
Particulate matter emissions	--	-	-	-
Water consumption	--	--	--	--
Area requirement	++	++	+	++
Cumulative energy demand	+	+	+	+
Cumulated resource input	--	-	--	-

++	Reduction > 50%	+	Reduction < 50%	--	Increase > 50%	-	Increase < 50%
----	-----------------	---	-----------------	----	----------------	---	----------------

Our results for the different environmental impact categories are the basis for a well-founded and transparent assessment of electric vehicles. However, the outcome of this assessment depends on the political and societal priorities: Introduction of electric mobility is a way to decrease greenhouse gas emissions and can help to achieve Germany’s climate goals. Furthermore, it may play an important role in reducing the final energy consumption of the transport sector. However, possible negative effects in other relevant areas should be monitored and minimized, if possible.

Benefits of electric vehicles associated with area requirements and land use are already noticeable today. Area requirements for internal combustion engine cars across all German Federal States are currently defined by the blending quota for biofuels. The area requirements of both renewable electricity supply currently dominated by wind energy schemes and fossil electricity supply are distinctly lower. In electricity generation, the cultivation of biomass alone is relevant for increased area requirements.

In the future, increasing energy densities of batteries and the resulting decrease in material input with constant mileage could mitigate and distinctly reduce drawbacks, or even turn out to be beneficial in the case of acidification. The PM emissions in the scenario 2030 for the BEV100 are only 32% higher than those of the Otto engine, and the unfavourable water consumption decreases from 118% to 68%. The most substantial improvement is expected for the cumulative resource input with a decrease from 91% to 13%. In this context, the higher share of renewable energies in electricity supply plays a major role.

Important factors influencing the environmental analysis under realistic conditions of use

The environmental analyses for specific application scenarios may differ considerably. Electric vehicles compare particularly favourable for high mileages, moderate speeds and, in the case of hybrid concepts, when operated primarily with electric propulsion. The service life of the battery depends on the climate and the recharge regime, and currently presents an uncertainty.

The consequences of driving profile, climate profile and proportion of electrical operation of the PHEV for the environmental analysis were examined in detail in the present study:

- A high lifetime mileage alleviates the influence of environmental burdens associated with manufacture in the total balance. Thus, high longevity is particularly favourable for electric vehicles. High lifetime mileage is expected to be particularly likely due to economic benefits for customers during the introductory stage.
- The superior efficiency of electric vehicles is particularly evident in urban and suburban traffic scenarios which represent the designated application area for BEVs due to their mileage limitations.
- PHEVs and REEVs require a certain proportion of electric operation to compensate for the higher environmental impacts associated with manufacture (twin engines) and increased gross vehicle weight. With increasing electric mileage, the proportion of electric operation has to increase proportionally to compensate manufacture burdens. With low electric driving performance, there are disadvantages for PHEVs and REEVs from an environmental point of view.

Furthermore, the characteristics of the traction battery play an important role. Fast charge may boost user acceptance of electric vehicles and allow long-distance travel. However, fast charge is also associated with higher energy consumption levels of up to 10% due to increased charge loss. Very high charge levels and high ambient temperatures may shorten the service life of the battery which negatively influences the total balance.

Economy policy views on critical raw materials and feedstocks

At present, electric vehicles are manufactured with a number of raw materials that should be classified as critical or rare, primarily in the battery. Recycling efforts for several of these materials are currently insufficient or non-existent.

The efficient use of raw materials is paramount not only from a sustainability angle but also in light of economy policy matters such as the access to raw materials. In this context, national raw materials strategies identify ‘critical raw materials’ that are vital for the security of Germany as a business location. The extended analysis of resource aspects in the present study advances the integration of environmental protection, conservation of resources and supply security (see Figure 1). The latter is analysed here with the application of the criticality principle. The assessment of results is carried out based on the analyses that applied this concept for the identification of critical raw materials in Europe and Germany [BMW, 2010; European Commission, 2010; IZT / adelphi, 2011].

The analysis of material components used in a present-day electric car (Figure 4) reveals that a considerable number of materials are classified as ‘critical’ or ‘rare’ when it comes to their availability at the business location Germany. Among the ‘critical’ materials in electric vehicles that are not utilised in conventional vehicles are cobalt and rare earths. The designation ‘rare’ is currently applied to nickel and lithium among others. In the future, a relevant share of the global mining output could be claimed for electromobility purposes (e.g. 38% of annual cobalt extraction in the case of 10 million vehicles produced annually). In consequence, these materials may advance to ‘critical’ status in time.

Figure 4: Utilisation of critical raw materials in electric vehicles

Phosphorus	Titanium	Nickel	Aluminium
Gold	Molybdenum	Lithium	Manganese
Iron	Tellurium	Zirconium	Copper
Indium	Silver	Tantalum	PGM
Rare earths	Cobalt	Magnesium	Chromium

red = critical; yellow = rare; green = uncritical

Strategies to alleviate criticality could include:

- a. reduction of the total material input,
- b. reduction of the application of primary materials (optimised recycling), or
- c. the application of alternative materials.

Thus, environmental impacts could be influenced by resource extraction. Reduction of the specific material input is likely given the expected increased energy density of batteries. These would result in a distinctly improved cumulative resource input for electric vehicles. However, in all likelihood these improvements will be over-compensated by the increasing market penetration of electric vehicles and may only curb the expected growing demand.

In contrast, major potentials are expected for the reduction of the application of primary materials through recycling. Vital raw materials for electric vehicles are currently not subject to re-

cycling, or collection is insufficient. Primarily, this may be the case if primary materials are less expensive than secondary materials, rendering recycling the uneconomical option as yet. This applies to battery materials in particular, e.g. lithium, rare earths, tellurium and indium, all of which either not recycled or only at minimal recovery rates (recycling is currently very cost-intensive). Cobalt and molybdenum are recycled at low to medium rates with acceptable costs. Evidently, recycling measures represent a vital approach to reduce criticality independent of environmental assessments. Alternative battery cell technology that will no longer rely on present-day cathode materials (e.g. lithium-air and lithium-sulphur batteries) are currently investigated, however, mature concepts for market introduction are not expected by 2030¹⁶.

Comparison of the assessment approaches

From the resource and environment conservation angle, the benefits of electric vehicles are primarily reaped during the use phase. In contrast, the manufacture of electric vehicles is associated with a number of burdens. Despite different ultimate goals of the assessment approaches, i.e. optimised efficiency versus reduced emissions, similar results suggest specific fields of action for policy makers.

Overall, both assessment approaches come to similar conclusions for the individual life cycle stages:

- Benefits of electric vehicles potentially derive from the use phase due to high energy efficiency of the drive train, and particularly in context with growing shares of renewable energies in future electricity supply. Some assessment categories are strongly influenced by the use phase of the LCA, e.g. the resource-centred cumulative energy demand and the environment-centred carbon footprint. In consequence, these categories already show advantages over Otto engines in the total balance across the entire life cycle. Future advantages over Diesel vehicles are expected.
- Drawbacks of electric vehicles primarily arise during vehicle manufacture due to higher overall material input and the application of specific materials in batteries in particular. Assessment categories in the LCA that are primarily defined by material input are likely to compare unfavourably with the results of conventional passenger cars in the total balance across the entire life cycle. Among these categories are the resource-centred cumulative resource input and the water consumption, whereas acidification and health hazards (PM emissions, human toxicity) feature strongly from the environmental angle.

The differences between the two assessment approaches may be found in the associated aims and goals:

- Natural resources are evidently required as input in the product life cycle, and are thus difficult to avoid completely. Products consist of materials that require processing, which demands the application of resources. Moreover, resources are frequently 'used' instead of 'consumed'. The leitmotif here is the efficient application of resources through multiple use, not the complete avoidance.
- In contrast, negative environmental impacts generally result from undesired emissions throughout the product life cycle. These may also not be avoided completely. However, the goal is extensive to complete prevention of negative environmental impacts, either

¹⁶ Outcome of the workshop (21.02.2013), and of interviews with experts throughout the project.

through primary measures (e.g. reduction of the raw material input or selection of low-emission feedstocks) or secondary measures (e.g. exhaust emission control and purification).

There are synergies, e.g. through a reduction of the absolute resource input that in turn alleviates negative environmental impacts arising from the supply of these resources. There may also be conflicts of interest, e.g. if exhaust gas purification measures require the use of catalytic converters which in turn consume resources.

The resources 'area required' and 'freshwater consumption' occupy a special position. Their use cannot and should not be completely avoided. However, area and freshwater are 'scarce' resources in many regions. Their limited availability may be objectively quantified and they cannot be substituted. If they are no longer available, negative impacts on the environment and human health are the consequence. For these reasons, the resources area and freshwater are subject to both the efficiency imperative and the goal of maximum prevention of negative environmental impacts.

From both the resource and the environmental angle, the results identify political fields of action that could improve the balance of electric vehicles over that of conventional vehicles. To increase potential advantages of electric vehicles in the use phase, the resource approach calls for increased energy efficiency of the vehicles on the one hand, and the minimisation of negative environmental impacts from the required energy consumption through a modification of the energy economy on the other. In contrast, negative impacts of the increased and environmentally harmful material input during manufacture should be reduced with raw material efficient product design and near-complete circular economy approaches. Negative environmental impacts from the supply of required materials should be prevented wherever possible, which calls for monitoring via certification schemes.

Political fields of action

In the following, specific political fields of action for a resource-efficient and environmentally-friendly electromobility will be discussed. The authors of the present study identify these topics:

- Improved energy efficiency of the vehicles
- Energy and resource efficient product design
- Circular economy
- Certification for environmentally-friendly material mining
- Reorganisation of the energy economy

Field of action energy efficiency of vehicles

Incentives for the improvement of energy efficiency should be introduced in the medium term. Thus, the existing relevant improvement potential could be realised. Moreover, electric vehicles are unlikely to be required to operate with primarily renewable electricity in the foreseeable future, and the renewable production capacities are currently limited.

The current debate is focused on the use of renewable electricity in context with the carbon footprint of electric vehicles. Nevertheless, there is a risk that this strategy is going to lower interest in the advancement of the energy efficiency of electric vehicles in the medium term. This may be due to the following reasons:

- It is not mandatory to operate electric vehicles with renewable energies. Moreover, it is highly complex and frequently questionable to ensure correct allocation of electricity to renewable sources, even in the case of certified green energy [IE Leipzig et al., 2014]. In consequence, it is insufficient to rededicate existing production plants to the generation of renewable electricity for electromobility in the balance. On the contrary, additional purpose-built capacity development for electromobility is required with funding from the transport sector. During operation with (partly) fossil electricity, the energy efficiency continues to play a pivotal role in the carbon footprint¹⁷.
- The availability of renewable energies may not be limited by natural availability, yet it is subject to restrictions arising from installed capacity and logistics (e.g. transport grids). These circumstances are unlikely to change fundamentally in the medium term. In consequence, renewable energy savings could potentially replace conventional energy elsewhere and thus save conventional CO₂ emissions.

However, government incentives for the improvement of the energy efficiency of electric vehicles, e.g. through lightweight design, reduced battery charge loss or use of optimised auxiliary equipment, are currently rare. An indirect assessment of the energy efficiency of conventional vehicles is currently achieved via the monitoring of CO₂ emissions. These form the base for the EU fleet targets and the passenger car energy consumption classification. Moreover, CO₂ emissions are partly the basis of assessment for vehicle taxation. Due to the fact that electric vehicles are not associated with any direct CO₂ emissions from the vehicle, their energy consumption is currently not recorded directly or indirectly in any of the existing systems. In context of the EU fleet targets, electric vehicles are classified as CO₂-neutral, and even credited multiple times to promote market penetration. In the case of mixed concepts, the direct CO₂ emission strongly depends on the share of electric operation that may fluctuate substantially between users. In the long-term, a legal framework promoting incentives for the improvement of the energy efficiency of dedicated or partly alternative engine technologies (e.g. BEV, PHEV) is required. A number of approaches have been proposed, e.g. an extension of the system boundaries of the energy supply regulation or the switch to a direct assessment of the energy efficiency, i.e. the electricity consumption in the case of electric vehicles.

¹⁷ This applies in context of the 'attributorial LCA' pursued here that energetically allocates environmental impacts of electricity supply. Possible consequences of the emission trade in the context of a 'consequential LCA' are not considered.

Field of action product design

The resource angle should focus more strongly on the service life of the components for electromobility, and primarily the service life of the batteries. Promoting longevity decreases the required material input per kilometre driven and the associated environmental impacts. Moreover, the use of environmentally-friendly materials should be encouraged (see certification), preferably if the materials may also be economically and with minimal losses (see circular economy).

To reduce the energy and raw materials input of electric vehicles, optimised product design should receive more attention in the future. In reference to the European Ecodesign Directive¹⁸, the energy efficiency during the manufacture and use phase should be advanced. A further step includes materials and their associated environmental impacts. The indicator material efficiency may be interpreted as a first approach to integrate goals of sustainable development under the concept of intergenerational equity. Overall, the function of mobility should be realised with minimum possible material input.

Uniform and ambitious standards for the warranty of service life provided by manufacturers would create additional incentive and stimulate the market, particularly for traction batteries. At present, only voluntary standards exist within the EU [UNECE, 2014]. A longer service life of batteries would not only be beneficial in light of environmental and resource concerns, but also boost user acceptance.

The destructive or dissipative use of materials¹⁹ should be minimised across all aspects of material input and circular economy principles should be applied wherever possible. Commencing at the product design stage, materials that may be recycled economically and with minimal loss should be favoured. Moreover, the use of economically critical raw materials should be reduced to mitigate future dependencies. Although pricing serves as an initial reflection of criticality, future development and decisions should further seek to include criticality analyses that integrate the dimensions of vulnerability and security of supply both from a business and national angle.

In addition to the aspect of direct material input, indirect resource flows, i.e. water and area, should be factored into product design with appropriate indicators. In this context, water and land use throughout the life cycle serve as indicative items which may not be analysed in detail due to lack of inventory data at present. In an extended analysis, the aspects of local water scarcity should be acknowledged and water-intensive processes in such regions should be avoided wherever possible. Land use should be assessed in context of the quality of the area in question. Models and criteria for this are to be developed.

¹⁸ Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishes a framework to set mandatory ecological requirements for energy-using and energy-related products.

¹⁹ Destructive use is defined as the use of raw materials particularly for energy feedstocks that destroys them for further use, e.g. as energy carriers. Dissipative use is defined as a form of use that distributes the raw materials in the technosphere in a manner that effectively prohibits recovery due to the intense effort required.

Field of action circular economy

To allow for maximum specificity and high-quality reutilisation, collection and recovery systems need to be purpose-designed and specialised where applicable. Collection efforts should range from single specific electric components to entire electric vehicles. For this purpose, a trial for the recycling system including disposal technology, disposal logistics and monitoring should be promoted.

Recycling is an important element of resource efficiency and the conservation of the environment, as it promotes the saving of primary raw materials and avoids environmental impacts associated with their supply. Moreover, the recyclability of materials is an important factor in mitigating the economically critical availability of these raw materials. The German Resource Efficiency Programme emphasises the role of the circular economy as a cornerstone of efficient and high-quality management. The recommendations stipulate the order of reuse, material use and energetic use as a last resort, only if other options for use are no longer viable [Bundesregierung, 2012].

However, recycling of all raw materials entering and exiting more and more complex production systems may not be economical, and not even favourable from an environmental point of view (energy input). Thus, it is paramount to focus the circular economy on raw materials that are prime candidates for recovery due to high environmental impacts arising during primary supply and/or pronounced criticality that recommends them for recycling.

The effort associated with a circular economy should be subject to continuous critical examination. The total energy input and environmental burdens should not exceed the input and burdens associated with production of primary raw materials. If this is the case, the material should be considered to be substituted by materials with superior recyclability. The focus should be on materials that are used in electric vehicles in relevant quantities. For steel, copper and aluminium (which are equally required for conventional vehicle manufacture), suitable recycling systems have been established. In consequence, the production in Germany already utilises more than 40% of secondary materials²⁰. Cobalt and nickel are noble metals with a high market price. This has resulted in increased recovery of these materials with a global share of secondary utilisation between 20% and 40% [UNEP, 2011].

In contrast, lithium is hardly recovered at all (<1 %) due to the fact that recovery is rendered uneconomical by the low market price. The effort to mine primary lithium is currently minor compared with recycling [Goonan, 2012; Gruber et al., 2011]. However, if future demands rise sharply or efficient recycling processes are developed, recycling could turn into a viable option for lithium.

Parallel to the political acceleration of electromobility, collection systems for single components and entire vehicles should be established. The regulations of the End of Life Vehicle Directive are insufficient in this context and designated recovery concepts for electric vehicles are required to ensure specific and high-quality recycling. The fundamental value of individual raw materials should be universally realised and novel recovery technologies should be developed where applicable. These may include methods that are no longer focused on the mass market (e.g. recovery of iron metals from used cars), but rather extend to the recovery and selection for

²⁰ In reference to the German refinery and crude steel production [DERA, 2012b].

further use of major components during dismantling or mechanical processing (e.g. copper from cables).

A dialogue centred on the keyword product responsibility should be established, thus allowing stakeholders to cooperate starting in the construction phase of electric vehicles and preparing the ground for eventual recycling. Solutions should include financial aspects, disposal technology and disposal logistics. Moreover, electric vehicle design should seek to promote simple and complete recyclability from the outset of development ('Design for recycling').

Finally, the establishment of transparent material flows is pivotal for efficient recycling. Appropriate monitoring instruments should be installed to survey re-entry and speedily correct undesirable developments.

Field of action certification of raw materials

The raw materials utilised in products are the responsibility of the state, the producers and the consumers. This principle extends to electric vehicles as well. The introduction of certification systems may be instrumental to prevent undesired developments concerning environmental and social standards.

Environmental burdens resulting from the use of certain materials are usually associated with raw material mining and subsequent processing. Due to the fact that Germany is an import country of metal and energy feedstocks, the environmental burdens arise in other countries. However, environmental and social standards in the producer countries often sharply deviate from those in Germany, and reliable monitoring of conditions is poor. Moreover, the substantial profits and the lack of transparency of cash flows often give rise to corrupt and criminal structures, in particular in the metal trade. Political endorsement of electromobility may accelerate the demand for certain raw materials. In consequence, both the state and the manufacturers are in part responsible to monitor the origin and mining structures of raw materials. To date, car manufactures pay little attention to these aspects in their supply chains [Kerkow et al., 2012]. Thus, it is vital to explore options that allow both producers and users of a product to make informed choices and actively influence the environmental and social standards along the supply chains.

Certification concepts may play an important role in this context. As a voluntary commitment, they may influence user behaviour and thus guide product choice. Examples of successful certification concepts may be found for timber (FSC, PEFC), organic food products (Bioland, Demeter), fish (MSC) and gold (Fairtrade). The disadvantage of these voluntary concepts lies in the fact that their success is entirely dependent of buyer behaviour. Moreover, a fundamental level of trust is required, the more so as the products are often more expensive.

Certification systems may also be established based on mandatory legal standards with considerably higher impact. Examples include the certification schemes for biofuels which were established in the context of the biofuels quota. According to the German Biofuels Sustainability Act, proof of an uninterrupted supply chain for the physical biofuel is required with a mass balance system. In theory, the application of this system to raw materials or raw material extraction would be possible. However, there is resistance in the political systems of the export countries and the criminal and corrupt structures discussed above. However, legal instruments may make a considerable difference in the optimisation of environmental and social standards in primary production countries. One example may be found in the 2010 US law on consumer protection

(Dodd-Frank-Act)²¹ that demands open declaration of the origins of raw materials among other things.

Legal instruments for the establishment of certification systems or the verification of supply chains by the manufacturer may strengthen the perception of stakeholder responsibility (state, manufacturers, and consumers). Voluntary commitments from manufacturers towards the establishment of certification systems or to realise their responsibility for the supply chain in other ways remain the soft option (currently under way in the clothing industry²²). Overall, existing concepts could be applied to selected raw materials that are relevant for electromobility. A fundamental dialogue on the opportunities of the realisation of certification systems should be initiated, including both general issues and a special focus on electromobility.

Field of action energy economy

The electricity supply is the most fundamental factor for the optimisation of the carbon footprint of electric vehicles. In addition to a comprehensive structural reform of the emissions trading system, the saving of greenhouse gas emissions in Germany, both in general and from the transport sector, urgently requires an expansion of renewable energy production that corresponds to the electricity demand of electric vehicles.

At present, the major share of greenhouse gas emissions across the entire life cycle of electric vehicles arises from electricity supply, assuming the use of the average German supply mix, despite the recent rise of renewable energies. The primary reason may be found in the still considerable shares of coal-fired power plants in general electricity supply (with shares currently increasing due to low CO₂ certificate pricing). If prices for CO₂ certificates remain low, it may be expected that coal-fired power stations will continue to supply the extra electricity demand caused by electric vehicles. Only high certificate prices will serve to sway this effect in favour of gas power plants. In addition to the initiated limitation of certificates, a structural reform of the emissions trading system is required. Moreover, in the period after 2020, the emissions trading system should not be corrected to balance the electricity volumes that electric vehicles contribute to the sector that is reflected in the emissions trading system.

On the contrary, for a distinctly positive carbon footprint approaching virtually CO₂ neutral mobility in the use phase, the development of renewable energies has to be further advanced. The additional demand from electric engines should be factored into the projections. The goal has to be a real energy transition in transport based on renewable energies:

- The current stipulations of the German Renewable Energies Act (*EEG*) cover at least 35% of the additional electricity demand caused by electric vehicles from renewable energy

²¹ The Act stipulates regulations for finance markets and requires publicly traded companies to disclose their raw material dealings and sources. Moreover, the use of conflict minerals that could be used to finance armed conflicts is prohibited for US companies. Examples of minerals include gold, wolfram, tin and tantalum (Sec. 1502. conflict minerals). <https://www.sec.gov/about/laws/wallstreetreform-cpa.pdf> (last access: 21.05.2014).

²² Guiding Principles on Business and Human Rights [UN Human Rights Council, 2011], OECD-Leitsätze für multinationale Unternehmen [OECD, 2011], Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict Affected and High Risk Areas [UN SC, 2009, 2010]

carriers. However, if the target is already exceeded without electric vehicles, the incentive for development of new production plants is no longer valid.

- Additional incentives for manufacturers to invest in the construction of renewable electricity plants should be created. One approach could be the extension of the system boundaries of the EU fleet targets to include energy supply.

Energy suppliers should be encouraged to introduce flexible charge tariffs parallel to the market introduction of electric vehicles, even if there is a risk that primarily fossil (medium load) power stations will be used to capacity in the medium term [IFEU, 2013]. However, long-term peak loads associated with electromobility may be alleviated this way, and the integration of fluctuating renewable energy carriers may be facilitated.

Incentives for resource-efficient and environmentally-friendly electromobility

The application of the measures identified above should be promoted with specific incentives. Future privileges of electric vehicles could be linked with criteria such as energy supply, energy efficiency and material or vehicle certification.

A resource-efficient and environmentally-friendly electromobility is not a sure-fire success. Even if the proposed development of renewable energies in the electricity mix is going to boost the carbon footprint benefits of electric vehicles, dedicated measures could further improve the situation. Moreover, additional environmental impacts and the use of resources may be reduced through prudent decisions in the fields of actions discussed above. Specific incentives for a particularly resource-efficient and environmentally-friendly electromobility are required.

In the use phase, the purchase of or investment in renewable energies could be rewarded. For vehicle users, car taxation could favourably reflect such a commitment whereas vehicle manufacturers could receive a zero credit in the framework of the fleet targets. Regulations for the public purchase or taxation of company cars could further define specific stipulations that reflect the energy efficiency of the vehicles as well as product design and/ or certification of materials used in production. In combination with such measures, the political fields of action may fully unfold their potential to best promote a resource-efficient and environmentally-friendly electromobility.

1 Einleitung

In der aktuellen klima- und energiepolitischen Diskussion spielt der Verkehrsbereich eine wichtige Rolle. So ist der Straßenverkehr zu über 90 % von fossilen Energieträgern abhängig und hat einen Anteil von etwa 20 % an den CO₂-Emissionen in Deutschland [UBA, 2010]. Elektrofahrzeuge erweitern die Bandbreite der im Straßenverkehr einsetzbaren Energieträger und ermöglichen die direkte Nutzung erneuerbarer Energien im Verkehr. Darüber hinaus sind Elektrofahrzeuge frei von Abgasemissionen und vor allem im Bereich niedriger Geschwindigkeiten bis 25 km/h deutlich leiser als Verbrennungsfahrzeuge [UBA, 2013]. Sie können damit einen Beitrag zur Verbesserung der Luft- und Lebensqualität in Ballungsräumen leisten. Die Bundesregierung hat sich daher das Ziel gesetzt, bis zum Jahr 2020 1 Million Elektrofahrzeuge auf Deutschlands Straßen zu bringen. Dabei wird eine Vielfalt von Fahrzeugen weiterentwickelt: Reine Batteriefahrzeuge sowie Mischkonzepte mit konventionellem Verbrennungsmotor und Elektroantrieb, die herkömmliche Fahrzeuge ohne Änderung des Nutzungsverhaltens ersetzen können.

Zur Bewertung der Umweltwirkungen der verschiedenen Konzepte sind Analysen notwendig, die den gesamten Lebensweg eines Fahrzeugs betrachten. Für die Umweltbewertung hat sich hier seit den 1980er Jahren das Instrument der Ökobilanz etabliert. Eine Ökobilanz (englisch Life Cycle Assessment, LCA) stellt eine wichtige Methode zur Beschreibung und Bestimmung der Umweltlasten von Systemen dar und ist bisher das einzige weltweit in einer ISO-Norm standardisierte Instrument der Umweltbewertung.

Die entscheidende Stärke der LCA liegt darin, dass sämtliche Stationen des Produktlebenswegs berücksichtigt werden. Würde nur ein einzelner Prozessschritt oder auch nur ein Ausschnitt aus dem Lebensweg eines Produktes betrachtet (z.B. nur die Nutzungsphase eines Fahrzeugs), kann dies zu erheblichen Fehleinschätzungen hinsichtlich der Umweltwirkungen führen, die z.B. durch Bereitstellung der Dienstleistung Mobilität ausgelöst werden.

In der vorliegenden Studie wird stellvertretend für die Vielfalt der am Markt vertretenen Fahrzeugmodelle ein Pkw der Kompaktklasse mit verschiedenen elektrischen Antriebskonzepten betrachtet. Methodik, Datengrundlage und Ergebnisse wurden dabei im Laufe des Projektes in zwei Projektworkshops und verschiedenen bilateralen Expertengesprächen diskutiert und abgestimmt²³. Die Umweltbilanz fokussiert auf die Emission umweltschädlicher Substanzen und berücksichtigt dabei auch Indikatoren für Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Grundsätzliche Ergebnistendenzen frühere IFEU-Umweltbilanzen (z.B. [IFEU, 2011a, 2013]) konnten dabei bestätigt und wichtige Aspekte vertieft werden, z.B.

- der Einfluss von Fahrzeugnutzung und Batterieeigenschaften in der Nutzungsphase
- sowie der Einfluss verschiedener Zelltypen und ihres Recyclings auf die Umweltbilanz.

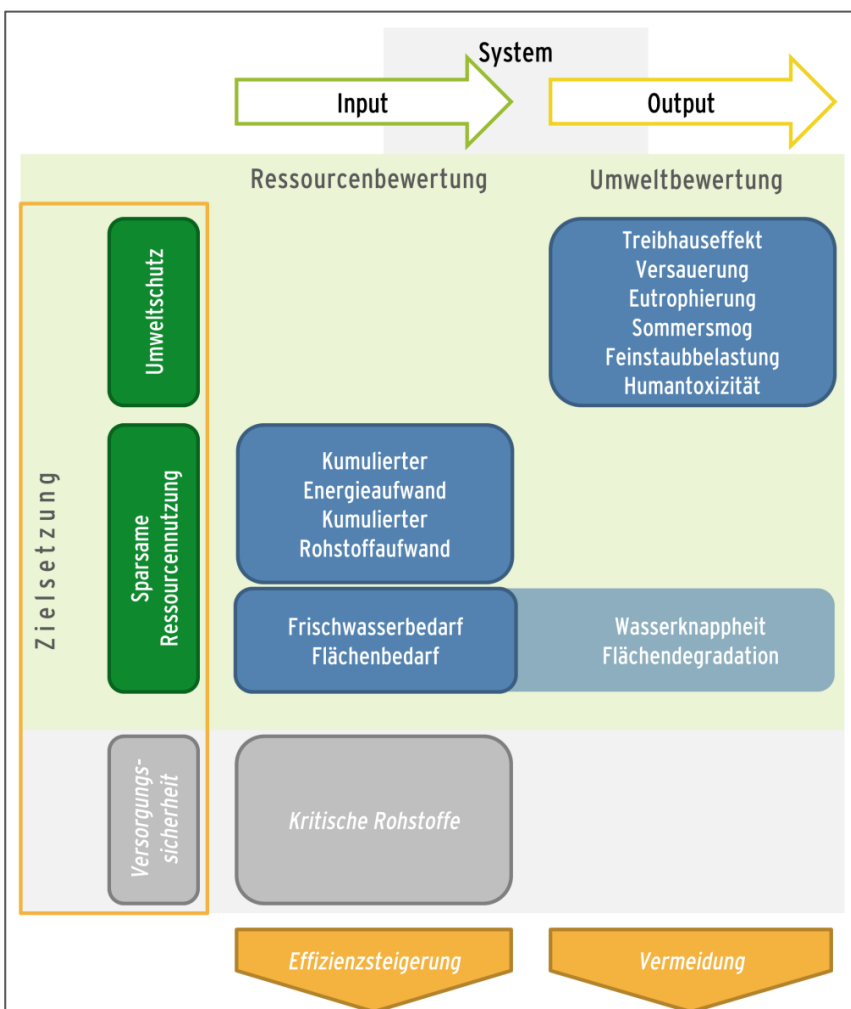
Wichtiges Anliegen dieser Studie ist es jedoch auch, den methodischen Blick über die bisherige emissionsbezogene Umweltbilanz hinaus stärker auf eine Gesamtbetrachtung von input-bezogenen Ressourcenaspekten zu erweitern (siehe Abbildung 1). Diese Erweiterung ermöglicht es, neben dem Umweltschutz im Sinne einer Vermeidung schädlicher Umweltwirkungen auch die Effizienzsteigerung im Umgang mit natürlichen Ressourcen besser zu berücksichtigen.

²³ Siehe hierzu Tabelle 30 und Tabelle 31.

Der Aspekt der Ressourceneffizienz bzw. des schonenden Umgangs mit natürlichen Ressourcen ist sowohl auf EU-Ebene als auch in Deutschland auf die politische Agenda gerückt. Entsprechende Strategiepapiere setzen den Rahmen, der sowohl Umweltbelange enthält, aber auch deutlich darüber hinausgeht. Diese Ressourcenbetrachtung ist damit als Ergänzung zur Umweltbetrachtung zu sehen, da sie neben Nachhaltigkeitszielen auch wirtschaftspolitische Zielsetzungen der Versorgungssicherheit enthält (siehe Abbildung 5) - im Gegensatz zu den rein ökologischen Zielsetzungen der Umweltbewertung.

Die zentralen Ergebnisse der Umwelt- und Ressourcenbewertung werden in der Studie zunächst getrennt dargestellt und dann in politische Handlungsfelder zur Verbesserung des Umweltschutzes und der Ressourcennutzung bei der Entwicklung der Elektromobilität zusammengeführt.

Abbildung 5: Einordnung der Bewertungsansätze dieser Studie



Zunächst gibt Kapitel 2 einen ausführlichen Überblick über die methodische Vorgehensweise in der Umwelt- und Ressourcenbetrachtung. In Kapitel 3 werden die betrachteten Fahrzeugkonzepte und Szenarien für die weitere Analyse entwickelt. Kapitel 4 und 5 stellen als Kern der Analyse die Ergebnisse der Umweltbetrachtung und anschließend der Ressourcenbetrachtung vor. Abschließend erfolgt die Ergebniszusammenschau beider Bewertungsansätze in Kapitel 6. Aus den Erkenntnissen der Studie ergeben sich konkrete politische Handlungsempfehlungen, die in Kapitel 7 zusammengeführt sind.

2 Zielsetzung und Vorgehensweise

2.1 Zielsetzung der Untersuchung und betrachtete Antriebskonzepte

Verschiedene Untersuchungen zur Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen sind bereits verfügbar (z.B. [Hawkins et al., 2013; Held, 2011; Notter et al., 2010; Oeko-Institut, 2011; VW, 2014]). Auch das IFEU hat bereits einige umfassende Studien erstellt [IFEU, 2011a, 2013], deren Fokus allerdings die Klimagasbilanz von Elektrofahrzeugen war. Weitere Umweltwirkungskategorien und Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit konnten in diesen Studien nur am Rande diskutiert werden. Ziel dieser Studie ist daher die Weiterentwicklung der Bewertung von Elektrofahrzeugen, insbesondere der Einbezug von Ressourcenaspekten in die Gesamtbewertung, sowie die vertiefte Analyse der Bewertung hinsichtlich besonders relevanter Einflussfaktoren. Damit soll eine ressourcenschonende und umweltentlastende Politik unterstützt werden.

Dabei wird nun gegenüber Vorgängeruntersuchungen des IFEU [IFEU, 2011a, 2013] zusätzlich der Einfluss von Fahrzeugnutzung und Batteriedegradation auf die Nutzungsphase sowie der Einfluss verschiedener Zellchemien und ihres Recyclings auf die Herstellungsbilanz detailliert untersucht. Die zentrale Fragestellung dabei ist: Welche Auswirkungen auf Umwelt, menschliche Gesundheit und Ressourcen sind mit verschiedenen Antriebskonzepten und Technologieoptionen unter verschiedenen Rahmenbedingungen über den gesamten Lebensweg verbunden und welche Entwicklungspfade sind aus Umwelt- und Ressourcenschutzsicht günstig?

Im Fokus der Betrachtung stehen dabei zunächst die über die eingesetzten Energieträger abgegrenzten Antriebskonzepte (siehe Tabelle 1), weshalb die Bilanzen sich auf ein definiertes Referenzfahrzeug beziehen. Die Antriebskonzepte und jeweils verschiedenen Technologieoptionen werden anschließend im Sinne einer Vergleichbarkeit für das sonst gleiche Referenzfahrzeug untersucht. Die Technologieoptionen fokussieren dabei auf die mit den Antriebskonzepten in direktem Zusammenhang stehenden (und ressourcenrelevanten) Bauteile, insbesondere die Batterie spielt hier eine wichtige Rolle. Zentral ist dabei die Gegenüberstellung der Auswirkungen verschiedener Technologiepfade auf die einzelnen Lebenswegabschnitte. Zur vertieften Analyse der Stärken und Schwächen verschiedener Konzepte werden zusätzlich nutzungs- und nutzerabhängige Rahmenbedingungen wie Fahrmuster und Fahrleistung, klimatische Bedingungen und Ladestrategien variiert und das Recycling verschiedener Zelltypen untersucht.

Tabelle 1: Antriebskonzepte differenziert nach Energiequelle

Energiequelle	Motor	Bemerkungen
Kraftstoff*	Verbrennungsmotor (ICEV)	inklusive mild- und vollhybridisierte Antriebsstränge
Kraftstoff* + Strom	Verbrennungsmotor + Elektromotor (PHEV/REEV)	Variation von Batteriegrößen, Motorleistungen, Betriebsweise etc. (PHEV und Range Extender)
Strom	Elektromotor (BEV)	rein elektrischer Betrieb
*Otto-/Dieselkraftstoff (fossil + Bio)		

Die Diskussion der Ergebnisse ist dabei Grundlage zur Identifizierung zentraler politischer Handlungsfelder. Zusätzlich wird ein Vergleich der unterschiedlichen Bewertungsansätze durchgeführt um gleichgelagerte Bewertungen und Bewertungen mit Zielkonflikten zu identifizieren. Damit soll auch die zukünftige methodische Diskussion um die ganzheitliche Bewertung von Elektrofahrzeugen verbessert werden.

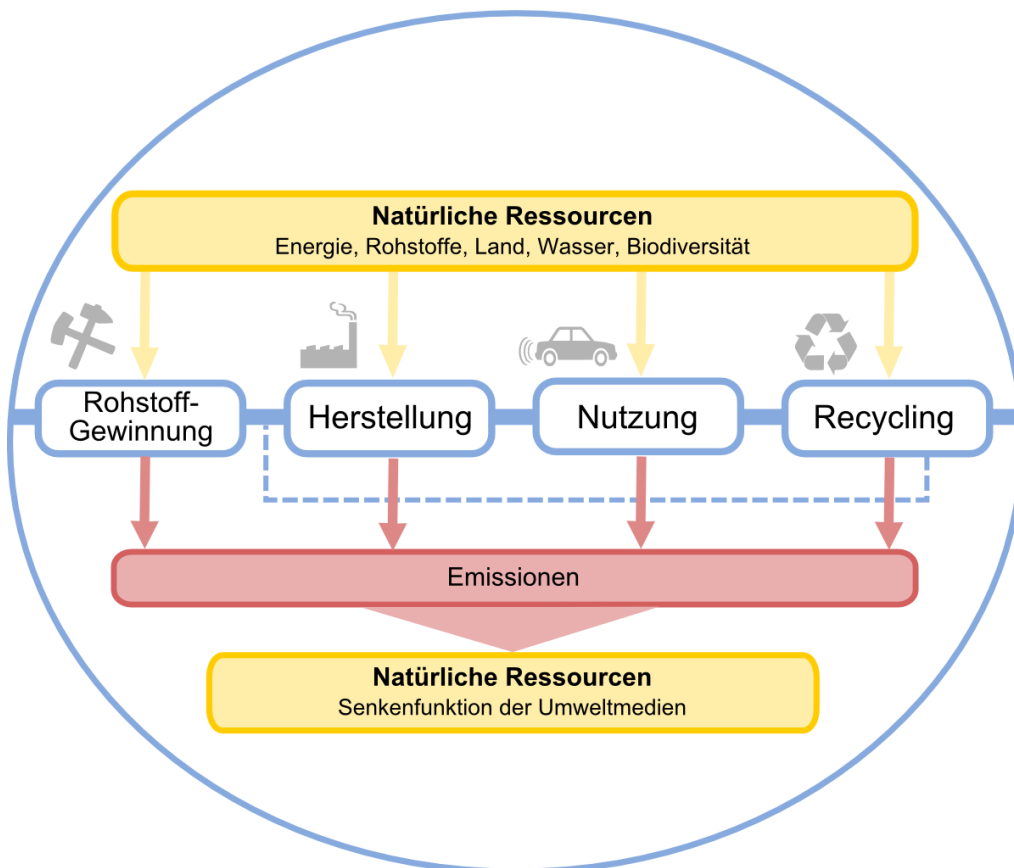
2.2 System und Systemgrenzen

Das betrachtete Gesamtsystem umfasst die Herstellung, Nutzenphase und Entsorgung (ggf. mit Recycling wichtiger Komponenten) eines Referenzfahrzeuges mit unterschiedlichen Antriebskonzepten. Die Funktion der Vergleichssysteme liegt in der Dienstleistung Mobilität, ausgedrückt über gefahrene Kilometer. Diese Funktion kann grundsätzlich von allen möglichen Fahrzeug- und Antriebsarten erfüllt werden. Mit dem gewählten Referenzfahrzeug erfolgt hier die Einschränkung auf eine bestimmten Fahrzeugkategorie die es erlaubt, den Fokus des Systemvergleichs auf die verschiedenen Antriebstechnologien zu legen, ohne dass diese noch von weiteren Variablen überlagert werden.

Dennoch gilt für das Referenzfahrzeug, dass trotz des gleichen Fahrzeugumpfes der gewählten Kompaktklasse die Fahrzeuge aufgrund ihrer unterschiedlichen Antriebskonzepte nicht vollständig gleich sind und auch nicht sein können, z.B. hinsichtlich Merkmalen wie Beschleunigung oder Gewicht: So ermöglicht der elektrische Antrieb ein anderes Fahrverhalten gegenüber konventionellen Fahrzeugen mit Verbrennungskraftmotor (z.B. höheres Anfahrtdrehmoment). Auf der anderen Seite haben die Plug-In Hybride durch den doppelten Antriebsstrang und die Batterie ein deutlich höheres Gewicht.

Zur Berücksichtigung dessen und zur Einschränkung der Funktion auf ein zumindest weitgehend vergleichbares Fahrzeug wird die funktionelle Einheit definiert als „ein mit dem Referenzfahrzeug gefahrener Kilometer“. Der geographische Bezugsrahmen dabei ist Deutschland, wobei im Rahmen der Sensitivitätsanalyse auch andere Länder in Betracht gezogen werden.

Abbildung 6: Schematische Darstellung des in der Gesamtbilanz betrachteten Lebenswegs



Die Umweltbilanzen folgen dem ökobilanziellen Ansatz²⁴, bei dem der gesamte Lebensweg verschiedener Fahrzeugkonzepte betrachtet wird. Dabei werden alle relevanten Phasen des Lebensweges von Elektrofahrzeugen und den jeweiligen Vergleichsfahrzeugen berücksichtigt (siehe Abbildung 6):

- Zur Herstellung von Fahrzeugen und Batterien wurden detaillierte Informationen zum Materialeinsatz für die Fahrzeuge sowie den mit der Produktion zusammenhängendem Energie- und Transportaufwand verwendet. Zusätzlich wurde die Entsorgung der Fahrzeuge bzw. das Recycling wichtiger Materialien berücksichtigt. Dabei wurden auch verschiedene gängige Batterietypen untersucht.
- Der Energieverbrauch der Fahrzeuge in der Nutzungsphase basiert im Wesentlichen auf Modellierungen unter Berücksichtigung der zentralen Fahrzeugparameter wie z.B. dem u.a. von der Batteriegröße abhängigen Fahrzeuggewicht.
- Für die Strombereitstellung ist eine Vielzahl von Kraftwerkstypen definiert. Damit wurden verschiedene Kraftwerksparks mit unterschiedlichen Eigenschaften abgebildet. Bei den Kraftstoffen wurden neben fossilen Kraftstoffen auch Biokraftstoffe als Beimischung berücksichtigt.

Die Umweltwirkungen zur Errichtung der Infrastruktur zur Fahrzeugherstellung, -entsorgung bzw. Energiebereitstellung wird aufgrund der untergeordneten Bedeutung im Gesamtlebensweg in der Regel nicht bilanziert, einzige Ausnahme bilden Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms aufgrund der dann höheren Relevanz. Außerdem wird die Infrastruktur im Sinne der Verkehrswege nicht berücksichtigt, was in dieser vergleichenden Studie auch nicht nötig ist, da alle Fahrzeugkonzepte die gleiche Infrastruktur nutzen. Einen Überblick über die berücksichtigten Lebenswegabschnitte der drei Antriebskonzepte zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Berücksichtigte Lebenswegabschnitte der Antriebskonzepte

ICEV	PHEV	BEV
Herstellung des Rumpffahrzeugs (Karosserie, Fahrwerk, Türen, Glasscheiben, Stoßfänger, Reifen, Innenraum grundsätzlich bei allen drei Konzepten gleich, Gewichtsabweichungen durch erforderliche Verstärkungen o.ä.)		
- Herstellung Verbrennungskraftmotor (VKM) - Herstellung Zusatzbauteile Otto-/ Diesel-Pkw	- Herstellung VKM - Herstellung Elektromotor - Herstellung Batterie - Herstellung Zusatzbauteile PHEV/RE	- Herstellung Elektromotor - Herstellung Batterie - Herstellung Zusatzbauteile BEV
- Wartung und Entsorgung des Fahrzeugs und seiner Komponenten		
Nutzung des Referenzfahrzeugs in Abhängigkeit des Verbrauchs pro funktioneller Einheit		
- Kraftstoff: Bundesmix an Benzin-, Diesel-, Bioethanol, Biodiesel bzw. handelsüblichen Mischungen daraus	- Kraftstoff: Bundesmix an Benzin-, Diesel-, Bioethanol, Biodiesel bzw. handelsüblichen Mischungen - Elektrische Energie: variabel einstellbar aus konventionellen und erneuerbaren Energiequellen, im Standardfall Strommix Deutschland	- Elektrische Energie: variabel einstellbar aus konventionellen und erneuerbaren Energiequellen, im Standardfall Strommix Deutschland

²⁴ Es handelt sich dabei jedoch nicht um eine normkonforme Ökobilanzen nach ISO 14040/14044.

2.3 Umwelt- und Ressourcengesichtspunkte - Grundlagen und Auswertungsmethoden

2.3.1 Grundlagen der Umweltbilanzierung

Für die Umweltbewertung hat sich seit den 1980er Jahren das Instrument der Ökobilanz etabliert. Eine Ökobilanz ist dabei vor allem eine Methode, die in die Lage versetzt, Systeme zu beschreiben und die Umweltbelastungen von Systemen zu bestimmen. Die Ökobilanz ist das erste und bisher einzige Instrument der Umweltbewertung, das weltweit in einer ISO-Norm standardisiert wurde. Nach DIN/EN/ISO 14040 dient die Ökobilanz der Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems bzw. einer Dienstleistung im Verlauf seines Lebensweges.

Der Ursprungsgedanke der standardisierten Norm für Ökobilanzen galt der Betrachtung von vollständigen Produktlebenswegen beginnend bei der Herstellung eines Produktes über dessen Nutzungsphase bis hin zur letztendlichen Entsorgung nach der Gebrauchsphase. Dieser ganzheitliche Ansatz, den vollständigen Lebensweg eines Produktes zu bewerten, ist auch Namensgeber der englischen Bezeichnung für Ökobilanzen = "Life Cycle Assessment (LCA)".

Der entscheidende Vorteil der LCA liegt darin, dass ein umfassender Fokus gewählt wird. Würde nur ein einzelner Prozessschritt oder auch nur ein Ausschnitt aus dem Lebensweg eines Produktes betrachtet, könnte dies zu erheblichen Fehleinschätzungen hinsichtlich der Umweltwirkungen führen, die durch dieses Produkt oder wie hier durch die Bereitstellung der Dienstleistung Mobilität ausgelöst werden.

In der Umweltbewertung dieser Studie stehen vor allem die entstehenden Emissionen als Umweltwirkungen im Vordergrund. Hier tragen die Treibhausgasemissionen, insbesondere Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Distickstoffmonoxid (N₂O, auch Lachgas genannt) zum globalen Treibhauseffekt bei und schädigen dadurch indirekt Mensch und Natur. Zudem werden auch zahlreiche Substanzen mit direkten negativen Wirkungen auf die Natur und die menschliche Gesundheit emittiert. Wichtige Emissionen insbesondere im Zusammenhang mit der Nutzungsphase sind dabei die Luftschadstoffe Partikel (Feinstaub, PM), Stickstoffdioxid (NO₂, bzw. zusammen mit Stickstoffmonoxid (NO) auch als NO_x geführt), Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (HC) und Schwefeldioxid (SO₂).

Die Substanzen sind für unterschiedliche - teilweise aber sich überschneidende - Wirkungen verantwortlich. Um diese Wirkungen bewerten zu können, werden in Ökobilanzen so weit möglich „Umweltwirkungskategorien“ verwendet. Dabei werden die einzelnen Schadstoffe über Charakterisierungsfaktoren zu einem einzigen sogenannten Wirkungsindikator aggregiert (siehe Tabelle 7). In manchen Fällen ist es derzeit nicht möglich alle relevanten Schadstoffe (Sachbilanzparameter) zu einer gemeinsamen Wirkung zusammenzufassen. So beispielweise hinsichtlich humantoxisch wirkender Substanzen. Aktuell diskutiert wird eine Methode nach USEtox, die jedoch nur die toxischen Potenziale von Chemikalien zusammenfasst (s.u.). Die im gegebenen Zusammenhang ebenfalls relevanten Feinstaubemissionen sind darin nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund werden Feinstaubemissionen in dieser Studie als Sachbilanzparameter separat ausgewertet. Tabelle 3 listet die für diese Studie als relevant erachteten Wirkungskategorien und Sachbilanzparameter auf.

Tabelle 3: Liste der betrachteten Wirkungskategorien der Umweltbewertung

Umweltbewertung: Output-bezogene Wirkungskategorien			
Wirkungskategorie	Wirkungsindikator	Sachbilanzparameter*	Gewichtungsfaktor
Treibhauseffekt (Klimawandel)	CO ₂ -Äquivalente [IPCC 2007]	CO ₂ fossil	1
		CH ₄ regenerativ	25
		CH ₄ fossil	27,75
		N ₂ O	298
Versauerung	SO ₂ -Äquivalente [Hausschild + Wenzel 1998] in [CML 2007]	SO ₂	1
		NO _x	0,7
		NH ₃	1,88
		HCl	0,88
		HF	1,6
Eutrophierung	PO ₄ ⁻ -Äquivalente [Heijungs et al. 1992] in [CML 2007]	NO _x	0,13
		N ₂ O	0,27
		NH ₃	0,35
Sommersmog	C ₂ H ₄ -Äquivalente [Jenkin+Hayman 1999, Derwent et al. 1998] in [CML 2007]	C ₂ H ₄	1
		CH ₄	0,006
		Benzol	0,218
		Formaldehyd	0,519
		Kohlenmonoxid	0,027
Ozon	CFC-11 Äquivalente [WMO 1999] in [CML 2004]	CCl ₃ F (CFC-11)	1
		CCl ₄ (TCM)	1,2
		CBrF ₃ (Halon 1301)	12
		CBrClF ₂ (Halon 1211)	5,1
Feinstaub	Summe Partikel in kg	PM10, PM2,5	1
Humantoxizität	Humantoxizitätspotential (HTP) in CTU _n (comparative toxic unit for human health)	ca. 1.200 Einzelsubstanzen	

* Die Liste der Sachbilanzparameter ist nur eine Auswahl von betrachteten Substanzen. Eine vollständige Liste zu den einzelnen Wirkungskategorien befindet sich in [Klöpffer / Grahl, 2009].

Üblicherweise wird im Rahmen von Ökobilanzen darüber hinaus auch der Sachbilanzparameter kumulierter Energieaufwand (KEA) ausgewertet. Da der KEA als Indikator für die Inanspruchnahme von Energieressourcen dient, erfolgt in dieser Studie dessen Auswertung im Rahmen der Ressourcenbewertung. Umgekehrt erfolgt im Rahmen der Ressourcenbewertung keine weitere Auswertung der Inanspruchnahme der Ressourcen Luft und Wasser in ihrer Funktion als Senke (Fähigkeit Emissionen aufzunehmen), da diese durch die Umweltbilanzierung abgedeckt ist. Es wird dort lediglich auf die Umweltbilanzierung verwiesen.

Zur umfassenden Bilanzierung in verschiedenen Szenarien wurde vom IFEU das Ökobilanzmodell eLCAR (Electric Car LCA) aufgebaut. Die Modellierung wurde mit der Software UMBERTO® durchgeführt, die vom Hamburger Institut für Umweltinformatik (ifu) entwickelt wurde. Mit

UMBERTO® ist es möglich, komplexe Stoff- und Energieströme nachzuvollziehen und dabei sämtliche relevanten Parameter zu variieren. Die Datengrundlage für Prozesse bildet in der Regel die Datenbank Ecoinvent [Ecoinvent, 2008], die vom Swiss Center for Life Cycle Assessment betreut wird.

2.3.1.1 Wirkungskategorien der Umweltbewertung

Der Treibhauseffekt steht für die negative Umweltwirkung der anthropogen verursachten Erwärmung der Erdatmosphäre durch Treibhausgasemissionen. Die Berechnung des Treibhauseffekts richtet sich nach den aktuellen Vorgaben des Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC, 2007] und erfolgt über das Treibhausgaspotential (Global Warming Potential; GWP) der klimawirksamen Gase mit einem Zeitbezug von 100 Jahren. Dabei wird die Treibhauswirkung der klimawirksamen Gase in die dem fossilen Kohlendioxid äquivalente Wirkung umgerechnet und als CO₂-Äquivalente angegeben. Biogene Kohlendioxidemissionen werden per Konvention des IPCC *nicht* dem Treibhauseffekt zugerechnet. Die zeitweilige Bindung des CO₂ in Pflanzen (Entzug aus der Atmosphäre und Wiederfreisetzung durch z.B. Verbrennung als Biokraftstoff) findet aufgrund der langen Integrationszeiträume beim Treibhauseffekt keine Berücksichtigung. Über die Vorgaben des IPCC hinaus wird für Methan der fossile oder biogene Ursprung berücksichtigt. Methan wird in der Atmosphäre innerhalb etwa 15 Jahren zu CO₂ umgewandelt. Bei gegebenem Zeithorizont von 100 Jahren ist für Methan fossilen Ursprungs auch das daraus resultierende weitere klimawirksame Potenzial zu berücksichtigen. Rechnerisch ergibt sich dieses Wirkpotenzial durch den Faktor der stöchiometrischen Umwandlung von Methan zu CO₂. Damit beträgt der Charakterisierungsfaktor für fossiles Methan $25 + 2,75 = 27,75$ (s. Tabelle 7).

Versauerung bedeutet eine Absenkung des pH-Wertes und kann sowohl ein natürlicher Prozess sein, als auch durch menschliche Aktivitäten verursacht oder beschleunigt werden. Verantwortlich sind dann die Emissionen säurebildender Substanzen wie Salzsäure, Schwefeloxide, Schwefelwasserstoffe, Stickoxide und Ammoniak. Die Versauerung kann sowohl in Gewässern als auch in Böden (saurer Regen) auftreten und schränkt, auch durch Folgewirkungen wie Nährstoffmangel durch Auswaschung, u.a. das Pflanzenwachstum ein bzw. mindert landwirtschaftliche Erträge. Ebenfalls kann durch die allmähliche Bodenversauerung eine Auswaschung von Schwermetallen ins Grundwasser erfolgen, wodurch ein weitergehendes Risiko für die menschliche Gesundheit und für Ökosysteme besteht. Um die Versauerungswirkung der unterschiedlichen Substanzen für einen Prozess zusammenzufassen, werden sie über Charakterisierungsfaktoren in die dem Schwefeldioxid äquivalente Wirkung umgerechnet und als SO₂-Äquivalente angegeben.

Eutrophierung steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß. Verantwortlich für die hier betrachtete terrestrische Eutrophierung (Überdüngung von Böden) sind die Luftschadstoffe Stickoxide und Ammoniak durch den in ihnen gebundenen Stickstoff. Eine solche Überdüngung bzw. Überernährung von Pflanzen hat zunächst eine erhöhte Produktivität zur Folge, daneben aber auch eine Ausbreitung von stickstoffliebenden Pflanzen, was in der Konsequenz zu einem Verlust biologischer Vielfalt führt. Nach Eintreten einer Stickstoff-Sättigung folgt im Weiteren eine Auswaschung in Form von Nitrat oder eine Re-Emission in die Atmosphäre als Lachgas, da ein Mineralboden unverwerteten mineralisch gebundenen Stickstoff nicht speichern kann. Um die Eutrophierungswirkung der unterschiedlichen Substanzen für einen Prozess zusammenzufassen, werden Phosphat-Äquivalente (PO₄³⁻-Äquivalente) verwendet.

Mit Sommersmog wird eine hohe Konzentration bodennahen Ozons bezeichnet. Ozon ist ein schädliches Spurengas, das zu Vegetations- und Materialschäden führt sowie Gesundheitsbeschwerden hervorruft. Die Ozonbildung erfolgt unter Einwirkung von UV-Strahlung mit Reaktionsbeteiligung von Kohlenwasserstoffen und Stickstoffdioxid. Stickstoffmonoxid führt umgekehrt durch luftchemische Reaktion zu einem Abbau des Ozons. Die Umweltwirkungskategorie Sommersmog wird als POCP (Photochemical Ozone Creation Potential = Photooxidantienbildung) angegeben. Berücksichtigt ist darin das Ozonbildungspotenzial der Kohlenwasserstoffe. Zwar wurden mit [CML, 2004] auch Bewertungsfaktoren für NO_2 und NO eingeführt (letzteres mit negativem Vorzeichen für Abbau), jedoch erlaubt die Datenlage i.d.R. keine synchrone, konsequente Unterscheidung nach NO_2 und NO , üblicherweise werden die Emissionen als NO_x angegeben, denen nach [CML, 2004, 2007] kein Bewertungsfaktor zugeordnet ist. Eine Abschätzung der NO_2 - und NO -Anteile für alle Prozesse im Gesamtsystem wäre rein willkürlich, hätte aber, durch die nach [CML, 2004] definierte abbauende Wirkung von NO , einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis. Entsprechend repräsentiert das in dieser Studie berechnete POCP allein den Beitrag der flüchtigen Kohlenwasserstoffe. Berücksichtigt werden dabei nach [CML, 2004, 2007] ausschließlich Einzelparameter mit dem weiteren Nachteil, dass für diese kaum Daten vorliegen. Aus den genannten Gründen ist die Berechnung des POCP mit großen Unsicherheiten behaftet und die Ergebnisse für die Wirkungskategorie Sommersmog sind nur sehr bedingt belastbar. Angegeben wird das POCP der Einzelparameter als Summe der äquivalenten Wirkung des Referenzstoffes Ethen (C_2H_4) in C_2H_4 -Äquivalenten.

2.3.1.2 Indikatoren der Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Die Feinstaubbelastung wird als zusätzlicher Indikator (Sachbilanzparameter) für negative Wirkungen auf die menschliche Gesundheit herangezogen. Eine Reihe von internationalen Studien zeigt, dass eine Erhöhung der Feinstaubkonzentration mit einer starken Erhöhung der Sterblichkeit infolge von Atemwegs- und Herzkreislauferkrankungen einhergeht. Studien international anerkannter Organisationen haben auch ein hohes Mortalitätsrisiko durch Feinstäube bestätigt [IIASA, 2005]. Feinstaub bezeichnet in dieser Untersuchung Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer (μm) und wird daher auch als PM_{10} (Particulate Matter < 10 μm) ausgewiesen. Betrachtet werden nur direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen, nicht aber solche durch Abrieb und Aufwirbelung. Die Feinstaubbelastung wird durch Summierung der PM_{10} -Emissionen ermittelt.

Die Methode USEtox (UNEP-SETAC-toxicity-model) repräsentiert den aktuellen wissenschaftlichen Konsens von LCA-Methodenentwicklern und verbindet Elemente aus verschiedenen Modellen (CML, ReCiPe, Impact 2002+). Es bleiben weiterhin Nachteile und kritische Aspekte hinsichtlich der Aussagekraft, allerdings wird sich USEtox als Methode in der Ökobilanzierung voraussichtlich etablieren und wird deswegen in dieser Studie hinsichtlich des Humantoxizitätspotenzials (HTP) ausgewertet. Grundsätzlich gilt, dass sich die Auswirkungen toxischer Emissionen auf die Schutzgüter Mensch und Ökosystem bislang nicht über Summenindikatoren für die primäre Wirkung abbilden lassen. Für die Humantoxizität ist dies darauf zurückzuführen, dass der Wirkung unterschiedlicher Substanzen auf den menschlichen Organismus kein einheitlicher Wirkungsmechanismus zu Grunde liegt. Die Methode USEtox leitet Charakterisierungsfaktoren auf Basis eines Fate-Modells verknüpft mit toxikologischen Daten ab. Bezüglich Humantoxizität werden so ca. 1200 Charakterisierungsfaktoren angeboten.

Schwächen der USEtox-Methode liegen darin, dass sie sich ausschließlich auf nicht dissoziierende und nicht amphiphile organische Chemikalien bezieht (keine Metalle, keine anorganischen Stoffe), dass das Fate-Modell recht grob gegliedert ist, keine Sedimente berücksichtigt und auch

nicht bestimmte Expositionssituationen (Rückstände von Pflanzenschutzmitteln etc. auf Nahrungsmitteln, direkter Stoffkontakt, Hauteinwirkungen) und dass die Datenlage für den gewählten Bezugswert zur Ordnung der Toxizität insbesondere für nicht-kanzerogene Stoffe unzureichend ist²⁵. Konkret wird das Humantoxizitätspotenzial berechnet als Produkt der virtuellen Masse einer Substanz, die von der menschlichen Population aufgenommen wird (Fate-Modell) und dem Bezugswert der Toxizität der Substanz (ED100 abgeleitet vom ED50, interpretiert als Dosis bei der bei 100% der Exponierten eine Krankheitswahrscheinlichkeit gegeben ist). In Summe über alle Substanzen ergibt sich das HTP des betrachteten Systems, ausgedrückt in der Einheit Comparative Toxic Unit for Human Health (CTUh). Die Einheit „Krankheitsfälle pro kg emittierter Substanz“ sollte nicht verwendet werden, da sonst das HTP als toxikologische Risikoabschätzung missverstanden werden könnte. Das ist aber nicht der Fall und auch nicht der Anspruch von USEtox, das HTP soll lediglich ermöglichen die toxikologische Relevanz (Toxizitätspotenzial) von Schadstoffen zueinander zu ordnen und aggregierbar zu machen.

Die Datenlage für die genannten Wirkungskategorien ist unterschiedlich: Treibhausgasemissionen können mit hoher Zuverlässigkeit bilanziert werden. Dagegen ist die Datenlage für den Sommersmog und das Humantoxizitätspotenzial (HTP nach USEtox) sehr uneinheitlich ausgeprägt. Manche Parameter können vergleichsweise gut dokumentiert sein, andere gar nicht. Das Ergebnis der Aggregation kann aufgrund der Datenlücken zu gravierenden Fehleinschätzungen führen. Bei beiden Wirkungskategorien kommt hinzu, dass sie die Wirkung nur unzureichend abbilden. Das Ozonbildungspotenzial ist selbst bei möglicher Einbeziehung der Bewertungsfaktoren für NO₂ und NO nicht in der Lage den zeitlichen und örtlichen Zusammenhang, der für eine Reaktion gegeben sein muss, abzubilden. Das Humantoxizitätspotenzial nach USEtox kann keine Aussagen über ein Gefährdungspotenzial machen und vernachlässigt mit Schwermetallen und anorganischen Schadstoffen wesentliche toxische Parameter. Für beide Wirkungskategorien gilt aufgrund der hohen Datenunsicherheit und der fraglichen Aussagefähigkeit, dass die Ergebnisse nur sehr bedingt belastbar sind.

Für alle Indikatoren gilt, dass sie keine Voraussagen über die letztendliche Schädigung von Ökosystemen machen. So ist der Treibhauseffekt charakterisiert durch CO₂-Äquivalente, dadurch werden aber keine Aussagen über den tatsächlichen Klimawandel oder Temperaturänderungen gemacht.

Nicht berücksichtigt in dieser Studie wurde eine Wirkungsabschätzung für Ionisierende Strahlung. Dies wäre eigentlich angemessen vor dem Hintergrund, dass bestimmte für eine Elektrifizierung des Verkehrs bedeutende Metalle im Verbund mit Uran abgebaut werden, wie dies z.B. für Neodym der Fall ist. Allerdings besteht für Bewertungsmethoden in diesem Bereich bislang kein wissenschaftlicher Konsens und bestehende Modelle (CML 2002, JRC-ILCD, ReCiPe 2008, GPPS 2011, Impact 2002+) sind mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Bislang adressieren die zur Ionisierenden Strahlung vorgeschlagenen Charakterisierungsfaktoren nur das Schutzgut menschliche Gesundheit. Die Integrationszeiträume werden unterschiedlich zwischen 100 und 100.000 Jahren gewählt. Die Wahl ist dabei willkürlich. Je größer der Integrationszeitraum, desto stärker werden die Wirkungen von Stoffen bewertet, die lange in der Biosphäre verbleiben. Bei Wahl eines extrem langen Integrationszeitraums werden kleinste individuelle Strah-

25 Verwendet wird der ED50-Wert (estimated life-time dose), der definiert ist als abgeschätzte Lebenszeitdosis für Menschen, bei der durch lebenslange inhalierende oder orale Aufnahme eine Zunahme der Krankheitswahrscheinlichkeit von 50% besteht (in kg/Person/Lebensdauer).

lenexpositionen aufsummiert. Dieses Vorgehen ist unter Strahlenschutzfachleuten umstritten. Auch finden die Auswirkungen durch Unfälle in Ökobilanzen im Allgemeinen keine Berücksichtigung. Diese sind aber im Kernenergiesektor gegenüber dem Regelbetrieb eines Kernkraftwerkes immens größer als bei anderen Wirkungskategorien. Der Ausschluss von Unfällen vermittelt hier ein verharmlosendes Bild, da z.B. bei der Strombereitstellung aus dem Kernenergiesektor ein ganz wesentlicher Teil der potentiellen Umweltwirkungen entfällt. Generell gilt für alle bekannten Methoden, dass Daten für die Vielzahl an Stoffen mit ionisierender Strahlung kaum für Prozesse umfassend abgebildet sind. Aufgrund der dadurch gegebenen erheblichen Datenasymmetrien ist eine Wirkungsabschätzung für Ionisierende Strahlung zurzeit nur schwer und begrenzt möglich und wird in dieser Studie nicht vorgenommen.

2.3.2 Grundlagen der Ressourcenbewertung

Im Gegensatz zur Umweltbewertung ist die Bewertung der Ressourcen als eigenständiges Bewertungsinstrumentarium noch im Entstehen begriffen, weshalb im Folgenden der methodische Diskussionsstand ausführlicher dargelegt wird. Auch wenn der Ressourcenbegriff auf die natürlichen Ressourcen begrenzt und damit auf Aspekte wie Finanzressourcen oder Humanressourcen verzichtet wird, bleibt diese Aussage bestehen. Die Unsicherheit, die mit der Bewertung von natürlichen Ressourcen verbunden ist, hat vielfältige Gründe. Sie lassen sich mit folgenden Fragen umreißen:

- Mit welcher Zielsetzung ist eine Ressourcenbewertung verbunden?
- Was sind natürliche Ressourcen?
- Wie misst man die Nutzung natürlicher Ressourcen (in Abhängigkeit der Zielsetzung)?
- Wie geht man mit Zielkonflikten bei der Bewertung natürlicher Ressourcen um, falls verschiedene Zielsetzungen aufeinandertreffen?
- Wie geht man damit um, falls verschiedene natürliche Ressourcen bei demselben Ziel miteinander in Konflikt stehen?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen, soll zunächst ein Blick auf die grundlegenden Programmpapiere der Bundesregierung und der Europäischen Kommission geworfen werden.

Die Zielsetzung des Programmes Ressourceneffizienz der Bundesregierung (ProgRes²⁶) kann aus Sätzelsätzen der Einleitung herausgelesen werden:

Natürliche Ressourcen sind das globale Naturkapital und die Basis allen Wirtschaftens. Ohne natürliche Ressourcen wie z.B. Rohstoffe, Boden, Wasser und Luft kann weder unser täglicher Lebensbedarf gedeckt noch Wohlstand begründet werden. Die globale Ressourcennutzung hat eine Entwicklung genommen, die nicht dauerhaft fortgesetzt werden kann, ohne die Perspektiven zukünftiger Generationen auf wirtschaftlichen Wohlstand und sozialen Zusammenhalt zu beeinträchtigen. [...]

Dies ist nicht nur eine ökologische, sondern auch eine wirtschaftliche und soziale Herausforderung: Natürliche Ressourcen, insbesondere Rohstoffe, sind wesentliche Produktionsfaktoren und damit Grundlagen unseres Wohlstands, die sich nur in Grenzen ersetzen lassen. [...]

²⁶ Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Beschluss des Bundeskabinetts vom 29.2.2012.

Die Verringerung des Rohstoff- und Materialverbrauchs gehört zu den zentralen Herausforderungen einer nachhaltigen Gesellschaft im 21. Jahrhundert. [...]

Ein schonender und gleichzeitig effizienter Umgang mit natürlichen Ressourcen wird eine Schlüsselkompetenz zukunftsfähiger Gesellschaften sein.

Das aktuelle Programmdokument der Europäischen Kommission ist die Leitinitiative innerhalb der Strategie 2020 für ein ressourcenschonendes Europa. Dort lauten die Schlüsselsätze:

[...] increasing resource efficiency will be key to securing growth and jobs for Europe. It will bring major economic opportunities, improve productivity, drive down costs and boost competitiveness [...]

Using resources more efficiently will help us achieve many of the EU's objectives. It will be key in making progress to deal with climate change and to achieve our target of reducing EU greenhouse gas emissions by 80 to 95% by 2050. It is needed to protect valuable ecological assets, the services they provide and the quality of life for present and future generations [...]

By reducing reliance on increasingly scarce fuels and materials, boosting resource efficiency can also improve the security of Europe's supply of raw materials and make the EU's economy more resilient to future increases in global energy and commodity prices.

Analysiert man die Politikstrategien der Bundesregierung und der Europäischen Kommission, so sind folgende Zielsysteme zu verzeichnen, die für eine Bewertung natürlicher Ressourcen in Frage kommen:

- **Ökologische Ziele**
Schutz der Tragfähigkeit der Erde im Zusammenhang mit den Schutzziele für die Umweltmedien und Ökosysteme
- **Ziele einer nachhaltigen Entwicklung**
Eine nachhaltige Entwicklung ist darauf bedacht, eine Handlungsgerechtigkeit bei der Erfüllung von Bedürfnissen und eines guten Lebens in der derzeitigen Generation (intragenerative Gerechtigkeit) und im Verhältnis zu zukünftigen Generationen (intergenerative Gerechtigkeit) herzustellen. Dabei ist jeweils die Tragfähigkeit der Erde zu berücksichtigen.
- **Wirtschaftspolitische Ziele**
Bezogen auf einen Wirtschaftsraum soll durch die Sicherstellung der Beschaffung von Schlüsselrohstoffen gewährleistet werden, dass Arbeitsplätze gesichert und Wohlstand erhalten werden kann.

Der hier weiter entwickelte Bewertungsansatz zielt darauf ab alle genannten Ziele aufzugreifen, um den politischen Strategiepapieren zur Ressourcennutzung gerecht zu werden. Wichtig für das Verständnis und die Einordnung der Ergebnisse ist, dass der Ressourcenschutz als eigenes und zunächst einmal unabhängiges Ziel begriffen wird. Dies kann einschließen, dass eine Minderung des Rohstoffeinsatzes aus prinzipiellen Erwägungen heraus auch dann empfohlen wird, wenn nach üblichem Ermessen gegenwärtig keine Knappheit vorliegt oder wenn die Nutzung des Rohstoffs aus Umweltsicht nicht mit Nachteilen verbunden ist.

Die Instrumente zur Beurteilung der Ressourceninanspruchnahme befinden sich derzeit im wissenschaftlichen Diskurs. Um die verschiedenen Ansätze einordnen zu können bzw. auch um

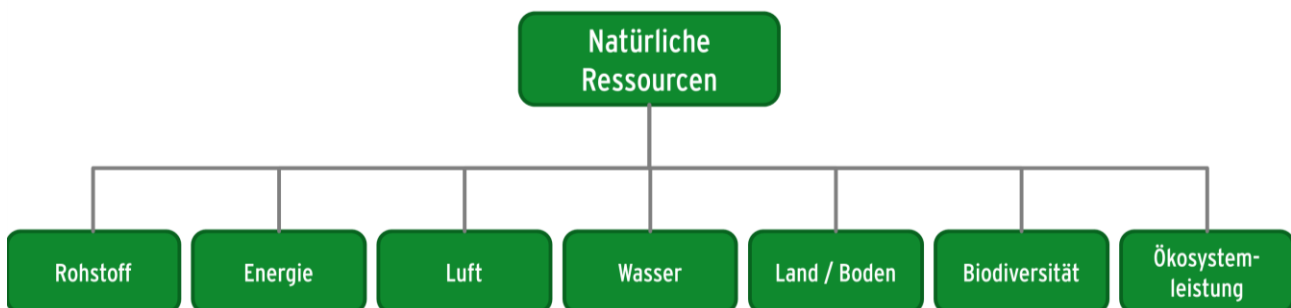
Überschneidungen mit der klassischen Ökobilanz nachzuvollziehen, ist es nötig zunächst den Begriff „Ressource“ zu erläutern.

Auf nationaler Ebene (UBA Glossar, Januar 2012) werden natürliche Ressourcen definiert als „Ressourcen, die Bestandteil der Natur sind“. Hierzu zählen:

- erneuerbare und nicht-erneuerbare Rohstoffe
- physischer Raum (Fläche)
- Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft)
- strömende Ressourcen (Erdwärme, Wind, Wellen, Solarstrahlung)
- Biodiversität

Eine Inanspruchnahme dieser Ressourcen erfolgt sowohl durch eine Entnahme (Quelle) und Nutzung für Prozesse oder Aktivitäten als auch durch die Aufnahme von Emissionen (Senke), die durch Prozesse/Aktivitäten verursacht werden. Diese Definition entspricht im Grundsatz der Definition für natürliche Ressourcen aus der Thematischen Ressourcenstrategie der EU, lediglich die Biodiversität war darin nicht explizit benannt. In den aktuellen EU Initiativen – *A resource-efficient Europe – Flagship initiative under the Europe 2020 Strategy (COM(2011) 21)* und *Roadmap to a Resource Efficient Europe (COM(2011) 571 final)* – werden weiterhin Ökosysteme bzw. Ökosystemdienstleistungen (ecosystem services) als Ressourcen mit aufgezählt. Abbildung 7 fasst die Kategorien zusammen und bildet die Grundlage für das Verständnis von natürlichen Ressourcen in dieser Studie.

Abbildung 7: Definition natürliche Ressourcen



Aus der Definition wird ersichtlich, dass manche natürlichen Ressourcen bereits im Rahmen der Umweltbewertung berücksichtigt werden. Dies gilt insbesondere für die Umweltmedien Wasser, Boden, Luft als Senke für Emissionen, die durch Prozesse verursacht werden.

Andere Ressourcen wie Rohstoffe, Energie, Fläche und Wasser werden in die Betrachtung mit einbezogen, ohne dass es jedoch möglich ist, die Inanspruchnahme in ihren Wirkungen zu beurteilen, d.h. entgegen beispielsweise dem Klimagas- oder dem Versauerungspotenzial kann der Inanspruchnahme keine potenzielle „Schadwirkung“ zugeordnet werden. In der Ökobilanz werden Rohstoffe, Energie, Fläche und Wasserressourcen als Sachbilanzparameter ausgewiesen. Eine weitergehende Qualifizierung der Inanspruchnahme erfolgt für diese Ressourcen dadurch, dass angegeben wird, um welche Art von Ressourcen es sich handelt, so bspw. bei Energie erschöpflich oder nicht-erschöpflich. Im Folgenden soll kurz auf den aktuellen Entwicklungsstand

dieser Ressourcenindikatoren eingegangen werden und welche Möglichkeiten zur weiteren Qualifizierung bestehen.

2.3.2.1 Energieressourcen

Die Inanspruchnahme energetischer Ressourcen wird üblicherweise in Ökobilanzen durch den Indikator „Kumulierter Energieaufwand“ (KEA) abgebildet. Eine negative Umweltwirkung („Schadwirkung“) kann diesem nicht zugeordnet werden. Jedoch stellt er eine interessante Kennzahl für den Primärenergiebedarf pro funktionelle Einheit dar. Er ergänzt somit die in den Indikatoren kumulierter Rohstoffaufwand und Klimawandel enthaltenen Informationen zu den fossilen und nuklearen Energieträgern und dient vor allem der Unterstützung und Bewertung von Energie-Sparmaßnahmen [Klöpffer / Grahl, 2009]. Eine weitergehende Qualifizierung der Inanspruchnahme von energetischen Ressourcen kann dadurch erfolgen, dass angegeben wird, um welche Art von Energieressource es sich handelt (z.B. erschöpflich, nicht-erschöpflich).

Vor dem Hintergrund, dass heute noch der weitaus größte Teil der Energie aus fossilen Energierohstoffen gewonnen wird, ist der effiziente Umgang mit Energie eine wichtige Zielsetzung. Sollte in Zukunft die Energiebereitstellung primär aus erneuerbaren Ressourcen generiert werden, ist der Energieeinsatz aus Perspektive des Klimaschutzes und der Generationengerechtigkeit wenig problematisch. Die ökologischen Fragestellungen verlagern sich dann eher hin zu den Wirkungen durch die Bereitstellung der Infrastruktur (neben Umweltbelastungen aus der Herstellung und Errichtung v.a. Flächenbedarf, Landschaftsbild, Naturschutz). Grundsätzlich könnten aber mit 100% erneuerbaren Ressourcen sogar sehr energieaufwändige Prozesse zu einer Reduktion der Umweltlasten und Ressourcenbeanspruchung führen.

2.3.2.2 Materialressourcen (mineralische, metallische, biotische Rohstoffe)

Die Inanspruchnahme von Materialressourcen wurde ursprünglich nicht in Ökobilanzen betrachtet, ist allerdings, ausgelöst durch die Nachhaltigkeitsdiskussion, zunehmend in den gesellschaftlichen Fokus gerückt. Für die Inanspruchnahme von Rohstoffen gilt wie für Energie, dass es nicht möglich ist, dieser eine potenzielle Schadwirkung zuzuordnen.

Im Rahmen der nationalen und internationalen Ressourcenstrategien wird der „schonende“ Umgang mit Rohstoffen entsprechend vor allem aus dem Blickwinkel der Generationengerechtigkeit (Bestandteil Leitbild der nachhaltigen Entwicklung) eingefordert. So lautet die Managementregel für Rohstoffe gemäß der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland:

„Nicht erneuerbare Naturgüter (wie z.B. Mineralien oder fossile Energieträger) dürfen auf Dauer nur in dem Umfang genutzt werden, wie ihre Funktionen durch andere Materialien oder durch andere Energieträger ersetzt werden können.“

Die Regel verdeutlicht, warum der Inanspruchnahme von Ressourcen als Quelle keine Schadwirkung zugeordnet werden kann. Entweder sind Ressourcen nicht-erschöpflich und damit unbegrenzt verfügbar (v.a. strömende Ressourcen) oder sie sind erschöpflich bzw. nicht-erneuerbar und dann wird davon ausgegangen, dass sie für die Technosphäre substituierbar sind. Hinzu kommt, dass die Reichweite von Rohstoffen und damit umgekehrt deren Knappheit nicht belastbar bestimmt werden kann. Das unterscheidet Material- und Energieressourcen von den Ressourcen Fläche und Frischwasser. Diese sind nicht substituierbar und ihre nach Qualität und Wirkungsort begrenzte Verfügbarkeit ist messbar.

Besondere Aufmerksamkeit erlangte die Inanspruchnahme von Materialressourcen durch die sogenannten „Ressourcenstrategien“, die sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebe-

ne verabschiedet wurden. Der Treiber für diese Strategie ist die Erkenntnis, dass die Verwendung von Ressourcen die Basis aller Wirtschaftssysteme bildet und somit auch unsere Lebensqualität beeinflusst.

Weiterhin besteht die Besorgnis, dass mit zunehmendem Ressourcenbedarf, ohne gezielte globale Anstrengungen für ein Ressourcenmanagement, der Zugang zu wichtigen natürlichen Ressourcen für die Gesellschaft verloren gehen kann. Ziel der Strategien ist es entsprechend, eine nachhaltige und effiziente Nutzung von Ressourcen zu erreichen bei gleichzeitiger Sicherung des ökonomischen Wachstums. Somit wird eine Entkopplung der Inanspruchnahme von Ressourcen vom Wirtschaftswachstum angestrebt.

Auch das Deutsche Ressourceneffizienzprogramm (ProgRes) setzt die Steigerung der Ressourceneffizienz in den politischen Handlungsfokus. Im Kern soll ProgRes dazu beitragen, das bereits 2002 in der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland verankerte Ziel zu erreichen, die Rohstoffproduktivität bis 2020 gegenüber 1994 zu verdoppeln. Als Rohstoffe waren damals ausschließlich abiotische Rohstoffe berücksichtigt. Analog konzentriert sich auch ProgRes zunächst auf abiotische – hier aber nur nicht-energetische – Rohstoffe sowie zudem auf die stoffliche Nutzung biotischer Rohstoffe.

Masse als Indikator für Rohstoffinanspruchnahme

Quantitative Ziele – wie die Verdopplung der Rohstoffproduktivität – lassen sich nur überprüfen und weiterentwickeln, wenn sie mit aussagefähigen Messgrößen beurteilt werden können. Bislang wird die Inanspruchnahme von Rohstoffen vor allem über deren Masse ausgewiesen. Zur Messung der Rohstoffproduktivität ist dies nach ProgRes derzeit der

- Materialeinsatz in Rohstoffäquivalenten (direct material input, DMI_{RME}).

Dieser Indikator drückt neben dem Eigengewicht der importierten Güter auch den damit verbundenen gesamte Materialeinsatz durch Gewichtung mit einem Rohstoffäquivalent-Faktor (raw material equivalents, RME) aus. Zu diesem Konzept werden verschiedene methodische Weiterentwicklungen diskutiert, wie die Berücksichtigung der ungenutzten Materialentnahme. Diese Indikatoren dienen jedoch vor allem der Messung nationaler Ziele. Im Zusammenhang mit der Beurteilung von Produkten oder Dienstleistungen wird ebenfalls ein Massenindikator verwendet, der im Grundsatz dem DMC_{RME} entspricht, der

- Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA).

Der KRA summiert – analog dem kumulierten Energieaufwand – sämtliche (inkl. biotische) über den Lebensweg eines Produktes eingesetzte Materialien nach ihrer Rohstoffmasse auf (bei den metallischen Rohstoffen ist dies z.B. das Gewicht des Erzes). Wie beim kumulierten Energieaufwand kann eine weitergehende Qualifizierung des KRA dadurch erfolgen, dass angegeben wird, um welche Art von Rohstoff es sich handelt (mineralisch, metallisch, fossil, biotisch). Es bleibt jedoch, dass die reine Summenbildung nach Masse – selbst bei Unterscheidung nach der Art der Masse – wenig Aussagen über die Bedeutung der Inanspruchnahme macht und damit auch wenig Aussagen darüber, ob eine reine Verminderung der Massenwerte tatsächlich einen nachhaltigen Umgang mit Rohstoffen indiziert.

In ProgRes wird darauf hingewiesen, dass zusätzliche Indikatoren erforderlich sind, um weitere, für eine effiziente Rohstoffnutzung relevante Aspekte, wie Verfügbarkeit, ökologische Relevanz und Möglichkeiten der Kreislaufführung, zu berücksichtigen. Für letzteres wird davon ausgegangen, dass eine Kaskadennutzung und Recycling generell einen Beitrag zur Ressourcenschonung leisten. Eingeräumt wird allerdings, dass auf die Effizienz des Recyclings zu ach-

ten ist. Hierzu ist anzumerken, dass Recycling nicht per se vorteilhaft sein muss. Es besteht die Möglichkeit, dass für das Recycling eine höhere Inanspruchnahme von natürlichen Ressourcen (inkl. Senkenfunktion) gegeben ist als für die Herstellung aus Primärrohstoffen. Entsprechend sollte in der Ressourcenbetrachtung die Erkenntnisse der Umweltbetrachtung mit berücksichtigt werden, um zu erkennen, ob Recycling tatsächlich auch ökologisch vorteilhaft ist.

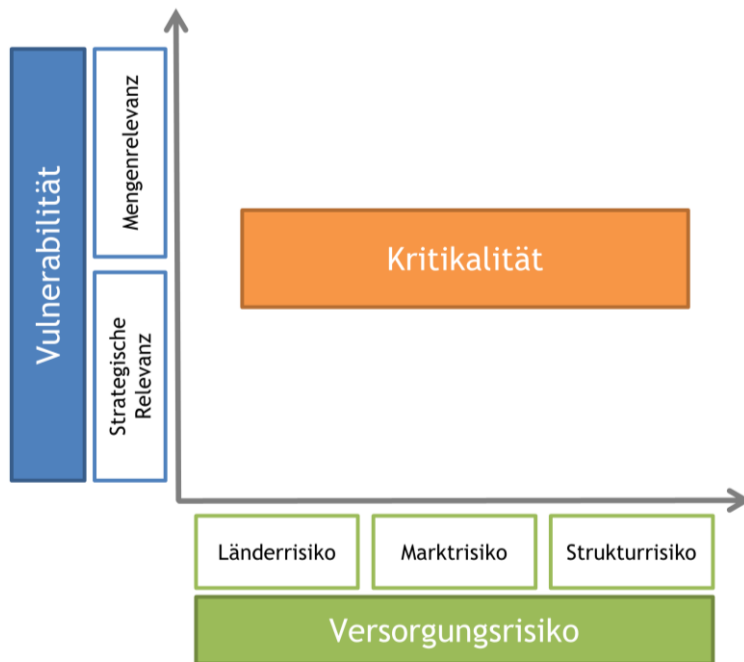
Auch für den KRA bestehen weitergehende Überlegungen zur Abbildung der Rohstoffeffizienz. Dabei soll die bereits in [UBA, 1999a] vorgenommene Betrachtung der dissipativen und destruktiven Rohstoffnutzung angewendet werden und in die Bestimmung eines Charakterisierungsfaktors einfließen. Die Idee ist, dass bei einer direkten destruktiven Nutzung keine Rohstoffeffizienz gegeben ist. Bei einer dissipativen Nutzung bestimmt sich die Rohstoffeffizienz am Grad der Verteilung des Rohstoffs im Produkt oder Produktsystem oder anders ausgedrückt, die Rohstoffeffizienz ist umso niedriger umso höher der Aufwand ist, den Rohstoff aus dem Produkt oder Produktsystem für eine weitere Nutzung zurückzugewinnen.

Wirtschaftspolitische Dimension für Rohstoffinanspruchnahme

Neben den genannten Ansätzen, die darauf abzielen, die Rohstoffeffizienz zu messen, gibt es auch Ansätze, die die Verfügbarkeit von Rohstoffen aus ökonomischer Sicht für Nationen betrachten. So wurde mit dem Ziel – die Versorgungssicherheit für einen bestimmten Wirtschaftsraum einzuschätzen – das Kriterium der „Kritikalität“ von Rohstoffen entwickelt. Die Kritikalität von Rohstoffen wird je nach Studie entweder durch die Aggregation unterschiedlicher Kriterien oder durch zweidimensionale Darstellungen abgebildet. Zu den wesentlichen Studien gehören die Analyse des IW Köln [Bardt, 2008], die mehrfach aktualisierte Studie der IW Consult im Auftrag der Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft [vbw / IW Consult, 2012], die Studie von IZT und adelphi im Auftrag der KfW Bankengruppe [IZT / adelphi, 2011] sowie die Ergebnisse der Arbeitsgruppe im Auftrag der EU-Kommission [European Commission, 2010] und eine Untersuchung der Deutschen Rohstoff-Agentur im Auftrag der Bundesregierung [DERA, 2012a]. Für diese Studie wurden die Konzepte von IZT/adelphi [2011] und der Arbeitsgruppe im Auftrag der EU-Kommission [2010] ausgewählt, da die entwickelten Konzepte am besten zu der Fragestellung dieser Studie passen. Beide Studien verwenden die zweidimensionale Darstellung nach Versorgungsrisiko und Vulnerabilität/ökonomische Bedeutung für den Wirtschaftsraum Deutschland und EU. Die Kriterien der Studien sind ähnlich, obwohl teilweise abweichende Indikatoren verwendet oder unterschiedliche Gewichtungen vorgenommen werden:

- Statische Reichweite (Verhältnis von globalen Reserven zu globaler Produktion)
- Länderrisiko (Governance-Strukturen und wirtschafts-protektionistische Maßnahmen)
- Marktkonzentration/Monopolstrukturen (auf Länder- und Unternehmensebene)
- Recycling- und Substitutionsfähigkeit
- Bedeutung für Zukunftstechnologien (Steigerung der Nachfrage)

Abbildung 8: Kritikalitätskonzept beispielhaft nach IZT/adelphi 2011



Für Deutschland wurden „kritische Rohstoffe“ in [IZT / adelphi, 2011]) ermittelt, in dem diese in sechs Stufen der Kritikalität eingeordnet wurden. Danach sind besonders kritische Rohstoffe (Kategorie VI) für Deutschland Rhenium, Germanium und Antimon. Eine ähnliche Kritikalitätsanalyse wurde für den Wirtschaftsraum Europa durchgeführt [European Commission, 2010]. Hier wurden drei Kritikalitätsfelder ermittelt. Als besonders kritisch wurden u.a. Seltene Erden, Platingruppenmetalle (PGM), Niob und Germanium identifiziert. 2014 soll die Neuauflage der Kritikalitätsstudie der Europäischen Kommission veröffentlicht werden. Diese Ergebnisse lagen für die Auswertung dieser Studie noch nicht vor. Sollten in zukünftigen Analysen jedoch Berücksichtigung finden.

In der Forschung wird bereits diskutiert, wie sich das Konzept der Kritikalität in die Lebenszyklusanalyse integrieren lässt. Dabei ist festzuhalten, dass durch die derzeitige Ausgestaltung der Kritikalität, z.B. Außenvorlassen von biotischen Rohstoffen, eine vollständige konsistente Integration noch nicht möglich ist [Klinglmair et al., 2013]. Eine gesonderte Untersuchung dieses Indikators innerhalb der Ressourcenbetrachtung erlaubt jedoch die Erweiterung des Analysepektrums in Bezug auf Nachhaltigkeitsaspekte.

2.3.2.3 Wasserressourcen

In der Ökobilanz ist die Funktion von Wasser als Senke für Emissionen z.B. in der Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung berücksichtigt oder auch in Form von Einzelparametern (z.B. Cadmiumeintrag in Wasser). Die direkte Nutzung der Ressource Wasser und deren mögliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt ist dabei nicht erfasst. Das Recht auf Zugang zu sauberem Wasser wurde von der UN als Menschenrecht anerkannt (28.7.2010). Trotz einiger Verbes-

serungen²⁷ ist dieses Menschenrecht weiterhin global nicht erfüllt und bedarf einer intensivierten Achtsamkeit. Das Problem der Wasserknappheit erfordert die Integration der Wassernutzung in einer umfassenden Umwelt- und Ressourcenbetrachtung.

Weniger als 1 % der globalen Wasserreserven sind nutzbares Süßwasser, welches nicht homogen über alle Regionen verteilt ist. Die Verfügbarkeit von Süßwasser mit ausreichender Qualität ist in vielen Regionen der Erde schon heute ein Problem. Vor dem Hintergrund des anhaltenden Bevölkerungswachstums, den Auswirkungen des Klimawandels und veränderter Konsummuster, ist davon auszugehen, dass der Nutzungsdruck auf die Süßwasserressourcen dieser Erde weiter ansteigt. Um dieser Entwicklung begegnen zu können, sollte nachhaltiges Wassermanagement ein gesamtgesellschaftliches Anliegen sein. Damit steigt auch der Druck auf Politik und Industrie die tatsächlichen Auswirkungen der Wassernutzung und des Verbrauchs auf die Umwelt zu quantifizieren sowie Maßnahmen zur Reduktion des Wasserverbrauchs in Prozessen zu implementieren. Zur Abbildung dieser Umweltauswirkungen werden derzeit zahlreiche wissenschaftliche Ansätze zur Bewertung des Frischwasserverbrauchs sowie der verschmutzten Frischwassermenge entlang des gesamten Lebensweges und dessen Integration in die Ökobilanz diskutiert.

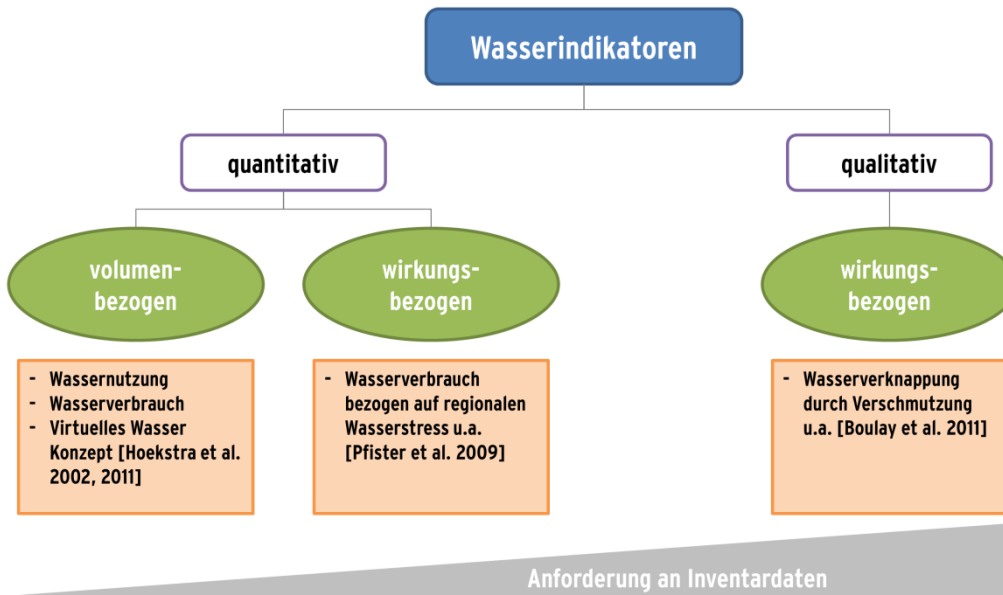
Wassernutzung umfasst die Wassermenge, die einem Reservoir entnommen und in der Technosphäre eingesetzt wird. Die gesamte eingesetzte Wassermenge wird erfasst, unabhängig davon, welche Menge davon wieder in ein Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wird. Nicht berücksichtigt wird unter diesem Begriff die Nutzung des Reservoirs, z.B. durch Wasserkraft.

Wasserverbrauch ist die Wassermenge, die einem Reservoir entnommen und nicht in das gleiche Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wird. Es umfasst jenes Wasser, das verdampft, in das Produkt integriert oder in ein anderes Wassereinzugsgebiet überführt wurde.

Zur Analyse der Verwendung der Ressource Wasser bedarf es einer geschlossenen Wasserbilanz, was eine möglichst genaue Differenzierung der Wasserströme auf Inventarebene erfordert. In einem ersten Schritt kann die Wassernutzung im gesamten Lebensweg ausgewiesen werden. Hierbei handelt es sich um eine Summenbildung des gesamten Wassereinsatzes in Liter. Dieser Indikator ist jedoch wenig aussagekräftig, da noch nicht abgebildet ist, welches Wasser das System verlässt oder im Kreis geführt wird (z.B. Kühlwasser). Der Wasserverbrauch hat eine höhere Aussagekraft, da hier berücksichtigt wird, welche Wassermenge in das System zurückgeleitet wird. Für diese Unterscheidung ist jedoch die Ausweisung von Input- und Outputwassermenge notwendig sowie die Differenzierung nach Prozess- und Kühlwasser. Häufig werden in den Inventardaten aggregierte Wassermengen angegeben, die es nicht zulassen eine weitere Differenzierung vorzunehmen.

²⁷ Das UN-Millenniumsziel - die Zahl der Menschen, die über keinen nachhaltigen Zugang zu gesundem Trinkwasser verfügen, um die Hälfte zu senken – wurde erreicht (Pressemitteilung Uno-Generalsekretär Ban Ki Moon, 06.03.2012).

Abbildung 9: Kategorien aktueller Wasserindikatoren



Die derzeit verfügbaren wissenschaftlichen Ansätze zur Bewertung von Wassernutzung/-verbrauch in Lebenszyklusanalysen lassen sich in quantitativ/qualitative sowie in volumenbezogen/wirkungsbezogen untergliedern und sind in Abbildung 9 schematisch dargestellt. Die quantitativ-volumenbezogenen Indikatoren stellen die am weitesten verbreitete Gruppe dar und basieren größtenteils auf dem Konzept des virtuellen Wassers²⁸ [Hoekstra / Hung, 2002], das aufgrund der überschaubaren Anforderungen an die Inventardaten in vielen Bereichen bereits etablierte Praxis ist. Dieses Konzept adressiert die Frischwassernutzung differenziert nach Wasserkategorie und wird vom Water Footprint Network (WFN) als geeigneter umfassender Indikator angewandt [Hoekstra et al., 2011]. Die Kategorie quantitativ-wirkungsbezogen umfasst Indikatoren, die lokale Auswirkungen des Frischwasserverbrauchs mittels der Einbeziehung der regionalen Wasserknappheit bei der Bewertung berücksichtigen. Jene werden z.B. in der von [Pfister et al., 2009] entwickelten Methode über den Consumptive Water Use (CWU) bereits gut abgebildet. Noch weiter gehen die qualitativ-wirkungsbezogenen Indikatoren, u.a. von [Boulay et al., 2011], welche die Wasserverknappung durch Verschmutzung misst. Entscheidend für die Anwendung dieses Indikators ist nicht nur die Angabe der Lokalität und Volumina von Wasserentnahme/-rückgabe sondern auch die Wasserqualität des eingeleiteten Abwassers. Die Aussagekraft dieses Indikators ist gegenüber den anderen Konzepten am größten, aber bedingt durch die hohen Anforderungen an die Inventardaten, ist zum heutigen Zeitpunkt eine Umsetzung in der ökobilanziellen Praxis noch nicht möglich. In Zukunft ist je-

²⁸ Konzept des „blauen“, „grünen“ und „grauen“ Wassers: „Blaues“ Wasser beschreibt die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser, „grünes“ Wasser ist das verbrauchte Wasser durch Evapotranspiration der Böden und Pflanzen sowie Speicherung als Bodenfeuchtigkeit. „Graues“ Wasser ist das durch Abwasser verschmutzte Wasser.

doch angestrebt diese Indikatoren weiter zu entwickeln und diese noch stärker in der Anwendungspraxis zu etablieren²⁹.

Der Detailierungsgrad und die Symmetrie der Inventardaten entscheidet darüber, welche Indikatoren für die Ressourcenbetrachtung von Wasser ausgewertet werden können. In dem Projekt „Weiterentwicklung der Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen“ war kein Raum gegeben, eine umfassende Erhebung der Wasserströme innerhalb des Ökobilanzmodells eLCAR durchzuführen. Es wurden mehrheitlich Datensätze von Ecoinvent v2 integriert. Der Detailierungsgrad dieser Inventardaten ist beschränkt, so dass lediglich die Frischwassernutzung (ohne Kühlwasser) als erste Annäherung zur Analyse der Verwendung der Ressource Wasser in der Ressourcenbetrachtung herangezogen werden kann. Selbst auf dieser Ebene ist die Datenqualität nicht als gut zu betrachten, weshalb die Ergebnisse nur bedingt eine bewertende Aussage zulassen können. Der Indikator soll jedoch einen ersten Überblick über die Wassernutzung in verschiedenen Lebensphasen geben und hier Effizienzpotentiale aufdecken. In Zukunft wäre es wünschenswert die Datenqualität der Inventardaten zu verbessern, um fundiertere Aussagen über den quantitativen und qualitativen Wasserverbrauch machen zu können³⁰.

2.3.2.4 Flächenressourcen

Die Ressource Fläche – insbesondere naturnahe Flächen in ausreichender Größe – ist vor allem in dicht besiedelten Ländern und Regionen ein knappes Gut. Viele Tiere und Pflanzen sind auf das Vorhandensein dieser naturnahen Flächen angewiesen. Nach [UBA, 1999a] werden der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ drei Schutzgüter zugeordnet:

- Struktur und Funktion von Ökosystemen
- Menschliche Gesundheit
- Ressourcen

Als konkretes Schutzziel des Indikators Flächenbeanspruchung dient die Ausrichtung an der „Naturnähe“. Diese Eigenschaft eignet sich in diesem Kontext besonders gut, da der Bezug zu verschiedenen regionalen Gegebenheiten hergestellt werden kann. So zeichnen sich manche Flächen in ihrer biologischen Vielfalt gerade durch ihre Artenarmut aus. Daraus lassen sich drei wesentliche Faktoren ableiten, welche die Naturnähe und deren biologische Vielfalt auf Flächen determinieren:

- Flächengröße [m²]
- Nutzungsdauer [a]
- Flächenqualität [Naturnähe]

In der Praxis wird derzeit in vielen Studien der Sachbilanzparameter Flächennutzung – Flächengröße multipliziert mit der Nutzungszeit – ausgewiesen. Teilweise wird eine Gliederung in Flächenkategorien (Agrarfläche, versiegelte Flächen, etc.) vorgenommen, die allerdings keine

²⁹ Die Gründung des internationalen Arbeitskreises zur Weiterentwicklung der Wasserindikatoren (WULCA) durch die UNEP Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) zeigt, dass die Weiterentwicklung und Harmonisierung der vorhandenen Ansätze von politischer Relevanz ist.

³⁰ Erste Schritte in Hinblick auf die Ausweisung von Input- und Outputwasserströmen wurden in der Weiterentwicklung der Inventardatenbank Ecoinvent Version 3 bereits unternommen.

Ableitung der Flächenqualität geben (wie z.B. ReCiPe). Diese Indikatoren gehen nicht über die Zusammenstellung von Informationen auf Sachbilanzebene hinaus. In [UBA, 1999a] besteht demgegenüber eine weitergehende Qualifizierung der Inanspruchnahme von Flächen in Abhängigkeit der Naturnähe, eine Aggregation über Charakterisierungsfaktoren erfolgte jedoch bisher ebenfalls nicht.

Zur Abbildung der Naturnähe werden die aus der Landschaftsökologie benannten Hemerobiestufen (Natürlichkeitsklassen) herangezogen. Tabelle 4 stellt die definierten Hemerobiestufen nach [UBA, 1999a] zusammen. Die Zuordnung erfolgt in 7 Natürlichkeitsklassen von I „natürlich“ (d.h. vom Menschen unbeeinflusst, z.B. Urwald) bis VII „nicht-natürlich“ (d.h. langfristig bebaute, versiegelte oder devastierte Flächen). Verschiedene Studien haben dieses Konzept in den Fokus genommen, mit dem Ziel ein Charakterisierungsmodell zu entwickeln³¹.

Tabelle 4: Hemerobiestufen

Natürlichkeits- klasse	Bezeichnung der Klasse	grobe Bezeichnung von Nutzungsformen; nach Messvorschriften zu präzisieren
I	natürlich	unbeeinflusstes Ökosystem, Urwald
II	naturnah	naturnahe forstwirtschaftliche Nutzung
III	bedingt naturnah	bedingt naturnahe forst- und landwirtschaftliche Nutzung
IV	halbnatürlich	halbnatürliche forst- und landwirtschaftliche Nutzung
V	bedingt naturfern	bedingt naturferne forst- und landwirtschaftliche Nutzung
VI	naturfern	naturferne landwirtschaftliche Nutzung
VII	nicht-natürlich, künstlich	langfristig versiegelte und beeinträchtigte Flächen

Nach [UBA, 1999a].

Obwohl die Ergebnisse des Hemerobiestufenkonzepts seit langem in der UBA Methode als nicht aggregierte Sachbilanzparameter ausgewiesen werden und Vorarbeiten zur Erweiterung bereits vorliegen, ist noch weitere methodische Arbeit zu leisten um ein schlüssiges Charakterisierungsmodell für die Wirkungsabschätzung zu entwickeln.

Ein anderer methodischer Ansatz von [Milà i Canals et al. 2007] zielt auf die lebenserhaltende Funktion von Böden ab, die über den Gehalt organischer Substanz (Soil Organic Matter - SOM) abgebildet wird. Betrachtet wird die Änderung des SOM im Laufe der Landnutzung. Zur Berechnung dieses Indikators sind allerdings umfangreiche Informationen auf Inventarebene nötig. Zudem ist die Ermittlung der Organischen Bodensubstanz bzw. des Humusgehalts mit Unsicherheiten verbunden hinsichtlich der Repräsentativität von Einzelmessungen für ein größeres Areal.

In dieser Studie wird die Flächeninanspruchnahme mit dem Sachbilanzparameter „Fläche x Zeit“ ausgewiesen. Die Ausweisung nach verschiedenen Hemerobiestufen und deren ge-

³¹ So wurde das Konzept auf landwirtschaftliche genutzte Flächen übertragen [Fehrenbach, 2000]. [Bentrup et al., 2002] schlägt eine 11-stufige Skale vor, um ein linear steigendes „Natürlichkeits-Degradations-Potential“ abzubilden.

wichtete Verrechnung konnte bislang noch nicht in das eLCA Modell integriert werden, da das Konzept bislang nicht ohne weiteres durch die Materialdaten der Ecoinvent-Datenbank unterstützt wird und umfassende manuelle Anpassungen erforderlich wären.

2.3.2.5 In dieser Studie ausgewertete Ressourcenindikatoren

Als Instrument der Ressourcenbetrachtung wird die Perspektive der sparsamen Ressourcennutzung und der Versorgungssicherheit herangezogen (vgl. Abbildung 1). Als erstes wird der Einsatz von Rohstoffen und Energie mit der Zielsetzung der Effizienzsteigerung untersucht. Hier werden die Indikatoren kumulierter Rohstoffaufwand und kumulierter Energieaufwand ausgewertet. Die Ressource Energie kann weiter differenziert werden nach „erneuerbaren“ und „nicht-erneuerbaren“ Energiequellen. In Bezug auf Rohstoffe lassen sich „metallische“ und „nicht-metallische“ Rohstoffe auswerten. Weiterhin soll der Indikator nach seinem dissipativen und destruktiven Verbrauch gewichtet werden, wie bereits in [UBA, 1999a] diskutiert. Hier handelt es sich um einen ersten Versuch den KRA nach seiner dissipativen Nutzung weiter zu gewichten, um ihm eine höhere Aussagekraft zu verleihen. Der Charakterisierungsfaktor wird mit Hilfe der globalen Sekundäranteile [UNEP, 2011] abgeleitet. Abschließend zu den Materialindikatoren soll das „abiotic resource depletion potential (ADP³²)“ erwähnt werden, da dieser Indikator in Studien zur Ressourcenbeanspruchung immer wieder angeführt wird (z.B. [Öko-Institut / Daimler AG, 2011]).

In einem zweiten Schritt wird die Inanspruchnahme von Wasser und Land mit der kombinierten Zielsetzung der „effizienten Nutzung“ und der „Vermeidung“ betrachtet. Für die Analyse wird der Indikator Frischwassereinsatz (ohne Kühlwasser) und Flächeninanspruchnahme über die Nutzungszeit [$m^2 \cdot a$] herangezogen. Beispielhaft soll der Aspekt der Wasserknappheit beleuchtet werden.

Um dem Aspekt der wirtschaftspolitischen Relevanz Rechnung zu tragen, sollen in einem letzten Schritt die benötigten Rohstoffe in Elektrofahrzeugen nach ihrer Kritikalität analysiert werden. Abschließend erfolgt eine Zusammenschau der betrachteten Bewertungsansätze sowohl für die Ressourcen- als auch für die Umweltbetrachtung.

Tabelle 5: Liste der betrachteten Indikatoren der Ressourcenbewertung

Ressourcenbewertung: Input-bezogene Indikatoren	
Frischwasser	Summe Wassereinsatz in Liter ohne Kühlwasser
Landnutzung	Summe Flächenbedarf in Quadratmeter mal Jahr
Kumulierter Energieaufwand	Summe Energieverbrauch in Joule
Kumulierter Rohstoffaufwand	Summe Rohstoffbedarf (inkl. Erz) in Kilogramm
Kritikalität	Zusammenführung der Kritikalitätsindikatoren von [European Commission, 2010; IZT / adelphi, 2011]

³² von CML 2002 [Guinée et al., 2002] entwickelt und derzeit von Reference Life Cycle Data System (ILCD) empfohlen [EC / JRC, 2011].

3 Definition von Fahrzeugkonzepten und Entwicklungsszenarien

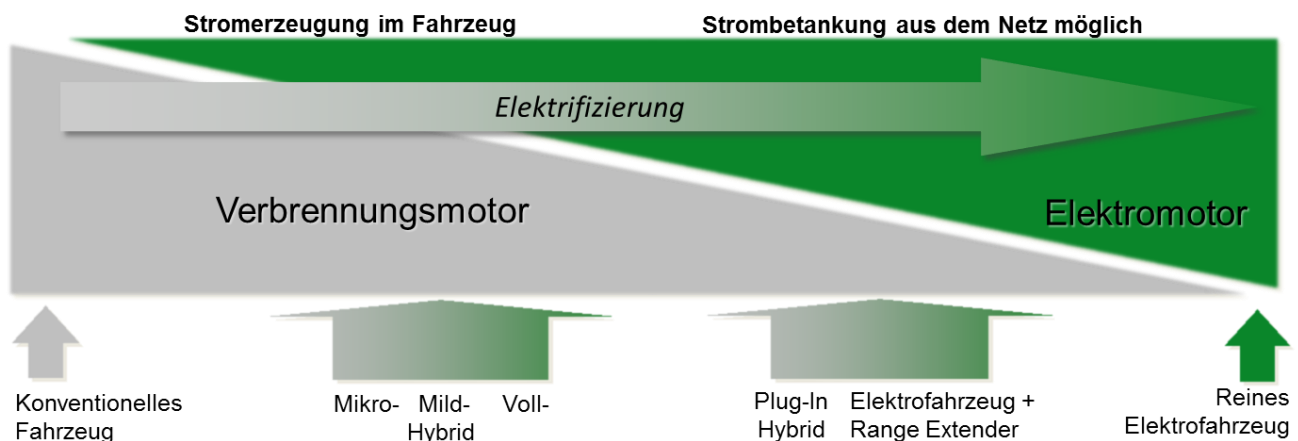
3.1 Definition Elektrofahrzeuge

Allgemein kann Elektromobilität als durch einen Elektromotor angetriebene Mobilität verstanden werden. Damit wären auch große Teile des Schienenverkehrs sowie die Straßen-, S- und U-Bahnen ein schon länger etablierter Teil der Elektromobilität. Die Bahnen sind mit einem jährlichen Stromverbrauch von etwa 12 TWh aktuell der wichtigste Elektromobilitätssektor in Deutschland [IFEU, 2009]. Auch elektrische Zweiräder wie Pedelecs und E-Bikes, die in den letzten Jahren eine immer größer werdende Verbreitung erfuhren, können der Elektromobilität zugeordnet werden und erbringen einen signifikanten Beitrag im Personenverkehr.

Der Nationale Entwicklungsplan Elektromobilität der Bundesregierung und diese Studie fokussieren jedoch auf den Straßenverkehr. Viele Fahrzeughersteller verfolgen heute eine zunehmende Elektrifizierung des Antriebsstranges, ohne auf den konventionellen Antrieb zu verzichten („Hybridisierung“). In der einfachsten Form des so genannten „Micro-Hybrids“ wird der Verbrennungsmotor bei Fahrzeugstillstand abgeschaltet bzw. wieder gestartet („Start-Stopp-Funktion“). Da Mikrohybride keinen Elektromotor zum Vortrieb besitzen, sind sie streng betrachtet aber keine Hybridfahrzeuge; das System begünstigt aber eine Kraftstoffeinsparung.

Der „Mild-Hybrid“ unterstützt den Anfahrvorgang des Fahrzeugs mit einem Elektromotor und speichert Bremsenergie in die Batterie zurück. Der „Voll-Hybrid“ hat darüber hinaus eine größere Batterie und einen stärkeren Elektromotor und kann kurze Strecken auch rein elektrisch zurücklegen. Elektro- und Verbrennungsmotor sind optimal aufeinander abgestimmt, so dass die Nachteile des Verbrennungsmotors im Teillastbetrieb kompensiert werden.

Abbildung 10: Elektrifizierung des Antriebsstrangs



ICEV: Internal Combustion Engine Vehicle. Fahrzeuge mit Konventioneller Antriebsstrang.
HEV: Hybrid Electric Vehicle. Fahrzeuge mit Stromerzeugung über Verbrennungsmotor (kleine Batterie).
PHEV: Plug-In Hybrid Electric Vehicle. Fahrzeuge, in denen der Strom extern zugetankt werden kann.
REEV: Range-Extended Electric Vehicle. Fahrzeuge mit Reservetank (Benzin/Diesel) um bei Bedarf die Fahrzeugreichweite zu erhöhen.
BEV: Battery Electric Vehicle. Fahrzeuge die ausschließlich elektrisch betrieben werden.

Die bisher genannten Hybridfahrzeuge nutzen jedoch ausschließlich Kraftstoff als Energiequelle und sind damit keine Elektrofahrzeuge im Sinne des Nationalen Entwicklungsplans Elektromobilität der Bundesregierung. Dieser versteht unter Elektromobilität sämtliche Antriebsformen, bei denen Fahrzeuge zumindest teilweise direkt mit elektrischem Strom aus dem Netz betankt werden [Bundesregierung, 2009]. Diese Möglichkeit ergibt sich erst bei größerer Batteriekapazität, mit der auch größere Strecken rein elektrisch zurückgelegt werden können.

Solche Fahrzeuge werden derzeit unter dem Begriff „Plug-In-Hybrid“ (Plug-In Hybrid Vehicle = PHEV) oder auch als „Range-Extender-Fahrzeuge“ (Range Extended Electric Vehicle = REEV) (Fahrzeuge mit Reichweitenverlängerung) in der Fachöffentlichkeit verstärkt diskutiert. Erste Fahrzeuge dieser Konzepte sind schon auf dem Markt. Bei diesen Antriebskonzepten kann ein Teil der Fahrleistung rein elektrisch mit Strom aus dem Netz erbracht werden. Eine exakte Abgrenzung zwischen PHEV und REEV ist dabei kaum möglich, die Konzepte unterscheiden sich vor allem quantitativ durch die Batteriekapazität und Motorauslegung. Dabei ist der PHEV eher auf parallelen Betrieb beider Antrieb ausgelegt und erlaubt dabei häufig auch den direkten Antrieb über den Verbrennungsmotor. REEV erlauben dagegen häufig nur seriellen Betrieb und verfügen in der Regel über eine größere Batterie, dem Verbrennungsmotor wird damit der Status eines reinen Reichweitenverlängerers zugewiesen. Reine Elektrofahrzeuge verfügen dann nur noch über einen elektromotorischen Antrieb mit entsprechend größerer Batterie und werden ausschließlich mit Strom aus dem Netz betankt.

Gemäß der Definition von Elektrofahrzeugen im Sinne des Nationalen Entwicklungsplans Elektromobilität der Bundesregierung, fokussiert dieser Bericht auf die reinen Elektrofahrzeuge sowie Plug-In-Hybridfahrzeuge und Fahrzeuge mit Range-Extender. Hybridfahrzeuge werden als Referenzfahrzeuge betrachtet, da die Technologie zur Verbrauchsminderung beiträgt.

3.2 Marktanalyse Elektromobilität

3.2.1 Verfügbare Elektrofahrzeuge in Deutschland

Bis 2012 waren nur wenige vollständig elektrifizierte Fahrzeuge auf dem deutschen Markt erhältlich. 2013 wurden jedoch auch von großen deutschen Fahrzeugherstellern verstärkt Elektrofahrzeugmodelle auf den Markt gebracht, z.B. der E-Smart (Daimler), der i3 (BMW) und der E-Up (Volkswagen). Zum 1. Januar 2014 waren in Deutschland bereits 12.000 Elektro-Pkw und 85.000 Hybrid-Pkw zugelassen [KBA, 2014]. Der Anteil an der gesamten Fahrzeugflotte von über 43 Millionen Pkw liegt jedoch damit immer noch bei 0,03 % bzw. 0,2 % für die Hybridfahrzeuge. Weitere Fahrzeugmodelle sind für den deutschen Markt angekündigt.

Demzufolge sind nur wenige Daten zu serienreifen Elektrofahrzeugen in Bezug auf Energieverbräuche, Reichweiten und Batteriekennndaten verfügbar. Tabelle 1 fasst einige Daten für ausgewählte Elektrofahrzeuge zusammen.

Tabelle 6: Daten zu ausgewählten reinen Elektrofahrzeugen (BEV) in Deutschland

Hersteller	Modell	Fahrzeugklasse	Reichweite [km]*	Energieverbrauch [kWh/100 km]*	Leergewicht Fzg. [kg]	Leistung E-Motor [kW]
Smart	fortwo electric drive	Mini	145	15,1	920	55

Hersteller	Modell	Fahrzeugklasse	Reichweite [km]*	Energieverbrauch [kWh/100 km]*	Leergewicht Fzg. [kg]	Leistung E-Motor [kW]
Peugeot	iOn	Mini	150	12,6	1.140	49
Mitsubishi	i-MiEV	Mini	150	13,5	1.110	49
Citroen	C-Zero	Mini	150	12,6	1.195	49
Volkswagen	e-up!	Mini	160	11,7	1.085	60
Nissan	Leaf	Kleinwagen	175	15,0	1.525	80
BMW	i3	Kleinwagen	160	12,9	1.195	125
Renault	Zoe	Kleinwagen	210	14,6	1.503	65
Ford	Focus Electric	Kompaktklasse	160	15,4	1.700	107
VW	e-Golf	Kompaktklasse	130	12,7	1.585	85

* Reichweiten und Verbrauchsangaben beziehen sich auf den Neuen Europäischen Fahrzyklus (NEFZ)

Quelle: [ADAC, 2013], [VCD, 2013], [IFEU 2013].

Bei der Betrachtung aller derzeit am deutschen Markt erhältlichen Elektrofahrzeuge lassen sich einige Eigenschaften für die betrachteten Fahrzeugkategorien BEV, PHEV und REEV identifizieren. Alle Elektrofahrzeuge verwenden als Energiespeicher eine Li-Ionen Batterie, andere Speichertechnologien spielen derzeit für diese großen Fahrzeugbatterien keine Rolle. Bei kleinen Batterien (bis 1,5 kWh) in Hybridfahrzeugen wird jedoch in der Regel noch die Nickel-Metall-Hydrid (NiMH) Batterietechnologie verwendet, da andere Anforderungen an die Batterien gestellt werden. In den nächsten Jahren wird die NiMH-Batterie durch das Segment der Hybridfahrzeuge wahrscheinlich noch ein weiteres Wachstum verzeichnen, mittelfristig ist aber davon auszugehen, dass sie auch hier von der Li-Ionen-Technologie verdrängt wird [Sauer et al., 2013].

Tabelle 18 fasst weitere Spezifika der Fahrzeugkategorien PHEV/REEV und BEV zusammen. Besonders deutlich wird hier der Unterschied in der mittleren Batteriegröße, die für PHEV/REEV etwa halb so hoch liegt wie beim BEV. Dies hat ebenfalls Auswirkungen auf die Reichweite und das Gewicht des Fahrzeugs. Aufgrund des hohen Gewichts für große Batterien sind BEV derzeit hauptsächlich in dem Segment von Mini bis Kompaktklasse vertreten. Die PHEV und REEV starten hingegen bei der Kompaktklasse und bedienen insbesondere das Mittel- bis Oberklassensegment.

Tabelle 7: Durchschnittswerte für die Fahrzeugkategorien BEV, PHEV und REEV basierend auf in Deutschland erhältlichen Elektrofahrzeugen

	PHEV/REEV	BEV
Reichweite [km]	60	150
Verbrauch [kWh/100 km]	12,8	13,6
Elektrische Höchstgeschwindigkeit [km/h]	135	126
Leergewicht [kg]	1800	1300
Leistung [kW]	90	70
Batteriekapazität [kWh]	12	25
Segment	Kompakt-Oberklasse	Mini-Kompaktklasse

3.2.2 Batterietechnologien

Im Bereich der Lithium-Ionen-Batterien werden derzeit verschiedene Zelltechnologien mit unterschiedlichen Auswirkungen auf die Umweltbilanz (siehe Abbildung 11) verwendet.

Abbildung 11: Relevante Batterieeigenschaften mit Einfluss auf die Umweltbilanz

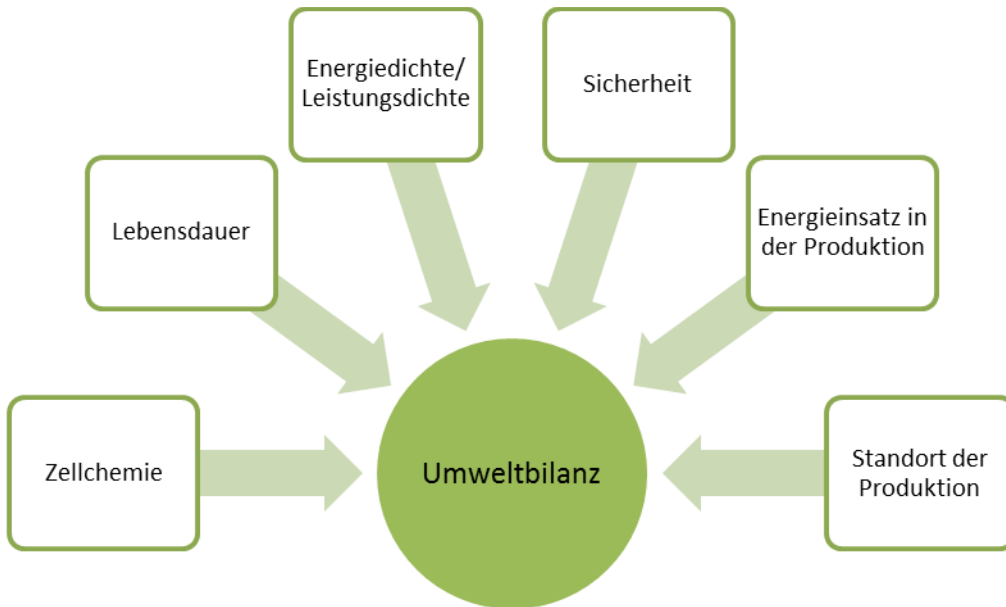
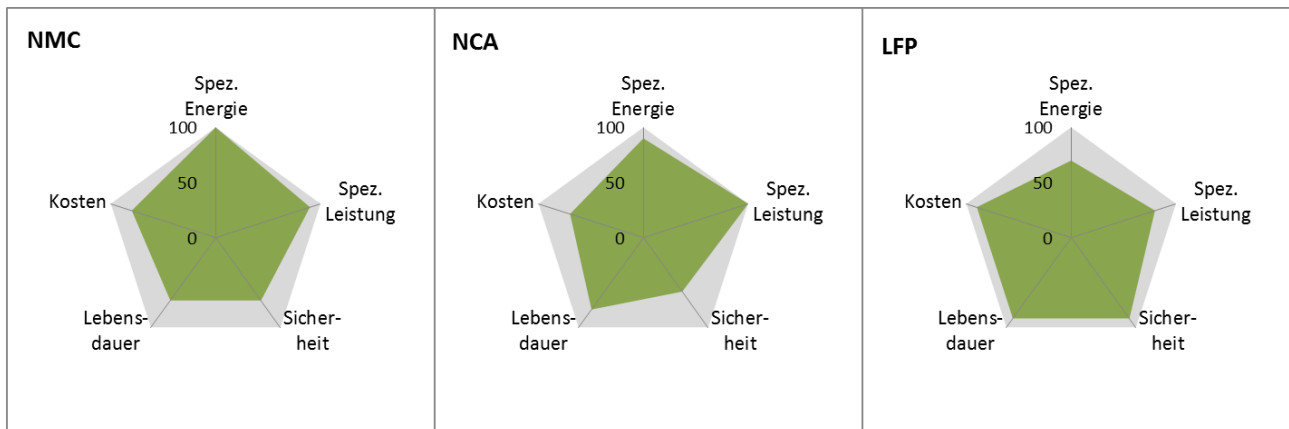


Abbildung 12 vergleicht die Eigenschaften wichtiger Zelltechnologien im Automobilbereich, die in dieser Studie betrachtet wurden. Diese werden in der Regel nach den sich unterscheidenden Aktivmaterialien der Kathode bezeichnet: Nickel-Mangan-Kobalt-Zellen (NMC), Nickel-Kobalt-Aluminium-Zellen (NCA) und Lithium-Eisenphosphat-Zellen (LFP). Als Anode werden aktuell verschiedene Kohlenstoffmodifikationen eingesetzt, hier insbesondere Graphit. Neben Graphit kommt derzeit auch Lithiumtitanat (LTO) zu Einsatz, was tiefere Entladezyklen erlaubt und sich durch eine hohe Sicherheit auszeichnet, allerdings auf Kosten der Energiedichte. Die hohen Kosten und die geringere Energiedichte verhindern derzeit jedoch noch einen breiteren Einsatz. Als Elektrolyt werden Lösungsmittel mit Lithium-Leitsalzen verwendet, hier insbesondere Lithiumhexafluorophosphat (LiPF_6).

Den größten Einfluss auf die Zelltechnologie hat die Wahl des Kathodenmaterials, für das Lithium-Metall-Oxide oder Metall-Phosphate verwendet werden. Die Zellen auf Basis dieser Materialien unterscheiden sich in Energiedichte, Leistungsdichte, aber auch ganz wesentlich in den elektrischen Eigenschaften, der Lebensdauer und Sicherheitsaspekten. Lange Zeit war LiCoO_2 das wichtigste Kathodenmaterial für Li-Ionen Batterien im Bereich der Kleinelektronik. Aufgrund der hohen Kobaltkosten kommen vermehrt andere Materialien zum Einsatz. Dies geschieht verstärkt mit Mischmaterialien bei denen bspw. für die NMC-Kathode die Metalloxide in einem bestimmten Verhältnis gemischt werden ($\text{LiCo}_{(1/3)}\text{Ni}_{(1/3)}\text{Mn}_{(1/3)}\text{O}_2$). Somit erlangte die NMC und NCA eine große Beliebtheit bei Elektrofahrzeugbatterien. Ein weiteres häufig eingesetztes Material ist LiFePO_4 (LFP), welches zwar eine geringere Energiedichte aufweist aber im Bereich Sicherheit und Lebensdauer sehr gut abschneidet. Außerdem sind die Materialien preisgünstiger als bei der NMC- und NCA-Zelle [Sauer et al., 2013].

Abbildung 12: Eigenschaften der betrachteten Zelltechnologien



Quelle: abgeleitet von [BCG, 2010; Kim et al., 2012; Kleine-Möllhoff et al., 2012].

3.3 Beispielfahrzeuge und Szenarien

Verschiedene alternative Fahrzeugkonzepte werden aktuell diskutiert; auch die möglichen Entwicklungsszenarien sind vielfältig. Ökobilanziell kann daher hier nur eine Auswahl von Fahrzeugkonzepten und Szenarien im Detail analysiert werden. Dabei werden nur Elektrofahrzeuge im Sinne des Nationalen Entwicklungsplans Elektromobilität der Bundesregierung [Bundesregierung, 2009] betrachtet, also Fahrzeugkonzepte, die zu ihrer Versorgung vollständig oder teilweise Strom aus dem Stromnetz beziehen.

Neben den rein batterieelektrischen Fahrzeugen (BEV) werden damit auch hybride Mischkonzepte betrachtet, die mit einem zusätzlichen Verbrennungsmotor ausgestattet sind. Die Definition der Fahrzeugparameter orientiert sich dabei an den derzeit bereits am Markt verfügbaren bzw. konkret angekündigten Konzepten (siehe Marktanalyse in Abschnitt 3.2). Gegenstand der Betrachtung sind dabei jedoch nicht einzelne konkrete Fahrzeugmodelle bestimmter Hersteller, sondern generelle Fahrzeugkonzepte in Szenarien mit verschiedenen Technologieoptionen.

Wichtige Auswahlkriterien für die Fahrzeugszenarien waren:

- Relevanz für Fahrzeugkonzepte: Vorrangig sollen verschiedene Technologieoptionen betrachtet werden, die mit den Fahrzeugkonzepten eng verbunden sind. Dies betrifft insbesondere die Batterie (z.B. Reichweite, Batterietyp, Recyclingverfahren). Auch werden Nutzungsszenarien untersucht werden, die vor allem durch die technischen Unterschiede zwischen den Fahrzeugkonzepten begründet werden können.
- Relevanz am Markt: Ausgewählt wurden solche Technologieoptionen die am Markt bereits eingesetzt oder für den Markt angekündigt werden.
- Relevanz für Umweltbilanz: Es wurden vorrangig Szenarien untersucht werden, die einen wichtigen Treiber der Umweltbilanz darstellen. Dies betrifft unter Berücksichtigung der technologischen Unterschiede auf Seite der Fahrzeugherstellung insbesondere die Batterie, während der Nutzungsphase auch den Energieverbrauch und die Energiebereitstellung.
- Relevanz für Ressourceneinsatz: Vorrangig werden Szenarien untersucht, die unterschiedliche Materialien einsetzen (z.B. verschiedenen Kathodentypen) oder wiedergewinnen (z.B. Recyclingprozesse).

3.3.1 Beispielfahrzeuge Heute

Die Bandbreite der heute verfügbaren technischen Merkmale ist groß, wie die Marktanalyse gezeigt hat. Die Ergebnisdarstellung erfolgt anhand von Beispielfahrzeugen der Kompaktklasse die über das Antriebskonzept hinaus weitgehend vergleichbar sind. Grundlage der Bilanzierung war dabei der VW Golf VI. Als Standardfall wurde dabei ein Recycling des Batteriegehäuses unterstellt, während die Zellen selbst entsorgt werden. Zusätzlich wird die Option eines Zellrecyclings nach einem bereits heute existierenden Verfahren betrachtet.

Die verschiedenen Fallbeispiele unterscheiden sich dann im Kern durch ihr Antriebskonzept (BEV bzw. PHEV/REEV) und ihre elektrische Reichweite unter realistischen Bedingungen (zur Verbrauchsermittlung siehe Abschnitt 8.3). Die Batteriegröße leitet sich dabei direkt aus der Reichweitenangabe ab, so dass die elektrische Fahrstrecke auch unter Berücksichtigung eines realitätsnahen Fahrprofils, üblicher Nebenverbraucher und heute üblicher Entladetiefen zurückgelegt werden kann. Sekundäreffekte wie ein höherer Energieverbrauch durch höheres Batteriegewicht werden ebenfalls berücksichtigt.

Für heute marktgängige BEV werden im Mittel 150 km elektrischer Reichweite nach NEFZ angegeben. Dies entspricht damit grob 100 km Reichweite unter den hier genannten Bedingungen. Zusätzlich wird eine besonders hohe Reichweite von 250 km berücksichtigt. Bei den Mischkonzepten werden als PHEV elektrische Reichweiten von 20 und 50 km betrachtet sowie ein Range-Extender-Fahrzeug (REEV) mit 80 km Reichweite und rein serieller Betriebsweise. Daraus leiten sich dann die in Tabelle 8 dokumentierten Batteriekapazitäten, Fahrzeuggewichte und Stromverbräuche im rein elektrischen Betrieb ab. Im Basisfall (wenn nicht anders angegeben) wird den Bilanzen ein Drittmix aus den betrachteten Zelltechnologien mit Rundzellen zugrunde gelegt.

Tabelle 8: Technische Definition der betrachteten Fahrzeugbeispiele

	PHEV20	PHEV50	REEV80	BEV100	BEV250
Batteriekapazität (kWh)	5,7	13,5	21,8	26,7	80,0
Fahrzeuggewicht inkl. Batterie	1386 kg	1487 kg	1595 kg	1486 kg	2181 kg
Verbrauch elektrisch \emptyset (kWh/100km)	20,1	20,1	21,2	21,9	26,0
Zelltyp	NMC, NCA, LFP (Drittmix)				

Die Nutzungsmuster (Fahrleistung und Fahrprofil) haben ebenfalls einen großen Einfluss auf die Gesamtökobilanz. Vor allem die unterstellte Lebensfahrleistung spielt in der Ökobilanz eine Rolle, da die Umweltwirkungen, die bei der Produktion des Elektrofahrzeugs entstehen, dann über eine längere Fahrstrecke (die funktionelle Einheit der Betrachtung) „abgeschrieben“ werden können. Der technisch bedingte Produktionsaufwand verliert an Bedeutung und die vergleichsweise hohe Energieeffizienz des Elektrofahrzeugs kommt besser zum Tragen.

Betrachtet werden zwei Szenarien für die Lebensfahrleistung: Zur Identifizierung der durch technologische Unterschiede zwischen den Konzepten bedingten Unterschiede wird zunächst

ein durchschnittliches Nutzungsmuster für alle Fahrzeugkonzepte bilanziert, anschließend erfolgt die Betrachtung für die erwartete Fahrleistung spezifischer Erstkäufer von Elektrofahrzeugen. Während Erstinutzer das Fahrzeug nur etwa 6 Jahre halten [NPE, 2012], wird hier auch die Weiternutzung bei weiteren Haltern in Deutschland über einen Zeitraum von insgesamt 13 Jahren berücksichtigt (die durchschnittliche Nutzungsdauer von Fahrzeugen in Deutschland beträgt nach [KBA, 2011] 12,6 Jahre).

Die durchschnittliche Jahresfahrleistung sinkt nach Wiederkauf tendenziell. Der Rückgang wird nach den in TREMOD hinterlegten Kurven für Deutschland angesetzt. Da für Elektrofahrzeuge noch keine Daten vorliegen, wurde eine mittlere Kurve für Verbrennungs-Pkw verwendet. Die Jahresfahrleistung beträgt demzufolge nach 13 Jahren nur etwa 60 % der Fahrleistung im ersten Jahr. Eine Weiternutzung im Ausland ist zwar prinzipiell möglich, bei Elektrofahrzeugen jedoch stark von der Verfügbarkeit von Lade- und Serviceinfrastruktur abhängig und daher weniger wahrscheinlich als bei konventionellen Fahrzeugen. Nach aktuellen Untersuchungen im Rahmen dieser Studie (siehe Abschnitt 8.3) ist über den betrachteten Zeitraum auch die Haltbarkeit der Batterien wahrscheinlich gegeben. Im Basisszenario wird daher kein Batterie-wechsel unterstellt.

Über diesen Zeitraum werden Pkw in Deutschland durchschnittlich knapp 170.000 km bewegt (IFEU Berechnung auf Basis von TREMOD), so dass dieser Wert dem Basisszenario zugrunde gelegt wird. Aktuelle Untersuchungen [NPE, 2012] gehen jedoch davon aus, dass Elektrofahrzeuge vor allem von Nutzern mit besonders hohen Jahresfahrleistungen gekauft werden. Dem liegt eine Vollkostenbetrachtung (Total Cost of Ownership = TCO) zugrunde. Die gegenüber konventionellen Fahrzeugen, vor allem durch die Batterie, deutlich höheren Fahrzeugkosten können nur bei hohen Fahrleistungen durch die niedrigeren Energiekosten (teil-) kompensiert werden. Die Bereitschaft für eine neue Technologie höhere Kosten zu akzeptieren, wird auch in diesen Studien häufig unterstellt [NPE, 2012]. Tabelle 9 gibt einen Überblick über die Nutzungsmuster, die in der Umweltbilanz für die verschiedenen Konzepte berücksichtigt werden.

Tabelle 9: Annahmen für Straßenkategorie und elektromotorischen Fahranteil

Fzg.-Konzept		Technologievergleich	Nutzervergleich	Davon IO	Davon AO	Davon AB	Gesamt E-Anteil
Kompaktwagen, typische Nutzung	Otto-Pkw/HEV	168.000 km	148.000 km ¹⁾	30 %	40 %	30 %	NA
	Diesel-Pkw		216.000 km ¹⁾				NA
	BEV		248.000 km ²⁾				100 %
	REEV80		314.000 km ²⁾				85 %
	PHEV50		206.000 km ³⁾				75 %
	PHEV20		NA				45 %
Kleinwagen, City		NA	100.000 km	60 %	25 %	15 %	100%
Oberklasse, Fernverkehr		NA	300.000 km	20 %	20 %	60 %	50 %
Lieferwagen, City		NA	250.000 km	60 %	30 %	10 %	100 %

Quellen: ¹⁾ TREMOD; ²⁾ NPE 2012 (Mittleres Szenario) und eigene Annahmen; ³⁾ Eigene Annahme basierend auf NPE 2012 (Pro EV-Szenario)

Weiterhin wird bei den Nutzungsmustern der Elektrofahrzeuge die Straßenkategorie berücksichtigt. Für die hybriden Fahrzeugkonzepte ist außerdem noch relevant, mit welchem

elektromotorischen Anteil auf diesen Straßenkategorien gefahren wird. Die Untergliederung der Fahranteile auf den Straßenkategorien „innerorts (IO)“, „außerorts (AO)“ und „Autobahn (AB)“ sind an den deutschen Durchschnitt angelehnt und sind beim Technologievergleich für alle Fahrzeugtechnologien gleich angenommen [IFEU, 2012a]. Der elektromotorische Anteil variiert je nach Fahrzeugkonzept zwischen 45 % und 100 %. Zusätzlich werden als spezielle Anwendungsfälle ein Kleinwagen und ein Lieferwagen in Stadtnutzung sowie ein Oberklassefahrzeug im Fernverkehr betrachtet. Tabelle 9 stellt die Annahmen für Straßenkategorie und elektromotorischen Fahrtanteil zusammen.

3.3.2 Entwicklungspfad bis 2030

Die als Basisszenario betrachteten Fallbeispiele werden zusätzlich als Szenario für 2030 betrachtet. Die technischen Entwicklungsmöglichkeiten von Elektrofahrzeugen sind sehr vielfältig und unterliegen großen Unsicherheiten. Hier soll daher auf Entwicklungspfade fokussiert werden, die entweder aus Umwelt- oder aus Ressourcensicht relevant sind. Die für 2030 abgebildeten Fahrzeug- und Systemänderung umfassen demnach

- einen verstärkter Einsatz von Leichtbaumaterialien,
- die technische Entwicklung bei Batterien und ihren Produktionsbedingungen,
- Verbesserungen des Antriebsstrangs,
- Ausbau erneuerbarer Energien im Strommix und
- Recycling der Zellen mit einem pyrometallurgischen Verfahren.

Insgesamt wird durch primäre und sekundäre Leichtbaumaßnahmen in 2030 eine Gewichtsreduktion um 24 % erreicht. Eine zusätzliche Gewichtsreduktion erfolgt durch die angenommene Steigerung der Energiedichte der Fahrzeugbatterien (siehe Tabelle 10). Diese wirkt sich direkt auf den Materialeinsatz der Batteriefertigung und das Fahrzeuggewicht aus. Zusätzlich wird berücksichtigt, dass sich auch der Energieeinsatz zur Batteriefertigung durch Lern- und Skaleneffekte verringert. Dabei wird die Entwicklung des Energieeinsatzes mit der Entwicklung der Energiedichte korreliert.

Tabelle 10: Entwicklung der Energiedichte der betrachteten Batterien (in Wh/kg)

		Heute	2030
LFP	Zelle	110	200
	System	70	125
NMC	Zelle	140	240
	System	85	150
NCA	Zelle	130	200
	System	80	125

Quellen: IFEU auf Basis von Zhou, B. (2013); Buchert (LithoRec); Burke A, Zhao H. u.a.

Der Energiebedarf über den Lebensweg sinkt auch durch Verbesserungen des Antriebsstrangs deutlich. Zugrunde gelegt werden dabei vor allem verbesserte Wirkungsgrade für Motor und Batterie (siehe Abschnitt 8.3.4). Zusätzlich wird von einem deutlichen Anstieg des Anteils erneuerbarer Energien im deutschen Strommix auf etwa 60 % ausgegangen. Der Anteil von

Braunkohle an der Stromerzeugung sinkt parallel von fast 28 % heute auf etwa 8 % in 2030. Grundlage dafür sind energiewirtschaftliche Analysen im Rahmen eines Vorläuferprojektes [IFEU, 2013] die in Abschnitt 0 näher erläutert werden. In diesem Rahmen wurden auch Differenzbetrachtungen für verschiedene Ladestrategien durchgeführt, die in dieser Studie mit den aktuellen Fahrzeugszenarien verknüpft wurden.

Zusätzlich wird für das Zukunftsszenario standardmäßig von einem Recycling der Lithium-Ionen-Zellen ausgegangen. Dabei wird ein bereits heute existierendes pyrometallurgisches Verfahren angesetzt, für das jedoch wegen der höheren Auslastung Optimierungen im Gesamtprozess Energieeinsparungen angenommen wurden (siehe hierzu Abschnitt 8.2.3).

Nutzungsseitig wird berücksichtigt, dass Erstnutzer von Elektrofahrzeugen („early adopters“) mit hoher Wahrscheinlichkeit schon aus Kostengründen höhere elektrische Fahrleistungen erreichen als typische Kunden in einem zukünftigen Massenmarkt (in dem sich der Fahrzeugpreis für unterschiedliche Antriebe nicht mehr so stark unterscheidet). Darauf aufbauend wurden für das Zukunftsszenario niedrigere elektrische Fahranteile von 30 % für PHEV20, 60 % für PHEV50 und 80 % für REEV abgeleitet (siehe Abschnitt 8.3.2).

4 Ergebnisse der Umweltbewertung

Zunächst erfolgt in diesem Abschnitt ein detaillierter Vergleich der Umweltwirkungen verschiedener Fahrzeugkonzepte zum heutigen technischen Stand (Abschnitt 4.1). Dabei werden die Konzepte zunächst unter gleichen, in Deutschland durchschnittlichen Nutzungsbedingungen betrachtet, um konzeptbedingte Unterschiede aufzuzeigen. Anschließend wird der Einfluss der Fahrzeugnutzung (Abschnitt 4.1.2) sowie der klimatischen und energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Abschnitt 4.1.4) auf die Klimabilanz untersucht. Abschließend erfolgt die Analyse des Einflusses verschiedener heute gängiger Batterietypen und End-of-life-Szenarien für das Recycling der Batterien (Abschnitt 4.1.5).

In einem zweiten Abschnitt wird dann eine vergleichende Betrachtung der perspektivischen Umweltwirkungen auf Fahrzeugeben als Szenario für 2030 durchgeführt (Abschnitt 4.2.1) sowie auf eine Flotte von angestrebten 6 Millionen Fahrzeugen in Deutschland hochgerechnet (Abschnitt 4.2.2). Abschließend werden dann die potenziellen Auswirkungen der Elektromobilität auf die energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen aufgezeigt (Abschnitt 4.2.3).

4.1 Umweltbewertung des heutigen Entwicklungsstands

4.1.1 Technologischer Vergleich der Fahrzeugkonzepte

Abbildung 13 zeigt die Klimawirkung der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Nutzungsbedingungen von Pkw in Deutschland. Die durchschnittliche Lebensfahrleistung beträgt dabei knapp 170.000 km mit gemischtem Betrieb im Innerorts- und Außerortsbereich sowie auf Autobahnen (siehe Abschnitt 3.3.1). Unter den Vergleichsfahrzeugen schneidet der Diesel-Pkw aufgrund seines niedrigeren Verbrauchs und der niedrigeren Emissionen der Kraftstoffbereitstellung am besten ab und liegt etwa 19 % unter dem Otto-Pkw (ICEV). Durch Hybridisierung lässt sich jedoch auch beim Otto-Pkw – trotz der aufgrund des Antriebsstrangs höheren Herstellungsemissionen – eine Reduktion der Klimawirkung über den Lebensweg um etwa 12 % erreichen und damit ein annähernd vergleichbares Niveau der Klimawirkung wie beim Diesel-Pkw.

Unter Nutzung von Strom aus erneuerbaren Energien (hier bspw. Windstrom) schneiden die elektrifizierten Konzepte jedoch deutlich besser ab als die konventionellen Fahrzeuge. Gegenüber dem konventionellen Otto-Pkw liegt der Vorteil des BEV100 bei 74 %. Wichtig ist dabei die enge Verknüpfung des Ausbaus zusätzlicher erneuerbarer Energieanlagen mit dem Fahrzeug im Sinne einer echten Zusätzlichkeit (siehe hierzu auch [IFEU, 2013]). Die Fahrzeugherstellung verursacht dann mit knapp 90 % den mit Abstand größten Beitrag zur Klimawirkung. Auch die PHEV-Konzepte können je nach Reichweite und entsprechendem elektrischen Fahranteil die Klimawirkung zwischen 38 % (PHEV20) und 53 % (REEV80) gegenüber Otto-Pkw (ICEV) reduzieren. Gegenüber Diesel-Pkw sind die Vorteile jedoch kleiner: Beim BEV100 liegt der Vorteil zwar immer noch bei fast 70 % und für das REEV80 bei gut 40 %, PHEV-Konzepte mit geringer elektrischer Reichweite und potenziell auch geringen elektrischen Fahranteilen werden dagegen geringere Vorteile gegenüber Diesel-Pkw (23 % beim PHEV20) erreichen.

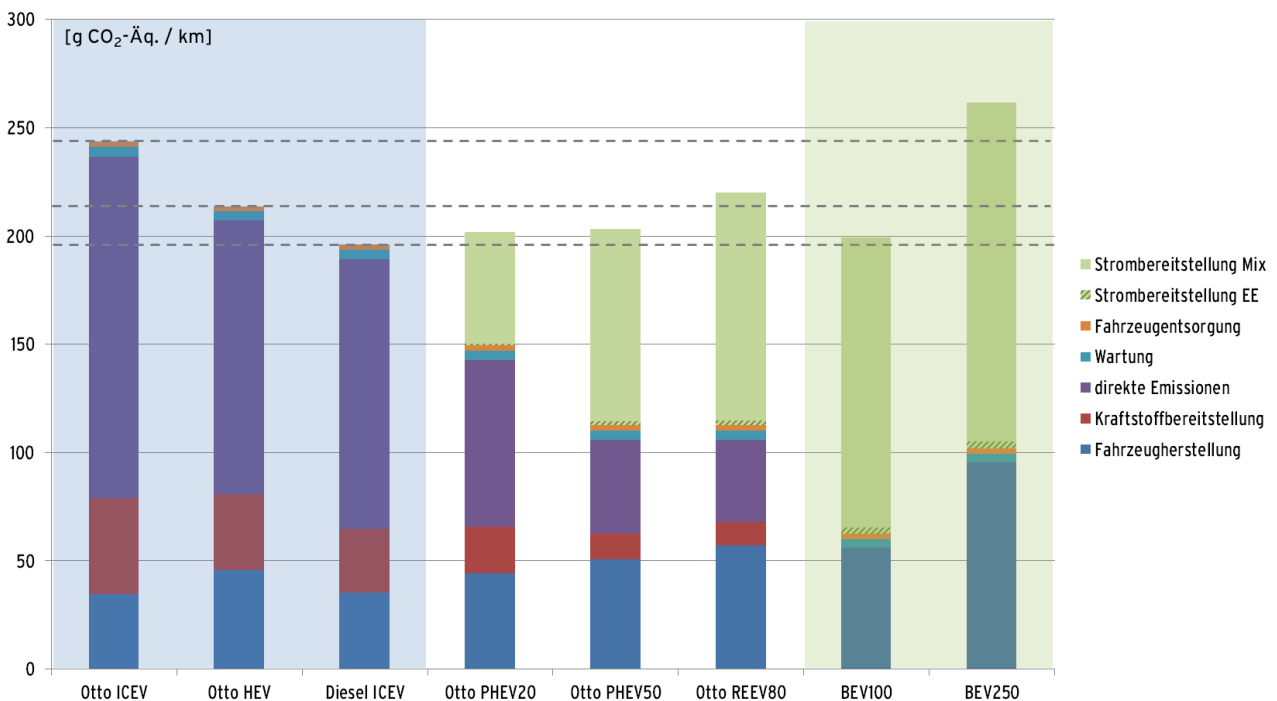
Unter Anrechnung des heutigen durchschnittlichen Strommix in Deutschland liegt die Klimawirkung des BEV100 gegenüber dem konventionellen Otto-Pkw ebenfalls niedriger (20 %), gegenüber dem konventionellen Diesel ergibt sich jedoch keine Verbesserung. Der höhere Herstellungsaufwand der Batterie für 100 km elektrische Reichweite unter Realbedingungen kann

über eine solche Lebensfahrleistung also durch den effizienten elektrischen Betrieb kompensiert werden.

Der größte Klimabeitrag von 68 % erfolgt unter Anrechnung des deutschen Strommix beim BEV100 durch die Strombereitstellung, aber auch die Fahrzeugherstellung schlägt mit 27 % zu Buche, während Fahrzeugwartung und -entsorgung geringe Beiträge haben. Beim Otto- und Diesel-Pkw werden dagegen fast Zweidrittel der Klimawirkung durch die direkten Auspuffemissionen verursacht, dazu kommen beim Otto noch einmal 17 % durch die Kraftstoffbereitstellung (Diesel 13 %), während die Fahrzeugherstellung nur 15 % zur Klimawirkung beiträgt (Diesel 17 %).

Bei besonders hohen Reichweiten (hier das Beispiel eines BEV250) zeigt sich dagegen bei Nutzung des durchschnittlichen Strommix eine gegenüber dem Otto-Pkw um 4 % höhere Klimawirkung. Dies liegt zum einen an dem hohen Herstellungsaufwand der großen Batterien, zum anderen aber auch an dem hohen Batteriegewicht. Durch das höhere Fahrzeuggewicht steigt auch der Energieverbrauch des Fahrzeugs, insgesamt muss damit auch die Batterie größer ausgelegt werden, um die Reichweite tatsächlich zu gewährleisten. Nur unter Nutzung zusätzlicher erneuerbarer Energiequellen kann hier bereits heute eine deutliche Verbesserung der Klimabilanz erreicht werden (60 % ggü. Otto-Pkw und 50 % ggü. Diesel-Pkw).

Abbildung 13: Treibhausgasemissionen der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.

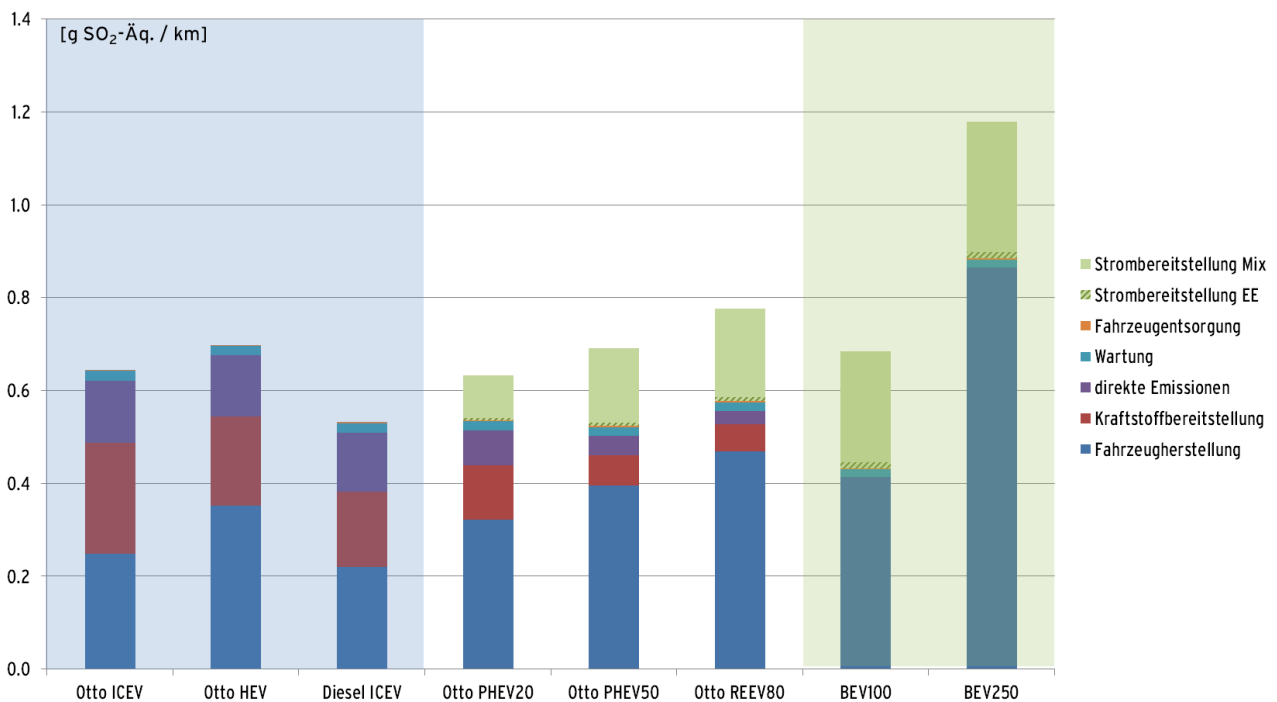


Die betrachteten PHEV-Konzepte mit Otto-Motor zeigen etwa vergleichbare Klimawirkungen bei Verschiebung der Beiträge der beiden Antriebsstränge. Für das PHEV20 wurde für einen durchschnittlichen Nutzer ein elektrischer Fahranteil von 45 % angesetzt, vornehmlich im Innerortsbereich. Der PHEV50 zeigt demgegenüber trotz des höher angesetzten elektrischen Fahranteils von 75 % keine Vorteile, da die Vorteile in der Nutzungsphase beim heutigen Strommix noch gering sind und durch die größere Batterie kompensiert werden. Das Range-

Extender-Fahrzeug zeigt gegenüber den PHEV sogar leichte Nachteile. Dies liegt neben der größeren Batterie auch an der Tatsache, dass bei den hohen elektrischen Fahrstreckenanteilen bei durchschnittlichem Nutzungsmuster auch zunehmend Autobahnstrecken elektrisch zurückgelegt werden, auf denen die serielle Betriebsweise weniger effizient ist, während hier auch der Verbrennungsmotor eine hohe Effizienz aufweist.

Beim Versauerungspotenzial (Abbildung 14) dominiert die Fahrzeugherstellung die Gesamtbilanz über den Lebensweg (38 % beim Otto ICEV und 60 % beim BEV100). Moderne Verbrennungs-Pkw (Euro-6) haben bereits ein sehr sauberes Emissionsverhalten, so dass die direkten Auspuffemissionen nur eine untergeordnete Rolle spielen (21 % beim Otto ICEV und 24 % beim Diesel ICEV). Auch der Beitrag der Strombereitstellung ist im deutschen Mix trotz hoher Anteile von Kohlestrom durch moderne Reinigungstechnik vergleichsweise gering.

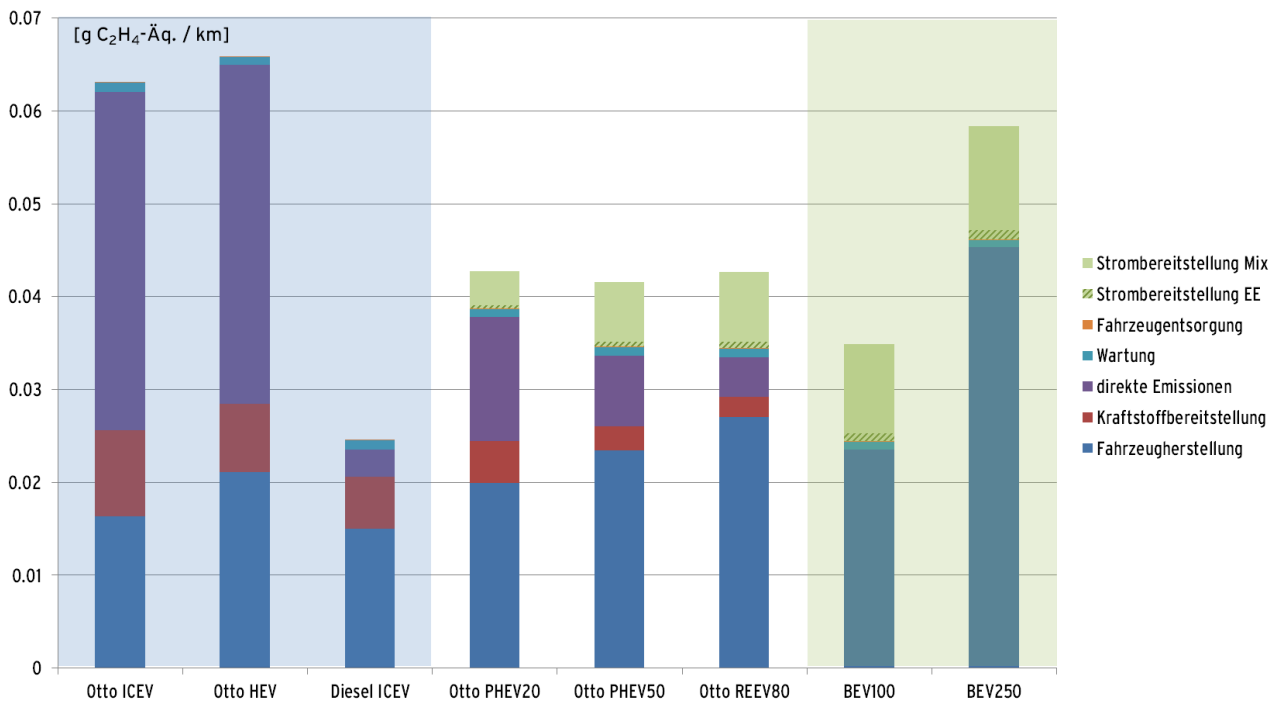
Abbildung 14: Versauerungspotenzial der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Vor allem die Batterieherstellung trägt zum Versauerungspotenzial bei, so dass der Beitrag der Fahrzeugherstellung beim BEV100 fast doppelt so hoch liegt wie beim konventionellen Pkw. Beim Plug-In Hybrid führt auch der doppelte Antriebsstrang zu einem hohen Versauerungspotenzial: Zusätzlich zur Batterie erhöht hier die Verwendung von Platin in der Abgasnachbehandlung die Versauerungswirkung. Insgesamt zeigen die elektrischen Fahrzeugkonzepte, wenn sie nicht mit erneuerbarem Strom betrieben werden, tendenziell Nachteile gegenüber den konventionellen Fahrzeugen (BEV100 +6 % ggü. Otto ICEV und +32 % ggü. Diesel ICEV), die beim BEV250 durch die große Batterie sogar zu einer Verdoppelung des Versauerungspotenzials führen.

Beim Sommersmogpotenzial (Abbildung 15) zeigt sich ebenfalls ein hoher Beitrag der Fahrzeugherstellung, auch hier durch die Batteriekapazität und doppelten Antriebsstrang beim PHEV beeinflusst. Beim Otto-Pkw entstehen zusätzlich noch hohe Emissionen flüchtiger Kohlenwasserstoffe beim Kaltstart, die auch die Bilanz der PHEV negativ beeinflussen, wenn auch in geringerem Ausmaß. Gegenüber dem Diesel-Pkw zeigen dagegen alle elektrischen Fahrzeugkonzepte Nachteile, mit Ausnahme des BEV100 auch wenn sie mit erneuerbarem Strom betrieben werden.

Abbildung 15: Sommersmogpotenzial der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Die terrestrische Eutrophierung zeigt vielfältige Beiträge und wird auch heute bei konventionellen Fahrzeugen zu etwa 50 % durch die direkten Auspuffemissionen bestimmt (und auch die Kraftstoffbereitstellung führt zu relevanten Wirkungspotenzialen (31 % bei Otto ICEV und 28 % bei Diesel ICEV). Die elektrischen Fahrzeugkonzepte haben daher, trotz zusätzlicher Beiträge in der Fahrzeugherstellung (45 % Beitrag beim BEV100) und relevanter Kraftwerksbeiträge, tendenziell leichte Vorteile. Diese fallen bei Nutzung erneuerbaren Stroms sogar noch deutlich aus. Eine Ausnahmestellung bildet hier das BEV250, das durch sein hohes Eutrophierungspotenzial die Relevanz der Batterieherstellung unterstreicht.

Abbildung 16: Potenzial terrestrischer Eutrophierung der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.

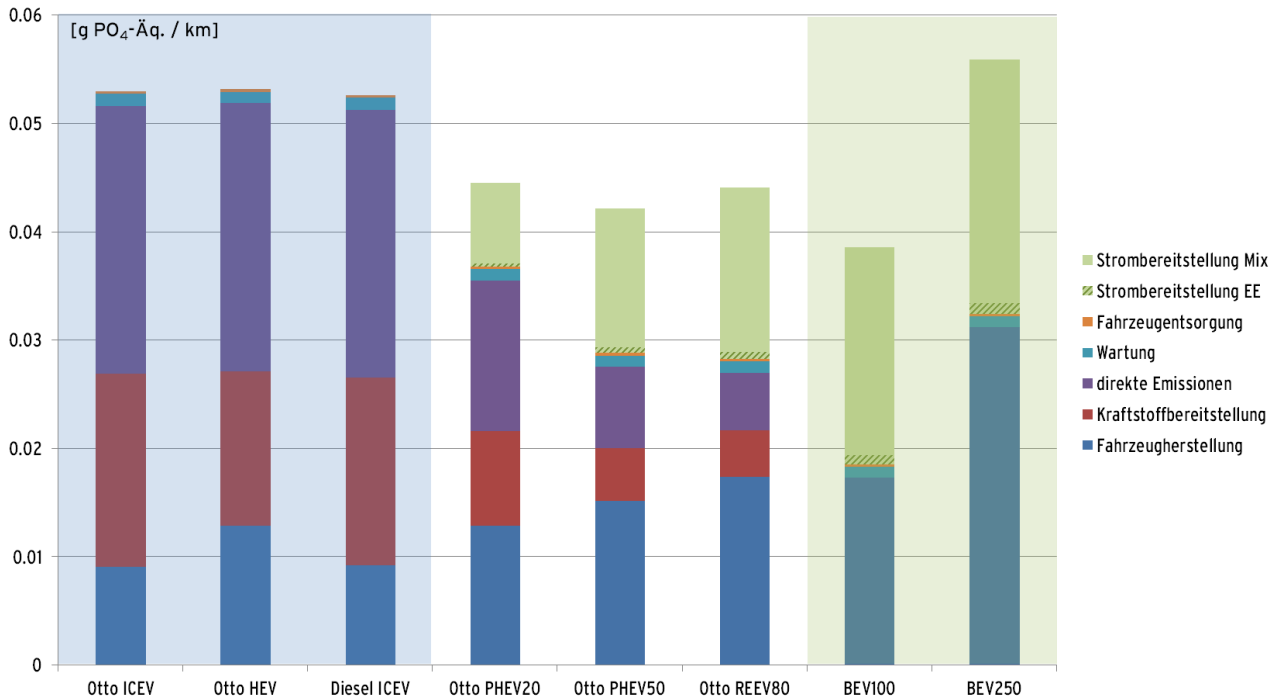
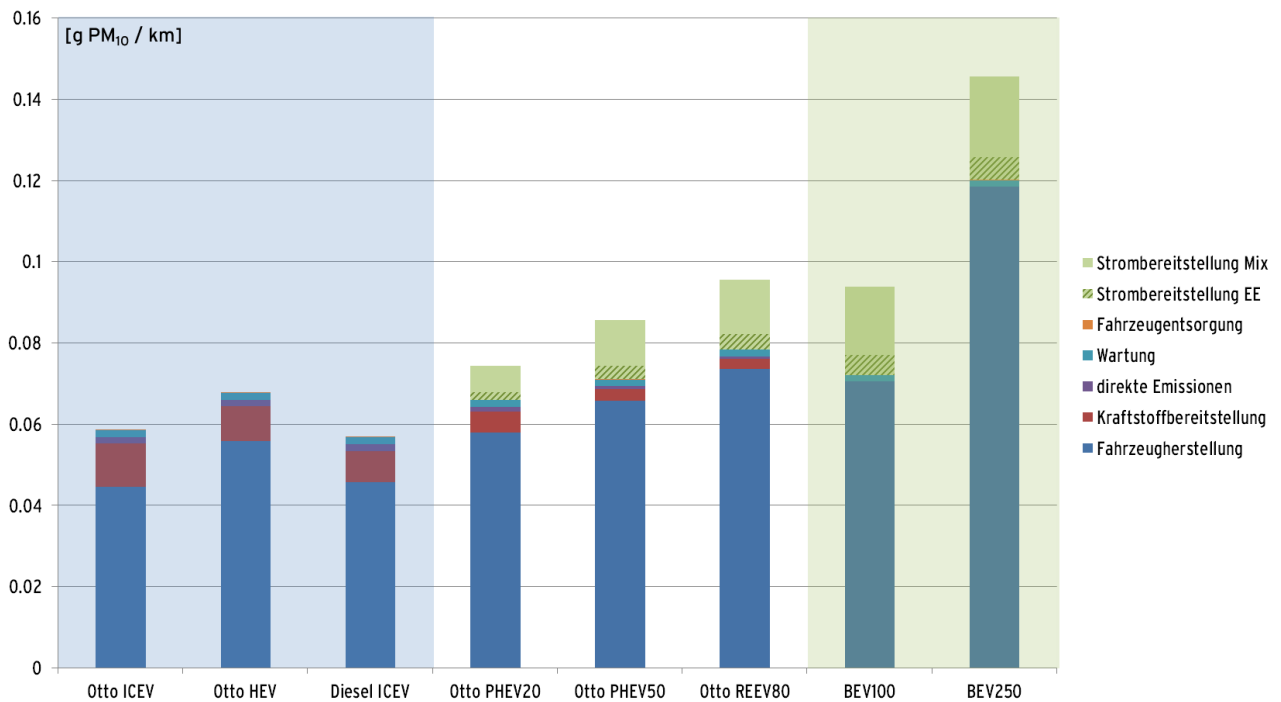
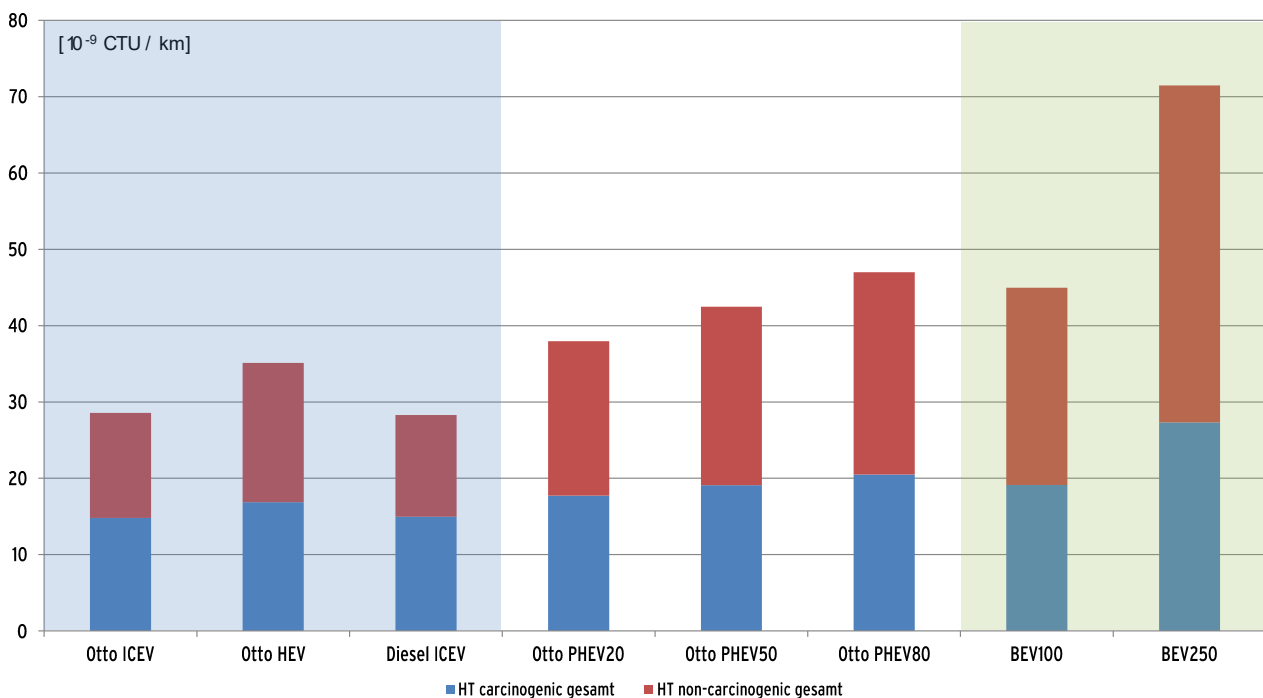


Abbildung 17: Feinstaubemissionen der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2012 (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Gesundheitlich relevante Feinstaubemissionen entstehen vorwiegend durch die Fahrzeugherstellung. Insbesondere die Herstellung von Stahlprodukten trägt zu den Feinstaubemissionen bei. Hinsichtlich der Humantoxizität nach USEtox (siehe Abbildung 18) zeigt sich ein sehr ähnliches Bild wie bei den Feinstaubemissionen, wobei karzinogene und nicht karzinogene Humantoxizität etwa gleich große Beiträge haben. Die Wirkungen gehen dabei vor allem von der Fahrzeugherstellung aus, wobei die Wirkung für die elektrifizierten Konzepte deutlich höher liegt und mit der Batteriekapazität steigt. Bei den PHEV zeigt sich zusätzlich der doppelte Antriebsstrang.

Abbildung 18: Humantoxizität (Comparative Toxicity Units) der Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km, deutscher Erzeugungsmix 2012) . Hinweis siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Die Umsetzung des neuen USEtox Modells zur Bewertung der humantoxischen Emissionen ist dabei jedoch zurzeit eine Herausforderung, welche die Ökobilanz in der praktischen Anwendung bisher nur schwer erfüllen kann. Die sachgerechte Abbildung der realen Wertschöpfungsketten bedingt – insbesondere für den dominierenden Prozess der Fahrzeug- und Batterieherstellung - die Verwendung von Datensätzen unterschiedlicher Quellen. Dadurch entstehen Ungleichgewichte bezüglich der berücksichtigten Inventare an luft- und wasserseitigen Emissionen. Während die Mehrzahl aller Wirkungskategorien mit einer Emissionsliste von 20 bis 30 Positionen bedient werden kann, ist diese Liste für die Anwendung von USEtox bedeutend länger (für bis zu 300 verschiedenen Emissionen sind im Modell Charakterisierungsfaktoren hinterlegt).

So dominieren in der Bilanz auf aktueller Datengrundlage die Schwermetalle. Die karzinogene toxikologische Relevanz der Schadstoffe geht fast allein auf Chromtrioxidemissionen in Wasser zurück, die nicht-karzinogenen toxikologische Relevanz dominieren Quecksilber- und Zinkemissionen sowie bei den Elektrofahrzeugen Emissionen an Blei, Arsen und Cadmium. Aufgrund der potenziell asymmetrischen Datenlage ist nicht klar, wieweit die Unterschiede zwischen konventionellen Fahrzeugen und Elektrofahrzeugen damit umfassend und sachgerecht wieder-

gegeben werden. Dabei ist auch zu beachten, dass USEtox gerade bei der konsistenten Berücksichtigung von Schwermetallen Schwächen aufweist. Auf der anderen Seite ist ein erhöhtes Humantoxizitätspotenzial durch die Batterieherstellung plausibel und die Tendenz höherer gesundheitlicher Auswirkungen des Systems Elektromobilität wird zusätzlich durch die Bilanz der Feinstaubemissionen gestützt.

Fazit: Bereits heute haben Elektrofahrzeuge eine sehr günstige Klimabilanz, wenn emissionsfreier Strom zum Einsatz kommt. Bei Berücksichtigung des heutigen durchschnittlichen Strommixes in Deutschland ergibt sich jedoch höchstens eine leichte Verbesserung der Klimabilanz. Bei den anderen Umweltwirkungen zeigt sich ein gemischtes Bild: Neben Vorteilen des Elektrofahrzeugs beim Sommersmog- und Eutrophierungspotenzial zeigen sich auch Nachteile (Versauerung und Feinstaubemissionen), die vor allem durch die Batterieherstellung bedingt sind.

4.1.2 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Studien

Im vorhergehenden Abschnitt wurde die Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen gegenüber früheren IFEU-Studien [IFEU, 2011a, 2013] sowohl hinsichtlich der Rahmenbedingungen, als auch hinsichtlich der Grundlagendaten weiterentwickelt. Im Kern können die Ergebnisse vergangener Studien jedoch bestätigt werden. Die Treibhausgasbilanz der Elektrofahrzeuge liegt in dieser Studie etwa auf dem Niveau der Dieselfahrzeuge und fällt damit etwas günstiger aus als in früheren Studien. Hauptgrund sind die mittlerweile höher angesetzte Energiedichte der Batterie sowie die in dieser Studie abgeleitete Batterielebensdauer, die über den betrachteten Lebensweg keinen Batteriewechsel notwendig macht. Der systematische Einbezug eines aktuellen Hybrid-Pkw mit Nickel-Metallhydrid-Batterie erfolgte in dieser Studie zum ersten Mal.

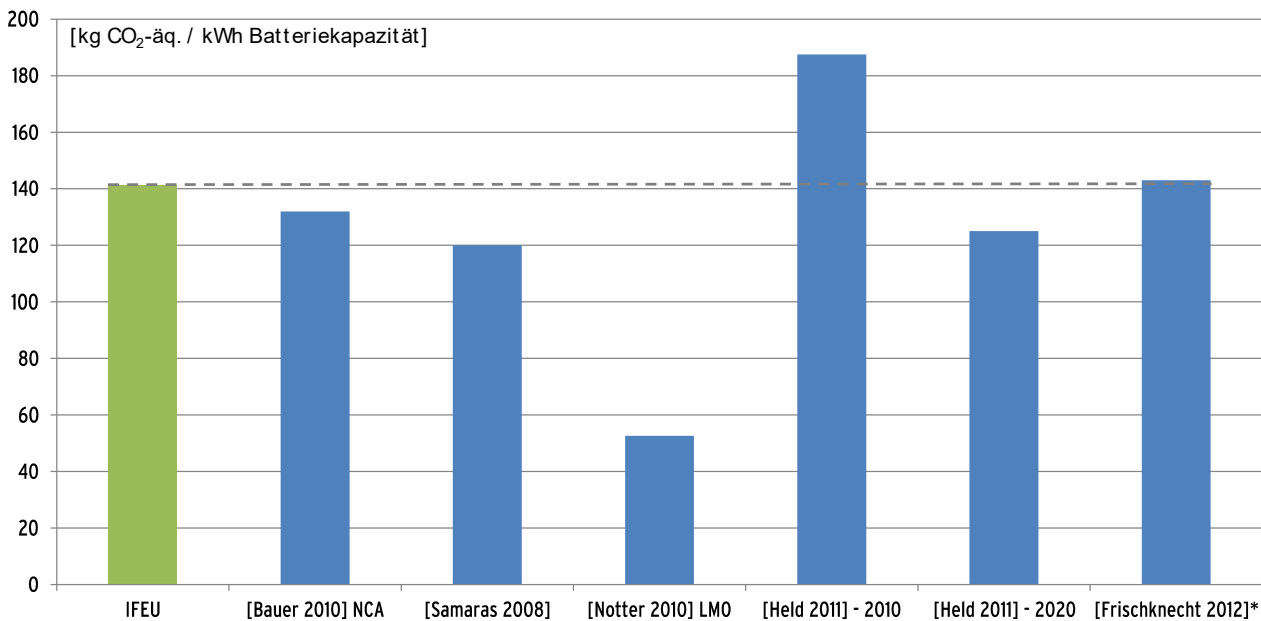
Zur Einordnung und Absicherung werden die Ergebnisse für den Treibhauseffekt in diesem Abschnitt mit den Ergebnissen anderer Studien verglichen. Aufgrund des häufig unterschiedlich angesetzten Bilanzierungsrahmens werden die Phasen des Lebenswegs dabei getrennt betrachtet. Die Ergebnisse zum konventionellen Referenzfahrzeug der Kompaktklasse können gut mit Firmenangaben verglichen werden. Die von IFEU berechneten Treibhausgasemissionen von knapp 6 Tonnen CO₂-Äquivalenten für das in Anlehnung an den VW-Golf für die Kompaktklasse abgebildeten Vergleichsfahrzeugs wird vom Umweltprädikat [VW, 2010a] gut bestätigt; hier liegen die Treibhausgasemissionen für den Golf 1,2 TS (Modelljahr 2010) bei 5,7 Tonnen CO₂-Äquivalenten.

Wichtiger ist jedoch die Frage nach der Umweltbilanz der Batterie, da diese nur bei Elektrofahrzeugen verwendet wird. Der e-Golf entspricht hier in seiner Auslegung mit einer Batteriekapazität von 24,5 kWh und einem Leergewicht von 1585 kg etwa dem von IFEU bilanzierten BEV100 (26,7 kWh; 1486 kg). Nach Umweltprädikat des e-Golf fallen für die Herstellung etwa 9 Tonnen CO₂-Emissionen an [VW, 2014], ein Wert der gut mit der IFEU-Bilanz für das BEV100 von 9,4 Tonnen CO₂-Äquivalenten (8,4 t CO₂) zusammenpasst, bedenkt man, dass die IFEU-Bilanz nicht darauf abzielt, den e-Golf abzubilden.

Ein Vergleich des Treibhauseffekts der Batterieherstellung mit verschiedenen wissenschaftlichen Studien ist in Abbildung 19 dargestellt. Da in der Regel Batterien sehr unterschiedlicher Kapazität bilanziert werden, wurde der Herstellungsaufwand auf eine kWh-Batteriekapazität bezogen. Viele Studien kommen dabei zu ähnlichen Ergebnissen, so dass die Größenordnung der IFEU-Ergebnisse gut bestätigt wird. Auffällig ist der besonders niedrig bilanzierte Treibhauseffekt in [Notter 2010]. Dieser ist vor allem in der Annahme einer besonders hohen Energiedichte begründet, die jedoch auf das Datenblatt eines einzelnen Herstellers zurückgeht [Protoscar, 2010]. Daher wird auch in [Frischknecht, 2012] gefolgert, dass hier „[...] deutlich zu tiefe Treibhausgas-Emissionen ausgewiesen werden.“ Weitere Unterschiede können in dieser Größenordnung durch unterschiedliche Zellchemie, Energiedichte und Produktionsbedingungen gut erklärt werden.

→ Ziel ist es daher, den Einfluss der Zellchemie und eines Zellrecycling näher und vergleichend zu beleuchten (siehe Abschnitt 4.1.5).

Abbildung 19: Treibhausgasemissionen der Herstellung von Li-Ionen-Batterien pro kWh Batteriekapazität



* Umrechnung auf Basis einer Energiedichte von 120 Wh/kg

Der Treibhauseffekt der Nutzungsphase wird im Wesentlichen durch den Energieverbrauch und die Strombereitstellung bestimmt. Einige Umweltbilanzen (z.B. die Volkswagen Umweltprädikate, siehe [VW, 2010a, 2014]) verwenden Verbrauchswerte des Neuen Europäischen Fahrzyklus (NEFZ) und ermitteln damit einen deutlich niedrigeren Energieverbrauch der Nutzungsphase. Hier wurde dagegen der Ansatz einer Verbrauchsmodellierung auf Basis realitätsnaher Fahrprofile des Handbuch-Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr (HBEFA) [INFRAS, 2010a] und unter Berücksichtigung von Nebenaggregaten gewählt. Die Ergebnisse werden in Abschnitt 8.3.4 verschiedenen praxisnahen Messdaten gegenübergestellt und gut bestätigt. Die Berücksichtigung realitätsnaher Verbrauchswerte, entweder unter Verwendung anderer Zyklen bzw. Messdaten (z.B. [Held, 2011]) oder über einen Korrekturfaktor zum NEFZ (z.B. [Notter et al., 2010; Öko-Institut, 2011a]) ist mittlerweile gängige Praxis in Ökobilanzen. Durch die Bedeutung der Nutzungsphase im Gesamtlebensweg hat auch das Nutzungsmuster einen deutlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis der Ökobilanz.

→ Ziel ist es daher, den Einfluss der Fahrzeugnutzung und des Betriebsstandortes auf die Umweltbewertung zu analysieren (siehe Abschnitt 4.1.3 und 4.1.4).

Einen besonders großen Einfluss auf die Umweltbewertung hat die Strombereitstellung. Die hier verwendete Bilanzierung des deutschen Strommix (bzw. des EU27-Strommix) mit zusätzlicher Sensitivität erneuerbarer Stromerzeugung wurde bereits in früheren IFEU-Studien praktiziert und ist auch gängige Praxis (siehe z.B. [Held, 2011; Notter et al., 2010; Öko-Institut, 2011a; VW, 2014]). Der CO₂-Faktor des deutschen Strommix (Erzeugungsmix) liegt nach IFEU-Bilanzierung für 2012 mit 579 g CO₂/kWh etwas über dem von UBA veröffentlichtem Wert von 562 g CO₂/kWh [UBA, 2014], berücksichtigt wird dabei jedoch auch die Vorkette mit Brennstoffgewinnung und Transport. Eine Betrachtung der zukünftigen Emissionsentwicklung der Strombereitstellung und des Einflusses der zusätzlichen Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge auf den Strommix wird nur in wenigen Umweltbilanzen durchgeführt (z.B. [Öko-Institut, 2011a]).

→ Ziel ist es daher, eine aktualisierte Umweltbewertung für Deutschland im Jahr 2030 durchzuführen (siehe Abschnitt 4.2).

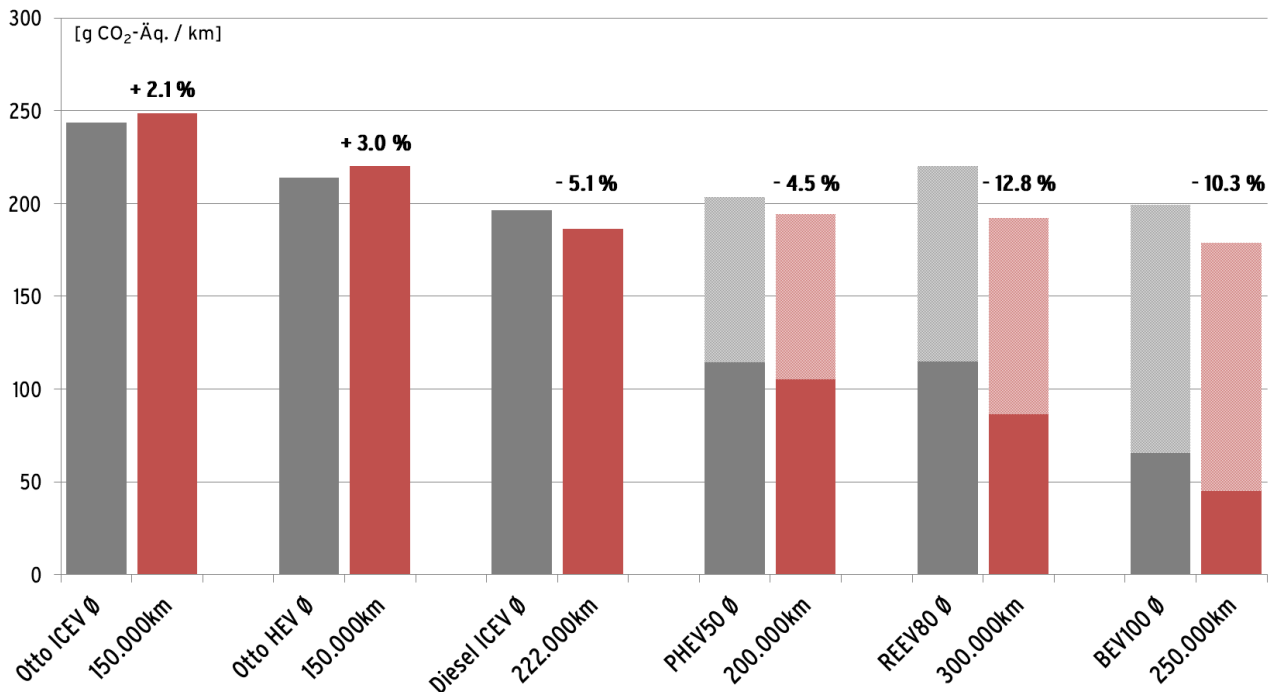
4.1.3 Einfluss der Fahrzeugnutzung auf die Umweltbewertung

Die Betrachtungen des vorangegangenen Abschnitts bezogen sich auf ein Kompaktklassefahrzeug, das bei einem mittleren deutschen Fahrprofil eine durchschnittliche Lebensfahrleistung von ca. 170.000 km erbringt. Im Folgenden geht es darum, die Bandbreite möglicher Bewertungsergebnisse aufzuzeigen, die sich aus der Vielfalt unterschiedlicher Nutzungsprofile und Anwendungen ergibt.

4.1.3.1 Einfluss der Fahrleistung

Für den Vergleich der Antriebe im vorangegangenen Kapitel wurde eine durchschnittliche Lebensfahrleistung von knapp 170.000 km über die mittlere Lebensdauer eines Fahrzeugs in Deutschland von 13 Jahren angesetzt. Diese Annahmen bestimmen, welcher Anteil der Fahrzeugherstellung und -entsorgung auf jeden gefahrenen Kilometer angerechnet werden muss. In der Praxis zeigen sich bei den Fahrleistungen jedoch deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Antrieben: Dieselfahrzeuge werden vor allem in den ersten Jahren deutlich mehr gefahren als Otto-Pkw. Dies hängt wesentlich damit zusammen, dass ihre Anschaffungskosten zwar höher sind, die Betriebskosten aufgrund der höheren Effizienz des Dieselantriebs sowie der steuerlichen Bevorzugung von Dieselmotoren aber geringer sind. Im Ergebnis erreichen mittlere Otto-Pkw über 13 Jahre eine Lebensfahrleistung von etwa 150.000 km, Diesel-Pkw dagegen etwa 220.000 km [IFEU, 2012a].

Abbildung 20: Treibhausgasemissionen der Fahrzeugkonzepte bei durchschnittlicher Fahrleistung (168.000 km, graue Balken) sowie bei der für den jeweiligen Fahrzeugtyp erwarteten Lebensfahrleistung (rote Balken). Die hellen Balkenabschnitte geben die ggü. reinem EE-Betrieb zusätzlichen Emissionen an, wenn deutscher Strommix getankt wird. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Diese Zusammenhänge gelten auch für Elektrofahrzeuge: Sie sind heute mit gegenüber konventionellen Fahrzeugen deutlich höheren Anschaffungskosten verbunden, die Betriebskosten (Steuern, Energiekosten) können jedoch erheblich niedriger liegen. Aus Vollkostensicht lohnt

die Anschaffung eines Elektrofahrzeugs daher vor allem bei hohen Lebensfahrleistungen (siehe Abschnitt 3.3.1). Aktuelle Analysen gehen entsprechend von deutlich überdurchschnittlicher Fahrleistung von Erstkäufern aus [ISI, 2013].

Setzt man solche differenzierten Lebensfahrleistungen an, dann verbessert sich die kilometerbezogene Bilanz der Elektrofahrzeuge insbesondere gegenüber Otto-Pkw (Abbildung 20). Diesel-Pkw haben ebenfalls eine überdurchschnittliche Fahrleistung, so dass die Klimawirkung von Elektrofahrzeugen weiterhin etwas höher erwartet werden kann.

Welche Betrachtung ökobilanziell „korrekt“ ist, hängt vom Ziel und Betrachtungsrahmen der Bilanz ab. Soll das technische Potenzial der Konzepte bewertet werden, kann wie in Abschnitt 4.1.1 in erster Näherung eine identische Fahrleistung angenommen werden. Soll jedoch auch das Verbraucherverhalten abgebildet werden, dann sind auch konzeptspezifische Nutzungsunterschiede (z.B. motiviert über die Kostenstruktur) zu berücksichtigen. Ein Massenmarkt für Elektrofahrzeuge wird jedoch nur mit einer anhaltenden Preisdegression der Fahrzeuge entstehen, die wiederum Rückwirkungen auf die tatsächliche durchschnittliche Fahrleistung haben wird; perspektivisch ist hier mit einer Annäherung an konventionelle Fahrzeuge zu rechnen.

Eine wichtige Frage ist, welche Rückwirkungen die abweichende Vollkostenstruktur von Elektrofahrzeugen auf das Nutzungsprofil ihrer Nutzer hat. Hier könnte z.B. der Reboundeffekt eine Rolle spielen: Die spezifischen Kilometerkosten (v.a. Stromkosten) sind im Verhältnis zum Anschaffungspreis relativ gering, was möglicherweise zusätzliche Fahrleistung induziert.

Fazit: Hohe Fahrleistungen ermöglichen Elektrofahrzeugen, ihre höheren Herstellungslasten günstiger abzuschreiben, und sind zudem ökonomisch vorteilhaft. Deshalb ist Elektromobilität in der Anfangsphase auch aus Umweltsicht für den Flottenbetrieb sowie als CarSharing-Konzept besonders geeignet, aber auch im Einsatz mit längeren Pendeldistanzen.

4.1.3.2 Einfluss des Fahrprofils

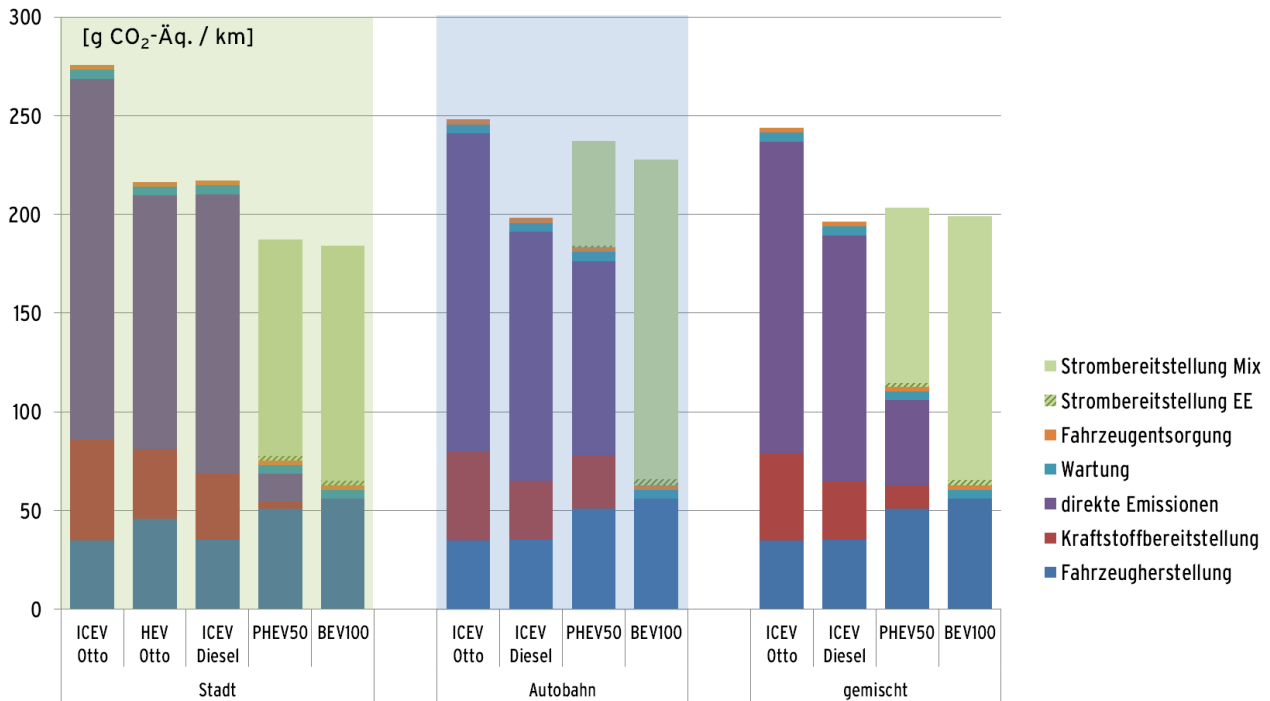
Die Effizienzcharakteristiken von Verbrennungs- und Elektroantrieb unterscheiden sich grundlegend. Der Wirkungsgrad des Elektroantriebs ist weitgehend unabhängig von der Geschwindigkeit, während Verbrennungsantriebe bei höheren Geschwindigkeiten tendenziell effizienter sind. Batterieelektrische Fahrzeuge spielen ihre Umweltvorteile daher vor allem bei niedrigen bis mittleren Geschwindigkeiten aus, wie sie im städtischen Umfeld auftreten (Abbildung 21). Im Autobahnbetrieb ergibt sich bei Nutzung durchschnittlichen Stroms gegenüber dem Otto-Pkw hingegen ein deutlich geringerer Vorteil, gegenüber einem Diesel-Fahrzeug sogar ein klarer Nachteil. Da durch die hohen Fahrwiderstände bei hohen Geschwindigkeiten auch die Reichweite deutlich geringer ist und das Laden auf Fernstrecken überproportional Zeit beansprucht, ist der Einsatz von batterieelektrischen Fahrzeugen im Fernverkehr beim derzeitigen Stand der Technik ohnehin anspruchsvoll. Die Umweltentlastungspotenziale von BEV können daher mit den voraussichtlich auftretenden Nutzungsmustern gut erschlossen werden.

PHEV erreichen im Innerortsbereich in der Regel hohe elektrische Fahranteile (> 80 %). Sie weisen daher in diesem Bereich ähnliche Umweltvorteile wie BEV auf. Im Autobahnbetrieb ist der E-Anteil jedoch gering, zudem schlägt das Mehrgewicht für den doppelten Antrieb zu Buche, das die Vorteile durch die Hybridisierung weitgehend kompensiert. Ein Otto-PHEV50 hat daher im Autobahnbetrieb eine ähnliche Treibhausgasbilanz wie ein herkömmlicher Otto-Pkw.

Vor allem im Innerortsbereich lassen sich mit einfacher Hybridisierung (HEV ohne externe Aufladung) bereits hohe Effizienzgewinne realisieren, zu derzeit noch deutlich geringeren Kosten

als bei PHEV. Die THG-Bilanz reicht hier allerdings nicht an die Elektrofahrzeuge heran; zudem können HEV nicht von zukünftigen Verbesserungen des Strommixes profitieren.

Abbildung 21: Treibhausgasemissionen der Fahrzeugkonzepte auf den einzelnen Straßenkategorien. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



4.1.3.3 Einfluss des elektrischen Fahranteils bei PHEV

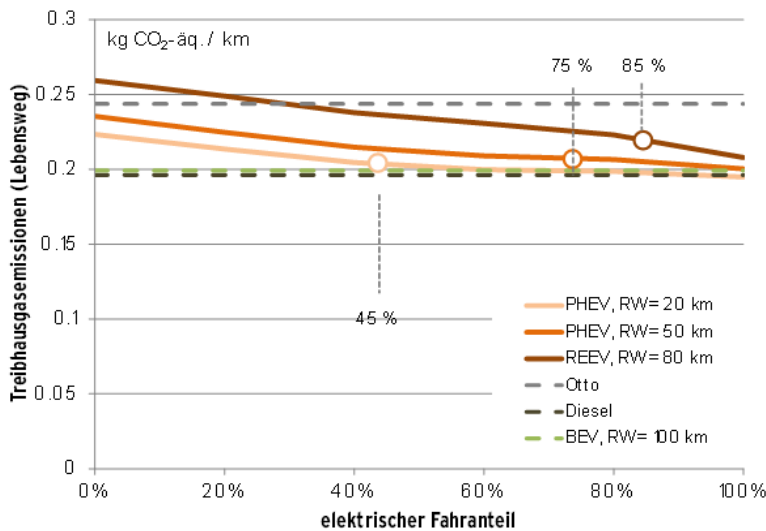
Der elektrische Fahranteil (E-Anteil) wurde bereits in früheren Studien als entscheidende Einflussgröße für die Umweltbilanz von PHEV (bzw. REEV) identifiziert [Frischknecht, 2012; Haan / Zah, 2013; IFEU, 2011a, 2013]. Abbildung 22 zeigt, wie sich deren Klimagasbilanz in Abhängigkeit des E-Fahranteils verändert. Bei geringen E-Anteilen schlagen vor allem der erhöhte Herstellungsaufwand für den doppelten Antriebsstrang sowie der gewichtsbedingt höhere Verbrauch zu Buche; der Effekt ist stärker je höher die elektrische Reichweite der Fahrzeuge ist. Range-Extender-Fahrzeuge haben dabei einen zusätzlichen Nachteil bei der Effizienz des Antriebsstrangs, da der Verbrennungsmotor hier in der Regel nicht direkt das Fahrzeug antreibt, sondern nur über einen Generator die Batterie laden kann (serieller Betrieb). Dies ist vor allem bei höheren Geschwindigkeiten mit merklichen Energieverlusten verbunden.

Mit zunehmendem E-Anteil verbessert sich die Klimagasbilanz von PHEV und REEV und liegt bei vollständig elektrischer Fahrt in etwa gleichauf mit Diesel und BEV (bei durchschnittlichem Fahrprofil und Betankung mit deutschem Strommix). Die starke Verbesserung durch Anstieg von 80% auf 100% E-Anteil ist damit begründet, dass hier vor allem Autobahnanteile auf elektrischen Betrieb umgestellt werden, die einen relativ hohen spezifischen Verbrauch haben.

PHEV hoher elektrischer Reichweite müssen dabei auch höhere E-Anteile erreichen, um das gleiche Niveau der THG-Emissionen über den Lebenszyklus zu erreichen wie PHEV mit niedrigerer elektrischer Reichweite. Aus Umweltschutzsicht ist daher anzustreben, die Reichweite nicht größer zu bemessen, als für einen Betrieb der Fahrzeuge mit hohen elektrischen Fahranteilen notwendig. Um dies einschätzen zu können, müssen die Verbraucher gut über ihr Fahr-

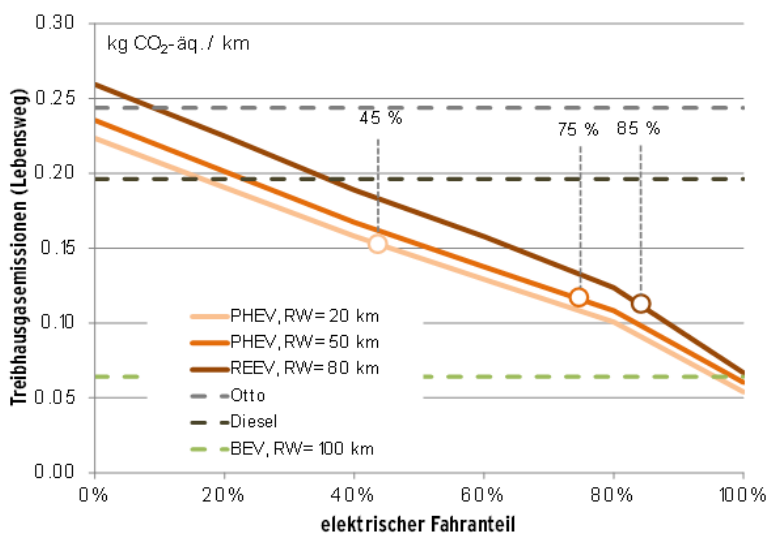
profil Beschaid wissen und zudem ihr Ladeverhalten realistisch kalkulieren. Die für die Bewertung der PHEV / REEV in dieser Studie für die heutige Situation zugrunde gelegten elektrischen Fahranteile (siehe Abschnitt 8.3.2 im Anhang), die auch in den folgenden Abbildungen eingezeichnet sind, stellen lediglich Abschätzungen auf Grundlage einer eingeschränkten Anzahl von Fahrprofilen dar.

Abbildung 22: Einfluss des elektrischen Fahranteils auf die Treibhausgasemissionen von PHEV (deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Bei hohen Anteilen erneuerbarer Energien in der Strombereitstellung ist das Potential zur Treibhausgasemissionen bei PHEV / REEV ungleich größer (Abbildung 23). Wird ihr Strombedarf komplett aus Windenergie gedeckt, so ergibt sich bereits ab einem elektrischen Fahranteil zwischen 40 % und 50 % ein Vorteil gegenüber dem Dieselantrieb. Bei vollständig elektrischer Fahrt können gegenüber dem Diesel bis zu zwei Drittel der Emissionen eingespart werden.

Abbildung 23: Einfluss des elektrischen Fahranteils auf die Treibhausgasemissionen von PHEV (Windenergie). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Bei PHEV mit kleiner Batterie (z.B. PHEV20) ist zu beachten, dass hohe elektrische Fahranteile hier eine hohe Anzahl von Ladezyklen über die Lebensdauer zur Folge haben, was eine hohe

Belastung der Batterie bedeutet. Das eLCAR-Batteriemodell weist für das PHEV20 bei vollständig elektrischer Fahrt eine deutliche Verkürzung der Batterielebensdauer aus; das Ausmaß dieses Effekts wird jedoch erheblich beeinflusst von den Betriebsparametern der Batterie (Temperaturmanagement) und dem Ladeverhalten (Entladetiefe). Es gilt zu beobachten, ob diese Fahrzeuge (z.B. der Toyota Prius Plug-in mit einer elektrischen Reichweite von 20 km) in der Praxis solche E-Anteile erreichen und wie die Hersteller ihre Garantien bemessen.

Fazit: Bei PHEV sind für den Umweltnutzen zwei Aspekte gleichermaßen wichtig: Hohe elektrische Fahranteile unter Beachtung der Batterielebensdauer und eine CO₂-arme Strombereitstellung.

4.1.3.4 Einfluss des Ladeverhaltens

Ist es bei Verbrennungsfahrzeugen für die Umweltbewertung relativ unerheblich, wann und wie die Fahrzeuge betankt werden, so gilt es hier bei Elektrofahrzeugen den Einfluss der Ladeleistung, der Entladetiefe (Vollzyklen oder Teilzyklen) sowie des mittleren Ladezustandes (SOC) zu berücksichtigen. Grundlagen hierzu finden sich im Anhang, Abschnitt 8.3.3.

Grundsätzlich ist eine „flache“ Zyklisierung für Lithium-Ionen-Batterien schonender als Vollzyklen. Für die vorliegenden Untersuchungen wurde eine mittlere Entladetiefe von 60 % gewählt. Derzeit deutet vieles darauf hin, dass unter normalen Bedingungen die bei Pkw-Traktionsbatterien auftretenden Alterungseffekte primär kalendarischer Natur sind und mit der Zyklisierung nur in geringem Umfang korrelieren. Der Einfluss der Entladetiefe wird daher hier nicht detailliert untersucht.

Der mittlere Ladezustand (SOC) beeinflusst die kalendarische Lebensdauer der Batterie. Bei hohen Ladezuständen (> 80 %) nimmt diese ab, wobei der Effekt nahe 100 % SOC besonders stark ausgeprägt ist. IFEU-Abschätzungen auf Grundlage von [Smith et al., 2012] gehen von einer Reduktion der kalendarischen Batterielebensdauer um etwa 15 % bei 90 % SOC und von 40 % bei 100 % SOC aus. Die Klimagasbilanz über den gesamten Lebensweg kann sich dadurch theoretisch um bis zu 20 % verschlechtern³³ (siehe Abbildung 24 und Abbildung 25), zudem hat eine verkürzte Lebensdauer negative wirtschaftliche Folgen aus Sicht der Nutzer.

In der Praxis ist allerdings zu berücksichtigen, dass das Batteriemanagementsystem in der Regel eine vollständige Ladung auf 100 % im Sinne der Lebensdauer nicht zulässt; welche Energiemenge genau 100 % SOC entspricht, ist überdies abhängig von der Definition. Zudem setzen durchschnittliche Ladezustände nahe 100 % ein besonderes Nutzerverhalten voraus (wenig fahren, nach der Fahrt immer sofort laden). Ein solches Nutzerverhalten könnte andererseits durch die anfängliche Reichweitenangst unerfahrener Nutzer begünstigt werden, die mit ihrem Fahrzeug jederzeit den maximal möglichen Aktionsradius haben möchten. Aus Sicht der Hersteller bedeutet eine Freigabe auch des oberen SOC-Bereichs eine höhere Speicherdichte und damit höhere nominelle Reichweite ihrer Fahrzeuge, wodurch diese attraktiver und in der Herstellung kostengünstiger werden. Eine gesetzliche Gewährleistungsanforderung für die Batterien könnte hier Anreize schaffen, das Gesamtsystem im Sinne einer möglichst langen Batterielebensdauer auszugestalten.

³³ Für diese Abschätzung und die Darstellung in den folgenden Abbildungen wurde die Fahrleistung der Fahrzeuge konstant belassen. Die Emissionen durch die Herstellung der Ersatzbatterie wurden dem Lebenszyklus entsprechend des Anteils der Fahrleistung zugerechnet, die mit der zweiten Batterie erbracht wird.

Die Ladeleistung beeinflusst vor allem die (thermischen) Energieverluste während des Ladens. Daher erhöht sich bei Schnellladung der Stromverbrauch ab Steckdose signifikant: Selbst wenn man unterstellt, dass die Verluste im Ladegerät bei Schnellladung nicht höher sind als beim normalen Laden (hierzu standen keine Daten zur Verfügung), steigt der Stromverbrauch bei Ladung mit 50 kW allein durch die zusätzlichen Verluste in der Batterie um bis zu 10 % an. Je kleiner die Batterie ist, desto stärker wirkt sich der Effekt aus, weswegen PHEV bei gleicher Ladeleistung in der Regel einen geringeren Ladewirkungsgrad haben. Die Effekte auf die THG-Bilanz sind ebenfalls in den Abbildungen dargestellt.

Kleinere Batterien sind bei gleicher Ladeleistung höheren Strömen unterworfen, was auch Einfluss auf ihre Lebensdauer haben kann. Für den PHEV50 ergab das eLCAR-Batteriemodell bei Ladung mit 50 kW eine um ein Jahr reduzierte Batterielebensdauer. Es sollte daher sichergestellt werden, dass Hersteller ihre Fahrzeuge nur für solche Ladeleistungen spezifizieren, die im Sinne eines nachhaltigen Betriebs vertretbar sind.

Abbildung 24: Einfluss des Ladeverhaltens auf die Treibhausgasemissionen bei PHEV50 (deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.

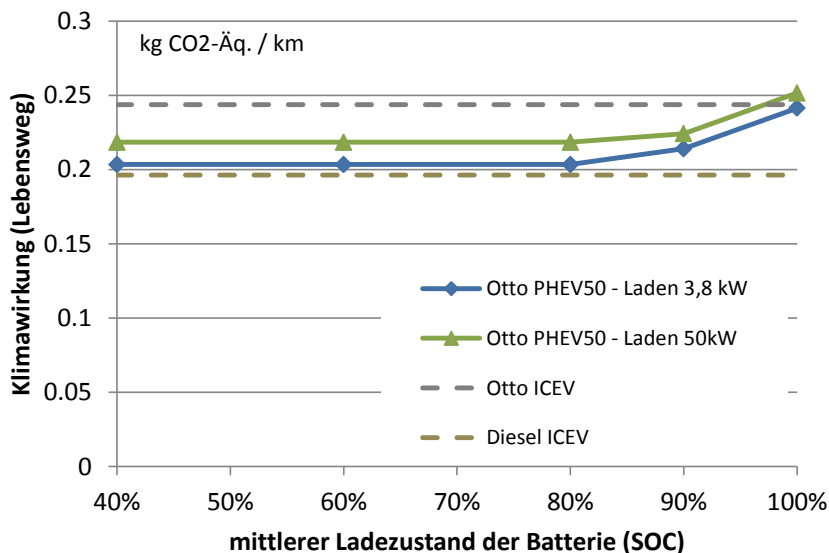
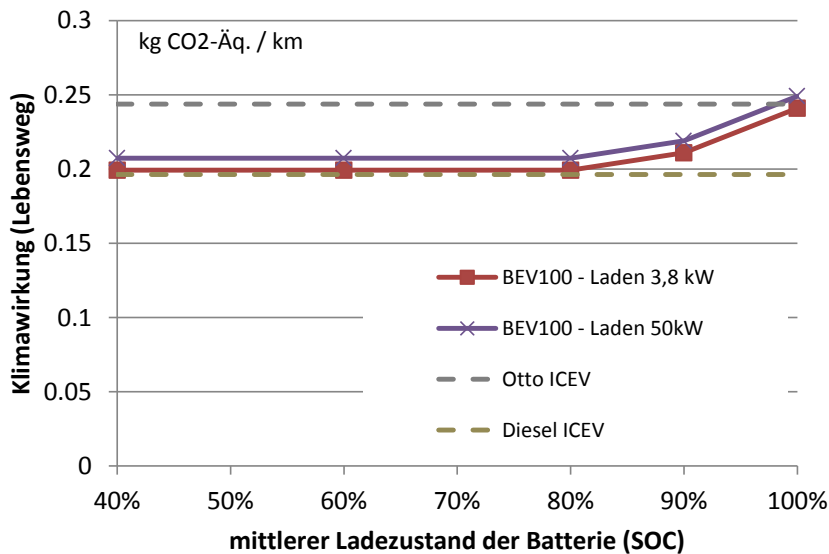


Abbildung 25: Einfluss des Ladeverhaltens auf die Treibhausgasemissionen bei BEV100 (deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Fazit: Die Gefahr einer vorzeitig defekten Batterie durch hohe Ladezustände ist derzeit wahrscheinlich gering. Intelligente Ladesteuerungen können zukünftig zudem dazu beitragen, die Lademuster im Sinne der Batterielebensdauer zu optimieren. Ein Monitoring der tatsächlichen Lebensdauer von Elektrofahrzeugen ist jedoch unbedingt notwendig, um weitere Erkenntnisse über die Batteriealterung, die dafür ausschlaggebenden Faktoren und ihre Folgen für die Umweltbewertung zu erlangen.

4.1.3.5 Einfluss der Weiterverwendung von Batterien (Second-Life)

Kriterium für die Lebensdauer einer Lithium-Ionenbatterie ist derzeit das Erreichen einer Restkapazität von 80 % der ursprünglichen Nennkapazität. Dieser Wert stellt dabei jedoch eine Konvention für den mobilen Bereich dar und ist nicht prinzipiell gleichbedeutend mit einer Funktionsuntüchtigkeit der Batterie. Daher wird aktuell auch eine Weiternutzung von Batterien, insbesondere im stationären Bereich diskutiert, da hier Gewicht und Platz, und damit die geringere Restkapazität, eine geringere Rolle spielen als beim mobilen Einsatz.

Zentraler Aspekt einer sinnvollen Weiterverwendung ist dabei jedoch der gesamte Batteriezustand, da die Kapazität alleine noch keine Rückschlüsse auf das weitere Alterungsverhalten zulässt. Hier spielen auch die Temperierung der Batterie und das Ladeverhalten während der automobilen Nutzung eine wichtige Rolle (siehe Abschnitt 8.3.3). Diese Aspekte werden aktuell weiter untersucht (z.B. im Rahmen des vom BMUB geförderten Projektes StaTrak³⁴). Derzeit ist die Berücksichtigung einer Weiterverwendung der Batterien im Rahmen der Umweltbilanzen jedoch noch mit großen Unsicherheiten verbunden.

Zusätzlich ist die Bilanzierung einer Weiterverwendung von Batterien auch mit methodischen Fragen verbunden. Prinzipiell ist eine Erweiterung des betrachteten Systems auf stationäre

³⁴ <http://www.erneuerbar-mobil.de/de/projekte/vorhaben-im-bereich-der-elektromobilitaet-von-2013/forschung-und-entwicklung-zum-thema-batterierecycling/dateien-pressematerial-etc/flyer-statrak.pdf> (aufgerufen am 01.05.2014)

Speicherung möglich, die funktionelle Einheit der Betrachtung ändert sich dabei jedoch fundamental. Eine vollständige und sachgerechte Abbildung beider Systeme liegt außerhalb der Systemgrenzen der vorliegenden Untersuchung. Ein pragmatischer Ansatz im Rahmen von Ökobilanzen ist es, die Umweltlasten der Batterieproduktion und -entsorgung bzw. des Recyclings von Zellmaterialien den beiden Abschnitten der Nutzungsphase – mobile Nutzung und stationäre Nachnutzung – „gerecht“ zuzuordnen. Eine streng wissenschaftliche Antwort auf die Frage nach „gerechten“ Allokationskriterien gibt es dabei jedoch nicht (siehe hierzu auch [Klöpper & Grahl]). Prinzipiell bietet sich in einem ersten Ansatz eine Allokation

- a. nach Nutzungszeit oder
- b. nach Neu- bzw. Restwert der Batterie an.

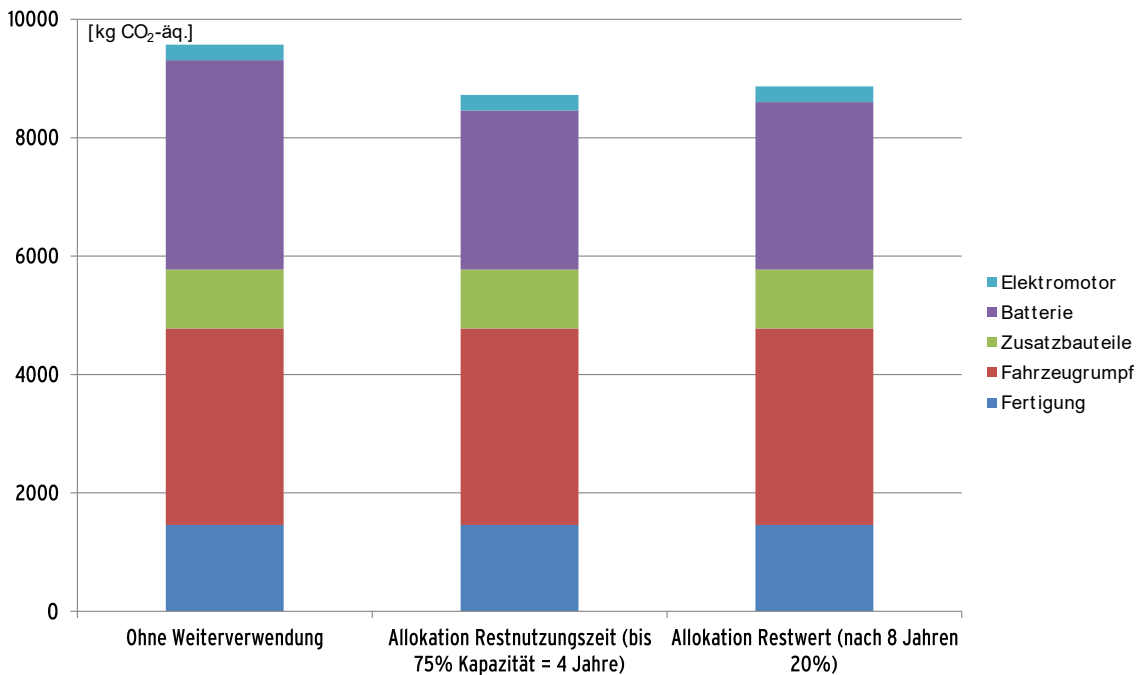
Zu a): Während die automobilen Nutzungszeit in den Szenarien mit 13 Jahren klar definiert ist, bestehen große Unsicherheiten bzgl. der potenziellen stationären Restnutzungszeit. Definiert man eine Restkapazität von 75 % als Lebensende der stationären Nutzung ergibt sich nach Batteriemodell eine Gesamtlebenszeit von 17 Jahren. Nur 75 % des Herstellungsaufwands müssten demnach der automobilen Nutzung zugerechnet werden. Auch eine niedrigere Restkapazität ist bei stationärer Nutzung vorstellbar, begrenzend wirken eher Leistungsparameter und Sicherheitsaspekte, die mit dem bestehenden Batteriemodell nicht zuverlässig beantwortet werden können. Experten sehen einen beschleunigten Kapazitätsverlust unterhalb von 80 % Restkapazität³⁵, so dass die Gesamtnutzungsdauer 20 Jahre kaum übersteigen dürfte. Mit einer Allokation allein auf Basis der Nutzungszeit wird zudem nicht der Zustand der Batterie berücksichtigt, der im Rahmen der Weiterverwendung deutlich schlechtere technische Parameter aufweist, prinzipiell aber gleich behandelt wird.

Zu b): Eine ökonomische Allokation würde den tatsächlichen Nutzwert der Batterie besser berücksichtigen, da sich der potenzielle Nutzen der Batterie unter Berücksichtigung ihres Zustands im Restwert der Batterie niederschlagen wird. Tendenziell ist bei diesem Ansatz mit einer stärkeren Zuordnung des Herstellungsaufwands auf die automobilen Nutzung zu rechnen. Nach [ISI, 2013] sinkt der Restwert eines Fahrzeugs mittlerer Jahresfahrleistung bereits nach 8 Jahren auf etwa 20 % des Neuwertes. Bei den Batterien liegt der Restwert aufgrund der Unsicherheiten bzgl. des Zustands und damit der weiteren Nutzbarkeit wahrscheinlich noch niedriger.

Vorstellbar wäre auch eine Allokation nach tatsächlicher Nutzung, also gespeicherter Energiemenge (z.B. Ladung oder Entladung). Hier kommen dann jedoch weitere Unsicherheiten bzgl. der stationären Weiterverwendung dazu, die sehr unterschiedlich ausfallen kann und damit auch nicht notwendigerweise sachgerecht abgebildet ist (regelmäßige Nutzung vs. Notfallaggregat). Während die Alterung von Traktionsbatterien in den ersten Jahren einer automobilen Nutzung im Rahmen dieser und anderer Studien bereits umfangreich untersucht wurde, gibt es bisher nur wenige Analysen zur Restlebensdauer und potenziellen Weiternutzungsmodellen. Diese werden aktuell im Rahmen des vom BMUB geförderten Projektes StaTrak untersucht, z.B. hinsichtlich Restwert und anwendungsabhängige Restlebensdauer. Auf dieser Basis können dann möglicherweise wirtschaftliche Geschäftsmodelle entwickelt werden. Aktuell liegen hier aber noch keine belastbaren Daten vor.

³⁵ Diskussion des begleitenden Fachworkshop (21.02.2013) und Experteninterviews während der Projektphase.

Abbildung 26: Treibhausgasemissionen der Fahrzeugherstellung (BEV100) für die Nutzungsphase (beispielhafte Allokation des Batteriebeitrags auf die Nutzungsphase bei angenommener Weiterverwendung)



Zu berücksichtigen sind bei der Entwicklung von Geschäftsmodellen auch Montagekosten sowie Sicherheitsfragen. Die Frage nach der wirtschaftlichen Realisierbarkeit lässt sich damit noch nicht zuverlässig beantworten. Der Entlastungseffekt dürfte je nach methodischem Allokationsansatz jedoch eher unter 30 % des Herstellungsaufwands für die Batterie liegen und damit über den Gesamtlebenszyklus eine eher untergeordnete Rolle spielen. Dabei ist auch zu beachten, dass die Weiterverwendung von Batterien auf echten Bedarf treffen muss und damit dann tatsächlich Primärmaterial ersetzt. Erfolgt dies nicht, verzögert die Weiterverwendung die Verfügbarkeit der in der Batterie gebundenen Sekundärrohstoffe für neue effizientere Produktionen und verstärkt Primärrohstoffbedarf dafür.

4.1.3.6 Spezielle Anwendungsfälle von Elektrofahrzeugen

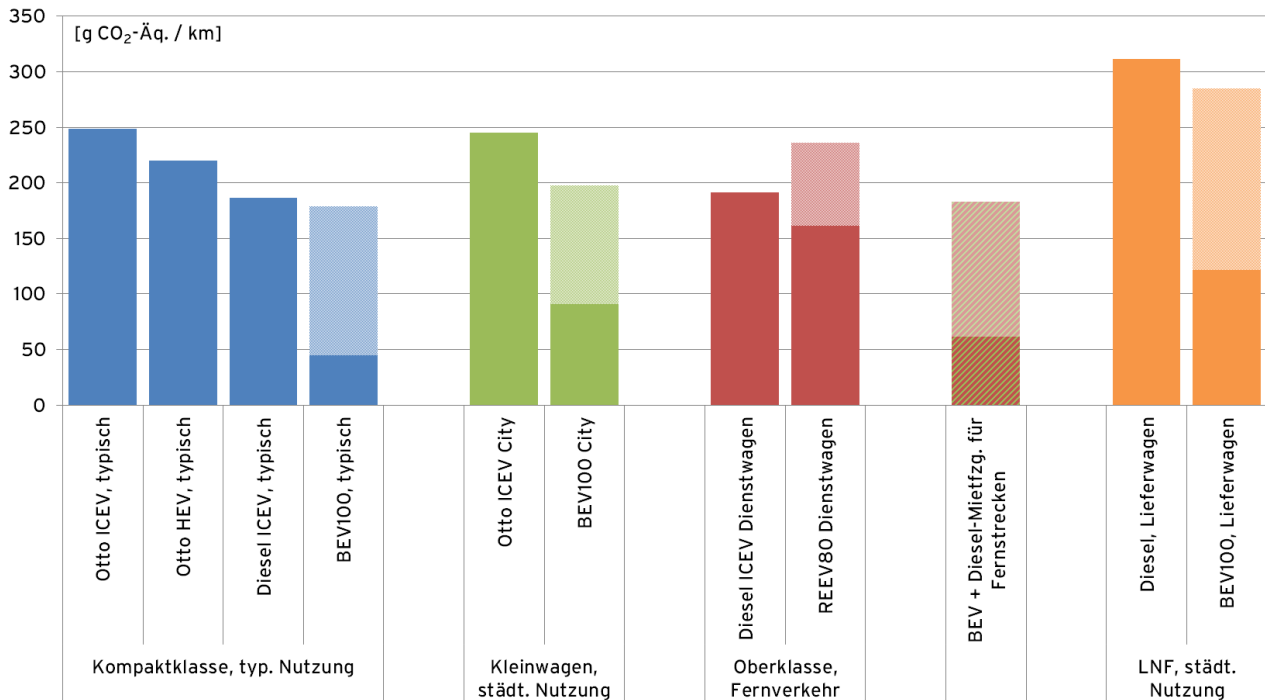
Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten der Einfluss verschiedener nutzungsbezogener Parameter ermittelt wurde, sollen auf dieser Grundlage im Folgenden einige verschiedene konkrete Anwendungsfälle verglichen werden (Abbildung 27). Variiert werden dabei sowohl die Fahrleistung als auch das Fahrprofil sowie die Fahrzeuggröße (siehe Tabelle 11).

Die blauen Balken stellen die Klimawirkung für ein mittleres Kompaktklassefahrzeug in verschiedenen Antriebsvarianten dar. Bei den hier angenommenen hohen Fahrleistungen des BEV ist die Abschreibung des Herstellungsaufwands pro km günstig, so dass sich ein erheblicher Vorteil gegenüber den Otto-Fahrzeugen und ein leichter Vorteil auch gegenüber dem Diesel-Vergleichsfahrzeug ergibt.

Im Anwendungsfall „städtische Nutzung“ (grüne Balken) wird ein Kleinwagen mit einer relativ geringen Lebensfahrleistung von 100.000 km betrachtet. Obwohl also in diesem Fall die Fahrleistung beim ICEV und beim BEV identisch ist und im Fall des BEV deutlich höhere Herstellungslasten abgeschrieben werden müssen, ergibt sich ein deutlicher Vorteil von ca. 20 % für das BEV, der im Falle einer bevorzugten Nutzung von EE-Strom weiter ansteigt. Grund ist vor allem der hohe Effizienzvorteil des elektrischen Antriebs im städtischen Bereich. Erreichen die

Fahrzeuge deutlich höhere Fahrleistungen (beispielsweise im CarSharing-Betrieb), so erhöht dies den Vorteil des BEV ebenfalls.

Abbildung 27: Treibhausgasemissionen verschiedener Anwendungen über den gesamten Lebensweg. Die dunklen Balkenabschnitte geben die Emissionen bei EE-Betrieb an, die hellen Balkenabschnitte die zusätzlichen Emissionen, wenn Strommix getankt wird. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Für den Anwendungsfall eines Dienstwagens (Oberklasse), der vor allem auf Fernstrecken unterwegs ist, erscheint neben dem klassischen Dieselfahrzeug ein REEV realistisch. Hier wurden daher ein Autobahnanteil von 60 % und eine hohe Lebensfahrleistung von 300.000 km angenommen. Aufgrund des hohen Fernstreckenanteils wird hier insgesamt von nur 50 % E-Betrieb ausgegangen. Es zeigt sich gegenüber dem Diesel eine deutliche Erhöhung der Treibhausgasemissionen um etwa 20 %. Selbst unter Annahme des für das Jahr 2030 erwarteten Strommixes (~ 300 g CO₂-Äq./kWh) ergibt sich hier kein Vorteil für den REEV. Dies ist erst bei nahezu vollständiger Versorgung mit erneuerbarem Strom der Fall. Die Gründe für das vergleichsweise schlechte Abschneiden des REEV in diesem Anwendungsfall liegen zum einen in der Herstellung der recht großen Batterie, zu deren Abschreibung ein höherer elektrischer Fahranteil notwendig wäre. Zum anderen ist die Effizienz des Range Extenders gerade im Betrieb bei hoher Belastung gegenüber einem direkten Dieselantrieb eher gering.

Tabelle 11: Lebensfahrleistungen der in Abbildung 27 dargestellten Anwendungsfälle

Fahrleistung	Otto	Diesel	REEV	BEV
Kompaktklasse, typisch	150.000 km	220.000 km		250.000 km
Kleinwagen, City	100.000 km			100.000 km
Oberklasse, Fernverkehr		300.000 km	300.000 km	
Lieferwagen, City		250.000 km		250.000 km
BEV + Mietwagen		25.000 km		225.000 km

Seit einiger Zeit ist ein Trend zur Vermarktung von Mobilitätsdienstleistungen anstelle von Fahrzeugen zu beobachten [Difu / Bundesverband CarSharing, 2014; ifmo, 2011; Schade et al., 2012]. Hierbei wird dem Kunden abhängig vom gewünschten Nutzungsprofil ein passendes Fahrzeug zur Verfügung gestellt. Dies könnte beispielsweise bedeuten, dass der Kunde an denjenigen Tagen, an denen er weniger als 100 km zurücklegt, ein BEV100 nutzt, und ansonsten ein Dieselfahrzeug gestellt bekommt. Diesen Fall stellt die schraffierte Säule dar. Die Klimagasbilanz unterscheidet sich hierbei kaum von der ausschließlichen Nutzung eines BEV100, dennoch ist die Reichweite im Bedarfsfall nicht eingeschränkt. Zudem profitiert dieser Anwendungsfall von einer perspektivisch saubereren Strombereitstellung fast ebenso wie die abschließliche Nutzung eines BEV.

Zusätzlich Abbildung 27 den Anwendungsfall eines leichten Nutzfahrzeugs im städtischen Lieferverkehr. Die THG-Emissionen über den Lebensweg können hier bereits heute um ca. 7 % reduziert werden. Zudem ergeben sich Potenziale zur Verbesserung der städtischen Luftqualität und zur Reduktion der Lärmbelastung, gerade bei nächtlicher Anlieferung und in verkehrsberuhigten Bereichen [Vattenfall Innovation GmbH / Daimler AG, 2011].

Fazit: Die Anwendung für kürzere Strecken im städtischen Umfeld ist und bleibt für Elektrofahrzeuge aus ökobilanzieller Sicht gegenüber konventionellen Fahrzeugen besonders interessant. In der Gesamtbewertung muss hier allerdings auch die Konkurrenz zum ÖPNV betrachtet werden. Bei hohem Fernstreckenanteil ist eine Substitution von großen Dieselfahrzeugen durch PHEV bei durchschnittlichem deutschem Strombezug umweltseitig derzeit nicht sinnvoll. Dies kann sich nur bei hohen EE-Anteilen in der Strombereitstellung ändern. Die aus Umweltsicht optimale Antriebstechnik hängt entscheidend vom Nutzungsprofil ab. Eine an die jeweilige Situation angepasste Fahrzeugwahl ist der Nutzung eines einzelnen Fahrzeugs für alle Anwendungsbereiche vorzuziehen.

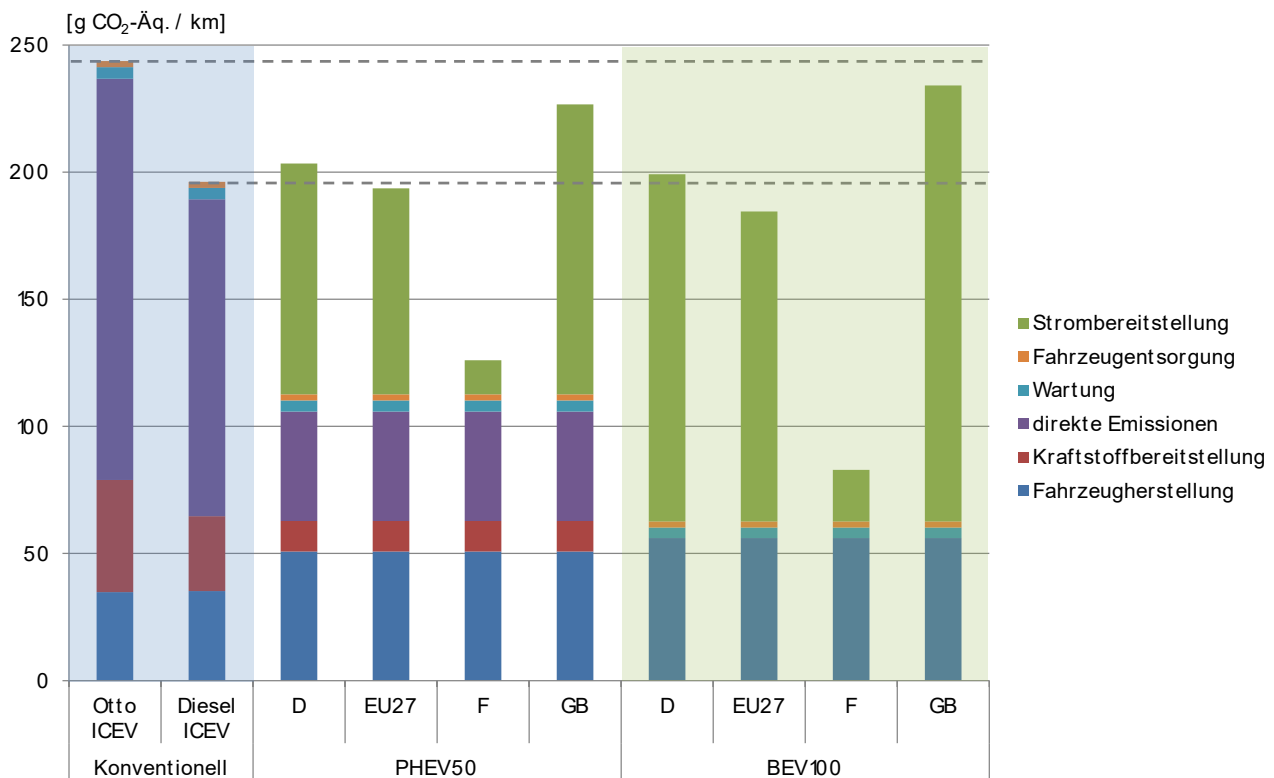
4.1.4 Geographische Einflüsse auf die Umweltbewertung

Neben den nutzungsbezogenen Einflüssen bestimmen auch die geographischen bzw. energiepolitischen Voraussetzungen die Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen. Dies betrifft in erster Linie die Strombereitstellung, die in der Regel den größten Anteil der Treibhausgasemissionen verursacht. Relevant ist aber auch der Einfluss der klimatischen Gegebenheiten auf die Batteriealterung und damit auf deren Lebensdauer.

4.1.4.1 Regionale Unterschiede der Strombereitstellung

Die Klimawirkungen der Elektromobilität hängen stark von der Energiepolitik desjenigen Landes ab, in dem die Fahrzeuge betrieben werden. Für Deutschland liegen sie heute (bei mittlerem Fahrprofil) etwa gleichauf mit Dieselfahrzeugen, im EU-Durchschnitt etwas darunter. Frankreich hat durch seinen hohen Kernkraftanteil eine CO₂-arme Stromversorgung, weshalb der Betrieb von Batteriefahrzeugen dort nur ein Drittel der Klimawirkung konventioneller Fahrzeuge verursacht (es ist darauf hinzuweisen, dass andere Umweltwirkungen der Atomenergie an dieser Stelle nicht umfassend berücksichtigt werden). In Großbritannien sind Elektrofahrzeuge hingegen aufgrund des hohen Kohleanteils bei der Stromerzeugung dem Diesel in puncto Klimawirkung unterlegen.

Abbildung 28: Treibhausgasemissionen der Fahrzeugkonzepte bei Nutzung des Erzeugungsmix verschiedener europäischer Länder als Fahrstrom. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Entscheidend für die Umweltwirkungen der Elektromobilität als Technologie ist letztlich allerdings weniger der durchschnittliche Strommix zum heutigen Zeitpunkt, sondern die Fragen,

- welche Kraftwerke zur Deckung des zusätzlichen Strombedarfs durch Elektrofahrzeuge herangezogen werden („Marginalmix“) und
- wie der Kraftwerkspark aussieht, wenn das Stadium des Massenmarkts erreicht ist.

Beide Fragen werden in Abschnitt Kap. 4.2.3 detailliert erörtert.

Unabhängig vom jeweiligen nationalen Strommix können Nutzer durch den Bezug von zertifiziertem Ökostrom ein Signal in Richtung des Ausbaus erneuerbarer Energien setzen. Inwieweit dadurch allerdings tatsächlich eine Minderung der Treibhausgasemissionen erreicht werden kann, ist im Allgemeinen fraglich, was dem Überangebot an zertifiziertem Ökostrom auf dem Markt und der in der Regel geringen Zahlungsbereitschaft der Kunden geschuldet ist [IE Leipzig et al., 2014]. Eine einfache ökobilanzielle Anrechnung von Ökostrom als ausschließlich erneuerbare Energie kann aus wissenschaftlicher Sicht derzeit nicht vertreten werden.

4.1.4.2 Klimatische Einflüsse

Das Klima, in dem ein Elektrofahrzeug betrieben wird, hat verschiedene Einflüsse auf Verbrauch und Lebensdauer der Batterie (siehe Anhang, Abschnitt 8.3.3). Zum einen wird der Batteriewirkungsgrad durch deren Betriebstemperatur beeinflusst, zum anderen beeinflusst die Umgebungstemperatur die Lebensdauer der Batterie. Zudem ist der Energieaufwand für Heizung und Klimaanlage, der die Reichweite erheblich beeinflusst, stark vom Klima abhängig.

Ein BEV100 ist in dieser Studie so definiert, dass es bei Raumtemperatur (20°C) und durchschnittlichem Fahrprofil eine Reichweite von 100 km erreicht. Bei Batterietemperaturen unter 20°C nimmt die effektive Kapazität kontinuierlich mit der Temperatur ab, bei -20°C beträgt sie nur noch etwa die Hälfte der Nennkapazität. Zudem steigt bei niedrigen Temperaturen der Innenwiderstand der Batterie, wodurch sich die Effizienz verringert. Beide Effekte verringern die effektive Reichweite der Fahrzeuge.

Abbildung 29: Mittlere effektive Reichweite eines BEV100 in verschiedenen Klimazonen

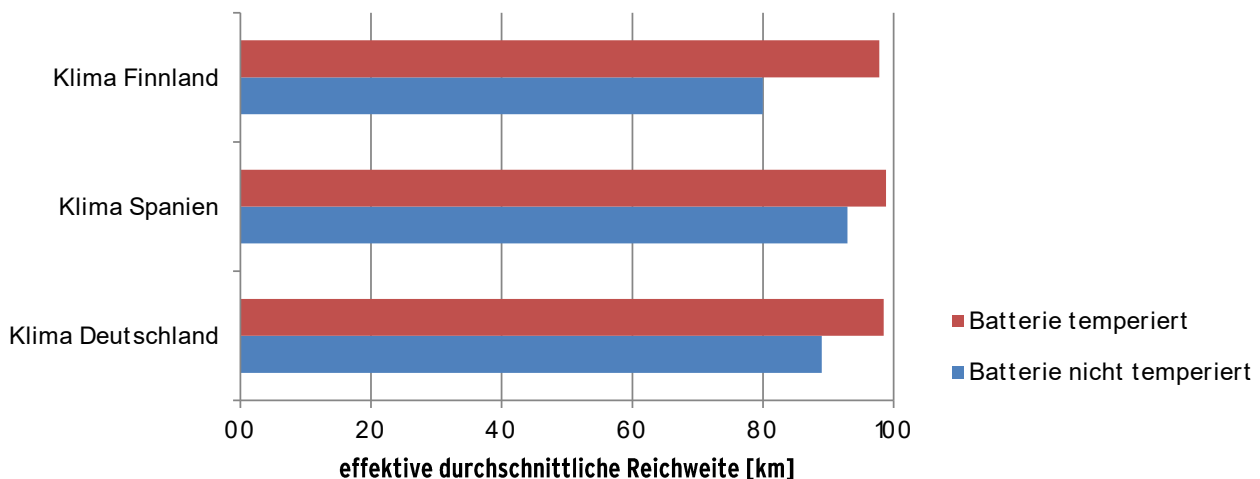
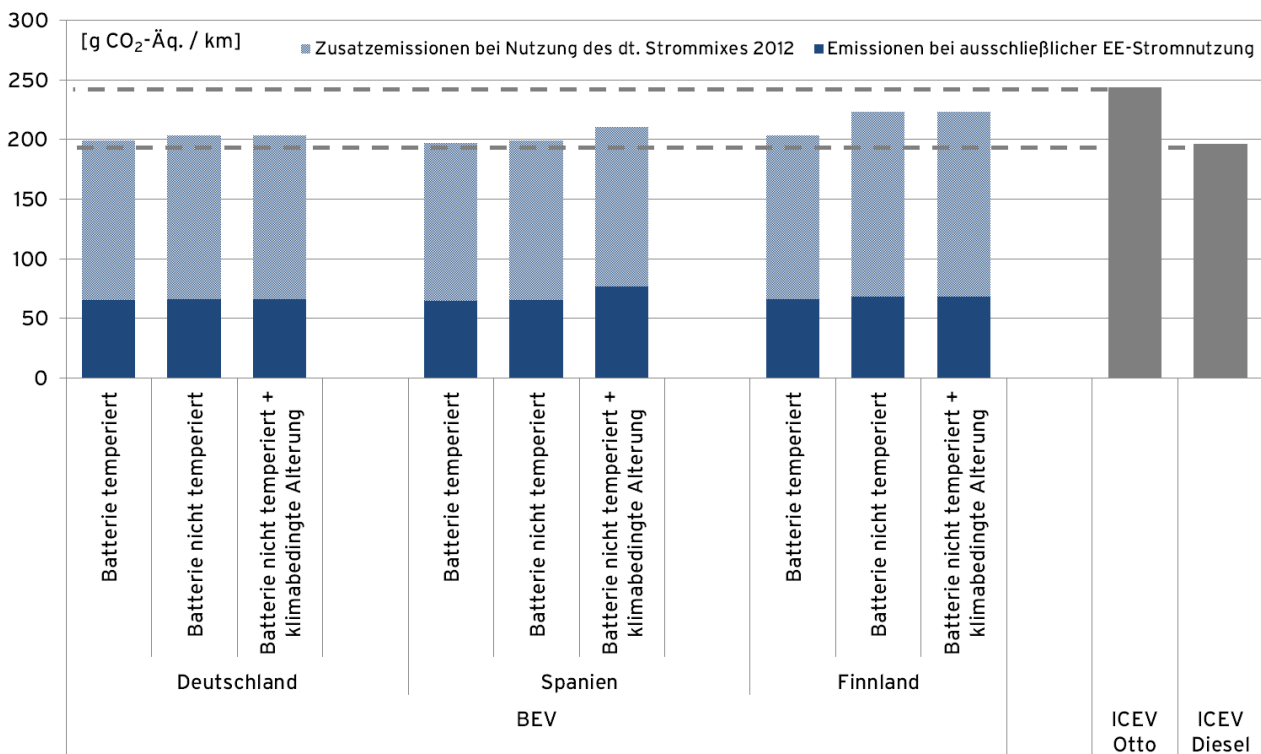


Abbildung 29 zeigt die realen Reichweiten eines BEV100 unter verschiedenen klimatischen Bedingungen. Bei den blauen Balken wurde vereinfachend angenommen, dass die Batterie immer Umgebungstemperatur hat. In diesem Fall liegt die Reichweite bei deutschem Klima bei durchschnittlich 90 km. Bei finnischen Temperaturverhältnissen liegt die Reichweite mit ca. 80 km sogar 20 % unter dem Nominalwert, bei spanischem Klima ist die Reichweitenminderung relativ gering. Es ist zu beachten, dass die Batterie bei tiefen Umgebungstemperaturen durch die thermische Isolation und ihre im Betrieb produzierte Eigenwärme in der Regel wärmer sein wird, weshalb die getroffenen Annahmen einen Extremfall darstellen.

Wird die Batterie dagegen während des Betriebs auf Raumtemperatur gehalten (rote Balken), so erhöht dies die reale Reichweite beträchtlich, da sich die effektive Kapazität der Batterie in diesem Fall nicht ändert. Zudem erhöht sich die Effizienz der Batterie. Allerdings verursacht die Batterieklimatisierung einen Nebenverbrauch³⁶, der bei deutschen Klimaverhältnissen auf Basis von Expertenangaben mit im Mittel etwa 150 W abgeschätzt wird (für ein BEV100). In Summe ergibt sich durch die Batterietemperierung bei deutschem und spanischem Klima eine leichte, bei finnischem Klima sogar eine deutliche Minderung des Stromverbrauchs, was Auswirkungen auf die THG-Bilanz hat (Abbildung 30).

³⁶ Eine Begrenzung der Batterietemperatur nach oben ist während des Betriebs immer notwendig, um Sicherheit und Lebensdauer zu gewährleisten. Manche thermischen Fahrzeugarchitekturen kommen allerdings ohne aktive Kühlung aus und begrenzen stattdessen im Bedarfsfall die Leistungsabgabe des Antriebs.

Abbildung 30: Treibhausgasemissionen eines BEV100 in verschiedenen Klimazonen. Die dunklen Balkenabschnitte geben die Emissionen bei EE-Betrieb an, die hellen Balkenabschnitte die zusätzlichen Emissionen, wenn Strommix getankt wird. Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



blau: Batterie wird im Betrieb auf 20°C klimatisiert; rot: keine Klimatisierung im Betrieb; grün: Zusätzlich Berücksichtigung der beschleunigten kalendarischen Alterung bei hohen Umgebungstemperaturen.

Kommt es für die zuvor diskutierten Effekte ausschließlich auf die Betriebstemperatur der Batterie an, so hängt die kalendarische Alterung der Batterie wesentlich von der über die gesamte Lebensdauer (d.h. auch außerhalb des Fahrzeugbetriebs) gemittelten Batterietemperatur ab. Diese lässt sich nur begrenzt durch aktive Klimatisierung während des Betriebs und das thermische Design des Systems beeinflussen. Während bei deutschem (und erst recht bei finnischem) Klima derzeit davon auszugehen ist, dass das kalendarische Lebensende der Batterie in etwa mit der erwarteten Lebensdauer eines Fahrzeugs zusammenfällt (im Schnitt etwa 13 Jahre), ist bei spanischem Klima ein deutlich kürzeres Batterieleben wahrscheinlich. Basierend auf [Smith et al., 2012] ergab die eLCAr-Modellierung hier eine Batteriebensdauer von nur etwa 10 Jahren. Dies verschlechtert die Klimagasbilanz eines in Spanien betriebenen Batteriefahrzeugs merklich (Abbildung 30, grüne Balken).

Fazit: Die Umgebungsbedingungen dürfen bei der ökobilanziellen Bewertung von Elektrofahrzeugen nicht außer Acht gelassen werden. Es gilt zu beobachten, welche Strategien die Hersteller bei den temperaturbedingten Herausforderungen verfolgen (z.B. thermische Kapselung der Batterie, Vorkonditionierung der Fahrzeuge in der Garage, Ethanol-Standheizung, etc.). Eine deutlich verminderte Temperaturabhängigkeit des Batterieverhaltens ist aus heutiger Sicht erst mit Einführung grundlegend anderer Zelltechnologien zu erwarten.

4.1.5 Einfluss von Zellchemie und Zellrecycling auf die Bilanz der Fahrzeugherstellung

Die Fahrzeugherstellung zeigt in einigen Wirkungskategorien die dominierenden Beiträge, z.B. bei Versauerung, Sommersmogpotenzial und den Feinstaubemissionen. Daher soll hier die Umweltbilanz noch einmal nach Zelltypen differenziert betrachtet werden. Zusätzlich erfolgt eine Analyse der Auswirkungen eines Zellrecyclings auf die Umweltbilanz über den Lebensweg für die betrachteten Zelltypen.

4.1.5.1 Einfluss der Zellchemie auf die Herstellungsbilanz

Für das BEV100 zeigen sich für die betrachteten Li-Ionen-Zellen (Rundzellen) für die Klimawirkung der Fahrzeugherstellung nur geringe Unterschiede (Abbildung 31). Die LFP-Batterie hat leichte Nachteile gegenüber NMC- und NCA-Zellen, insbesondere aufgrund ihrer niedrigeren Energiedichte. Beim Versauerungs- und Sommersmogpotenzial, führt dagegen die Verwendung von NCA-Zellen zu deutlich höheren Umweltlasten. Grund ist der Nickeleinsatz der hier auch höher ist als bei der NMC-Zelle. Beim terrestrischen Eutrophierungspotenzial und den Feinstaubemissionen ist der Unterschied geringer, da hier auch das eingesetzte Kobalt einen deutlichen Wirkungsbeitrag leistet. Kobalt wird dabei in NMC-Zellen in größeren Mengen eingesetzt, so dass sich hier der Vorteil gegenüber NCA-Batterien durch den niedrigeren Nickeleinsatz relativiert. LFP-Zellen zeigen hier vor allem aufgrund ihrer niedrigeren Energiedichte, aber auch aufgrund des tendenziell höheren Elektrolyteinsatzes leichte Nachteile.

Abbildung 31: Auswirkungen der Zellchemie auf die Umweltwirkung der Fahrzeugherstellung eines BEV100 (NMC = 100%)

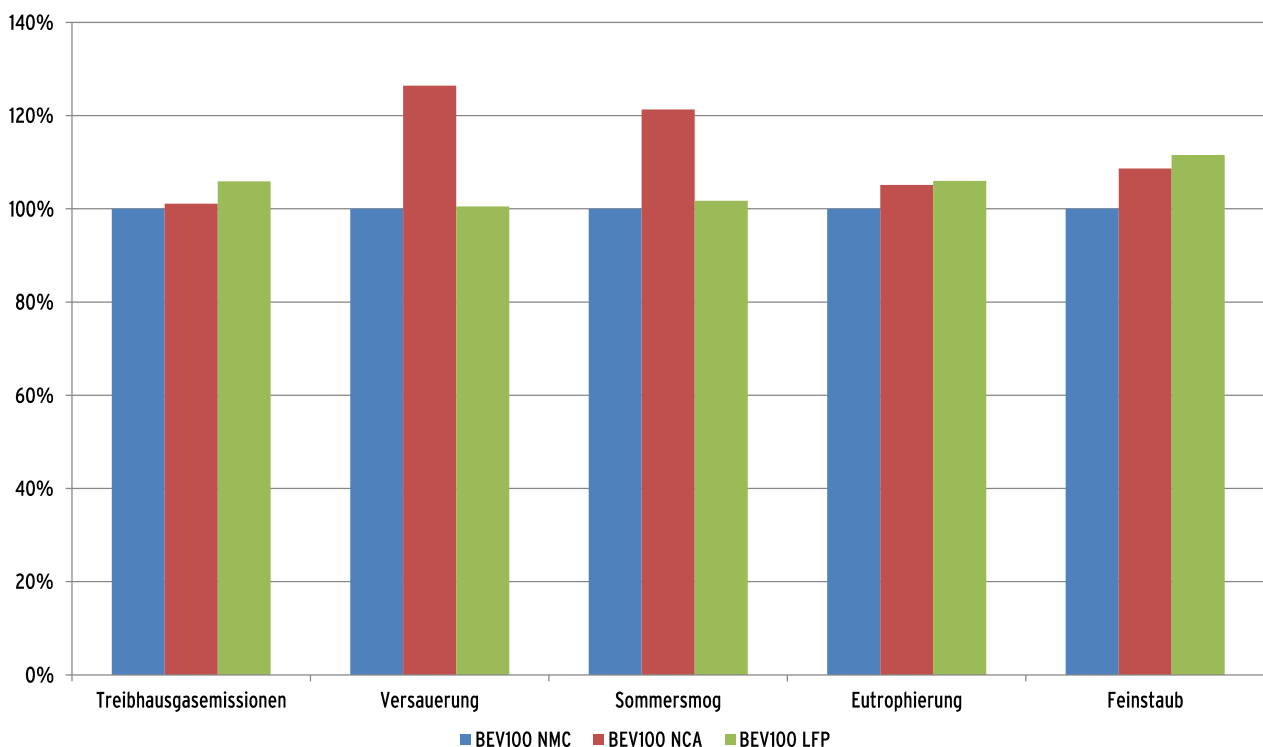
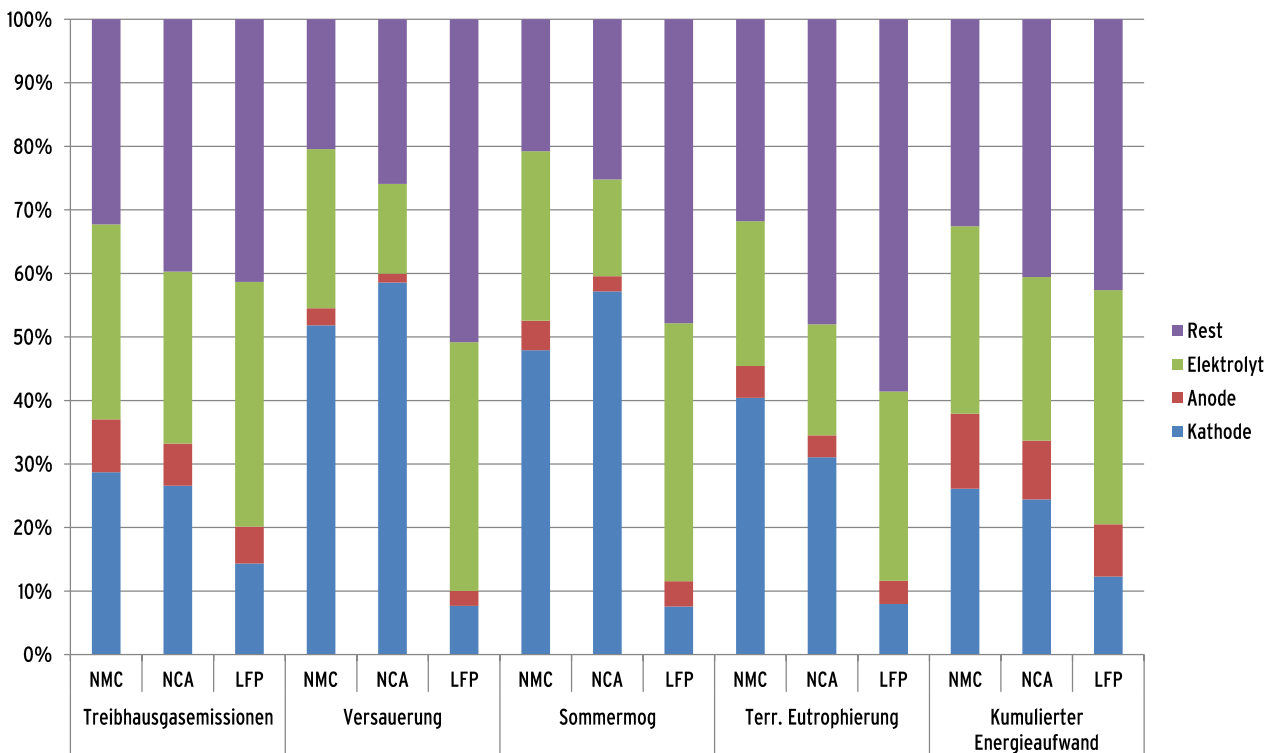


Abbildung 32: Relative Beiträge zu Umweltwirkungen aus der Zellherstellung nach verschiedenen Zelltypen



Die unterschiedlichen Beiträge zur Zellherstellung (Abbildung 32) verdeutlichen noch einmal wichtige Unterschiede zwischen den Zelltypen: Bei der NMC- und NCA-Zelle gehen die Umweltwirkungen zum großen Teil auf die Aktivmaterialien der Kathode zurück. Bei der Versauerung und beim Sommersmog sind diese für etwa die Hälfte des Potenzials verantwortlich. Wesentlicher Treiber ist bei den NMC- und NCA-Zellen im Gegensatz zur LFP-Zelle der Nickeleinsatz, bei der NMC-Zelle spielt auch der Kobalteinsatz eine Rolle. Bei der LFP-Zelle ist der Umweltbeitrag durch das Elektrolyt aufgrund der mit geringeren Umweltwirkungspotenzialen verbundenen Kathodenmaterialien größer. Die Aktivmaterialien spielen bei den Feinstaubemissionen dagegen bei allen betrachteten Zelltypen eine untergeordnete Rolle, hier gehen die Emissionen vor allem auf den Stahleinsatz beim Zellgehäuse und den Kupfereinsatz für die Anoden-Stromabnehmer zurück.

Fazit: Im direkten Vergleich der Zellchemie zeigen sich keine großen Unterschiede für die Klimabilanz. Deutliche Unterschiede bestehen hingegen beim Versauerungs- und Sommersmogpotenzial, wo die NCA-Zelle durch den stärkeren Nickeleinsatz in der Kathode höhere Umweltwirkungen verursachen kann. Bei der LFP-Zelle haben die Kathodenmaterialien einen deutlich geringeren Wirkungseinfluss.

4.1.5.2 Einfluss des Zellrecyclings auf die Herstellungsbilanz

Eine mögliche Stellschraube zur Verbesserung der Umweltbilanz ist das Recycling der wesentlichen Zellmaterialien. Die Ergebnisse des Recyclingprozesses zeigen, dass die Zellchemie einen indirekten Einfluss auf das Verbesserungspotenzial hat (siehe Abbildung 33). In heutigen industriellen Batterierecyclingverfahren werden insbesondere die Metalle Kupfer, Nickel und Kobalt zurückgewonnen. Da Lithium-Ionen Batterien relevante Mengen dieser Metalle aufweisen, ist die wirtschaftliche Rentabilität besonders für Nickel und Kobalt gegeben. Aktuell werden hydrometallurgische (nasschemische Prozesse bei niedrigen Temperaturen) und

pyrometallurgische (Einsatz von Schmelzaggregaten bei hohen Temperaturen) Recyclingverfahren erprobt [Friedrich et al., 2013], wobei sich bisher der pyrometallurgische Prozess³⁷ im industriellen Maßstab etabliert hat. Hier werden zunächst das Gehäuse und das Batteriemanagementsystem mechanisch abgetrennt und über die Verbrennung der Zellmaterialien im Schachtofen wird Nickel, Kupfer und Kobalt zu deutlich über 50 % zurückgewonnen. Das in den Batterien enthaltene Lithium gelangt aktuell in die Prozessschlacke und wird mit den restlichen Schlackenmineralien an die Industrie weitergegeben [Treffer, 2013].

Für die Analyse des Einflusses des Zellrecyclings auf die Herstellungsbilanz wurde der pyrometallurgische Prozess auf Basis wissenschaftlicher Studien [Öko-Institut, 2011b; c] und eigenen Annahmen modelliert³⁸. Während für Aluminium und Kupfer bereits standardmäßig von einem üblichen Anteil Sekundärmaterialien (modelliert als Cut-Off-Ansatz) ausgegangen wird, wird hier zusätzlich das Recycling von Nickel und Kobalt sowie in einer weiteren Szenariobetrachtung von Lithium als Closed-Loop Variante abgebildet. Für Kobalt und Nickel wird eine Recyclingprozesseffizienz von 95 % angenommen und für Lithium 90 %. Diese Annahmen orientieren sich an den Recyclingquoten der Forschungsvorhaben Libri und Lithorec [Öko-Institut, 2011b; c] unter Einschätzung des weiteren Optimierungspotenzials für die Lithiumrückgewinnung aus der Schlacke.

Die Änderungen der Umweltwirkungen der Fahrzeugherstellung eines BEV100 sind in Abbildung 33 für die verschiedenen Zelltypen dargestellt. Leichte Nachteile (1 % bis 2 % Verschlechterung) durch das zusätzliche Zellrecycling entstehen im Bereich der Klimawirkung. Hierfür ist insbesondere das durch die Verbrennung des Kohlenstoffs in der Zelle – vor allem in der Graphit-Anode - entstehende CO₂ verantwortlich. Auch eine energetische Optimierung des Prozesses kann die Bilanz hier nur geringfügig ändern.

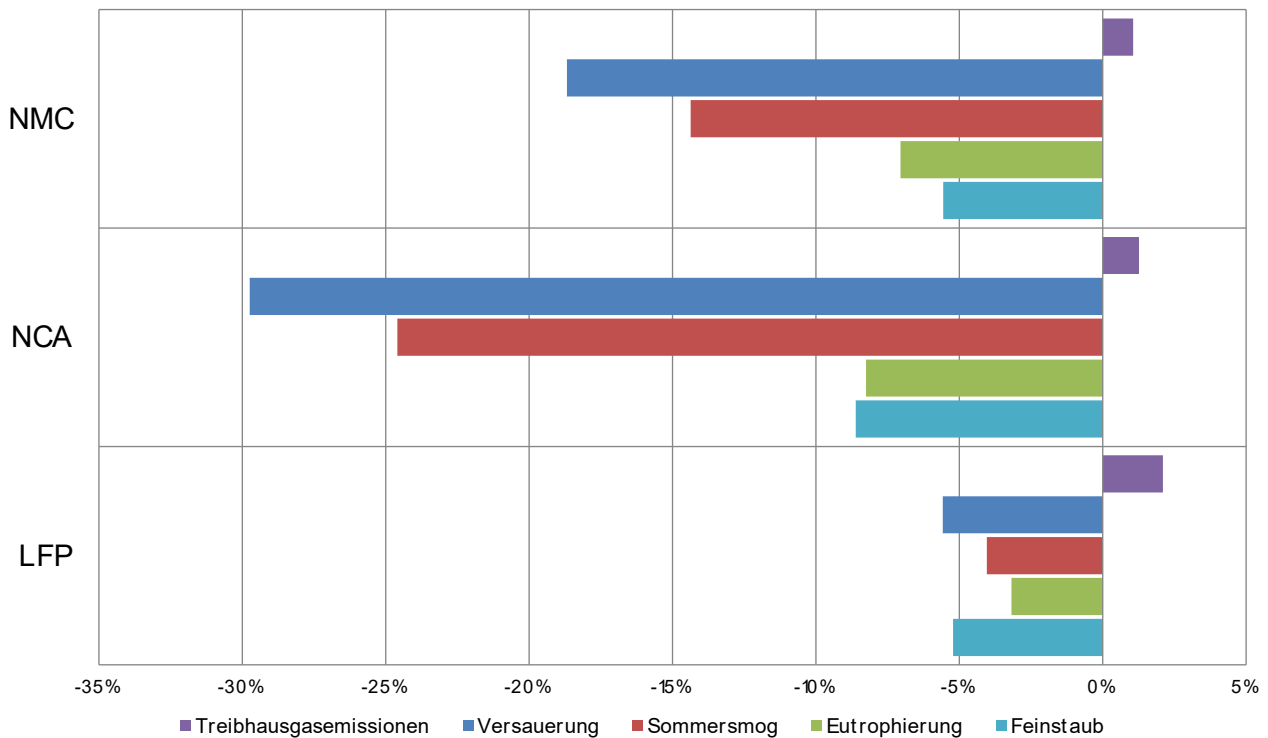
Eine deutliche Verbesserung (bei NMC und NCA-Zellen 15-30 %) zeigt sich jedoch bei der Versauerung und beim Sommersmog. Relevante Verbesserungen (bei NMC und NCA-Zellen zwischen 5 % und 9 %) sind bei der Eutrophierung und bei den Feinstaubemissionen zu verzeichnen. Die Unterschiede zwischen den Zelltypen sind dabei ebenfalls erheblich. So zeigen sich hohe Recyclingpotenziale vor allem bei der NCA- und NMC-Zelle, da hier überhaupt erst ein relevanter Kobalt- und Nickeleinsatz vorliegt. Das Verbesserungspotenzial der Herstellungsbilanz durch Recycling ist dagegen bei der LFP-Zelle gering. Das höchste Minderungspotenzial besteht bei der NCA-Zelle, da hier große Mengen Nickel eingesetzt werden, das vor allem Treiber der Versauerungswirkung und des Sommersmogpotenzials ist. Bei Eutrophierung und Feinstaubemissionen spielt auch der Kobleinsatz eine relevante Rolle, der wiederum bei der NMC-Zelle etwas höher liegt als bei der NCA-Zelle.

Derzeit sind industrielle Recyclingverfahren von Lithium-Ionen Batterien noch im Entwicklungsstadium, wenn es um die Rückgewinnung der gesamten Batteriematerialien geht. Die meisten Recyclingverfahren zielen nur auf die mechanisch abzutrennenden Materialien und die Kathodenkomponenten Nickel und Kobalt ab. Eine effiziente Rückgewinnung von Lithium erfolgt heute nur sehr begrenzt. Demnach hat die Effizienzverbesserung des Batterierecyclings in Zukunft noch viel Potential den Einsatz von Primärmaterial in Batteriesystemen zu reduzieren.

³⁷ Oxidieren und Verschlacken unerwünschter Elemente über Verbrennung im Schachtofen.

³⁸ Nähere Informationen zur Modellierung des Recyclingmoduls im Anhang 8.2.3.

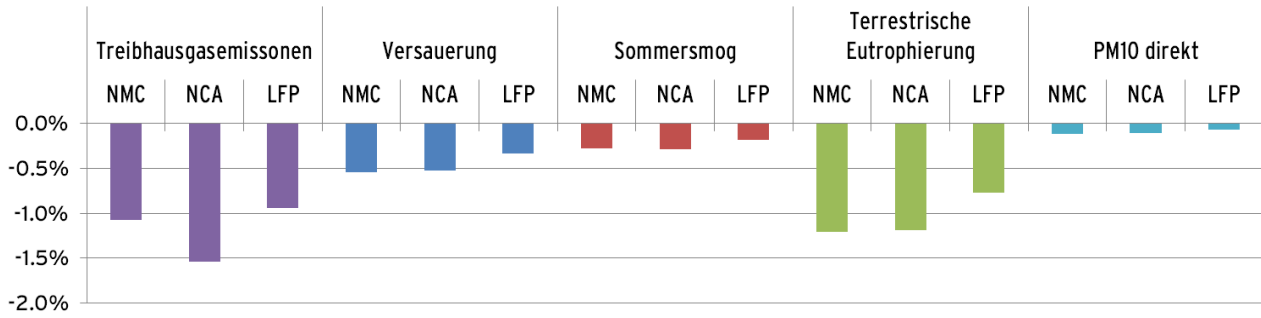
Abbildung 33: Anteilige Veränderung der Umweltauswirkungen der Fahrzeugherstellung durch Batterierecycling (heute) nach Zellchemie



Da Lithium bereits in den Abbaugeländen der Salzseen in hoher Konzentration vorliegt und ein verhältnismäßig geringer Energieaufwand nötig ist, um den Rohstoff für den industriellen Einsatz zu fördern, liegt der Marktpreis für Lithium deutlich unter den Aufwendungen für Sekundärlithium. Dieser Mechanismus macht die Lithiumrückgewinnung für viele Recyclingunternehmen noch nicht rentabel. Eine Reihe von Rückgewinnungsverfahren wurde bereits unter Laborbedingungen getestet, aufgrund von Energie- und Kostenaspekten konnte sich bisher noch kein Verfahren im industriellen Maßstab etablieren. Die Situation kann sich in Zukunft ändern, wenn andere Kostenstrukturen oder gesetzliche Bestimmungen den Rahmen vorgeben.

Das Recycling von Lithium wurde in dieser Studie für ein optimiertes Szenario modelliert. Dabei wird eine Schlackeaufbereitung abgebildet, die sich an den Studien [Dunn et al., 2012; Öko-Institut, 2011c] orientiert. Es kommt bei dieser Betrachtung allerdings bisher nur zu geringfügigen Verbesserungen, weil die Lithiumrückgewinnung trotz der Annahme einer höheren Prozesseffizienz im Vergleich zur Primärgewinnung mit einem erheblichen Energieaufwand und Chemikalieneinsatz verbunden ist. So liegen die Verbesserungen für die Wirkungskategorien unterhalb von zwei Prozent (vgl. Abbildung 34). Aus Umweltgesichtspunkten sollte in Zukunft mehr Wert darauf gelegt werden ein effizientes Lithiumrecycling auf industriellen Maßstab zu etablieren, damit es auch in diesem Recyclingprozess zu einer deutlichen Minderung von Lasten kommt.

Abbildung 34: Minderungspotentiale durch optimiertes Recycling mit Lithiumrückgewinnung



Fazit: Das heute praktizierte pyrometallurgische Zellrecycling von Nickel und Kobalt hat keine Verbesserung der Klimabilanz von Elektrofahrzeugen zur Folge, da durch Verbrennung große Teile der Zelle (insbesondere des Anodengraphits) sehr hohe CO₂-Emissionen entstehen. Deutlich Verbesserungen zeigen sich für NMC- und NCA-Zellen jedoch für das Versauerungs- und Sommersmogpotenzial, während die Auswirkungen bei LFP-Zellen gering sind.

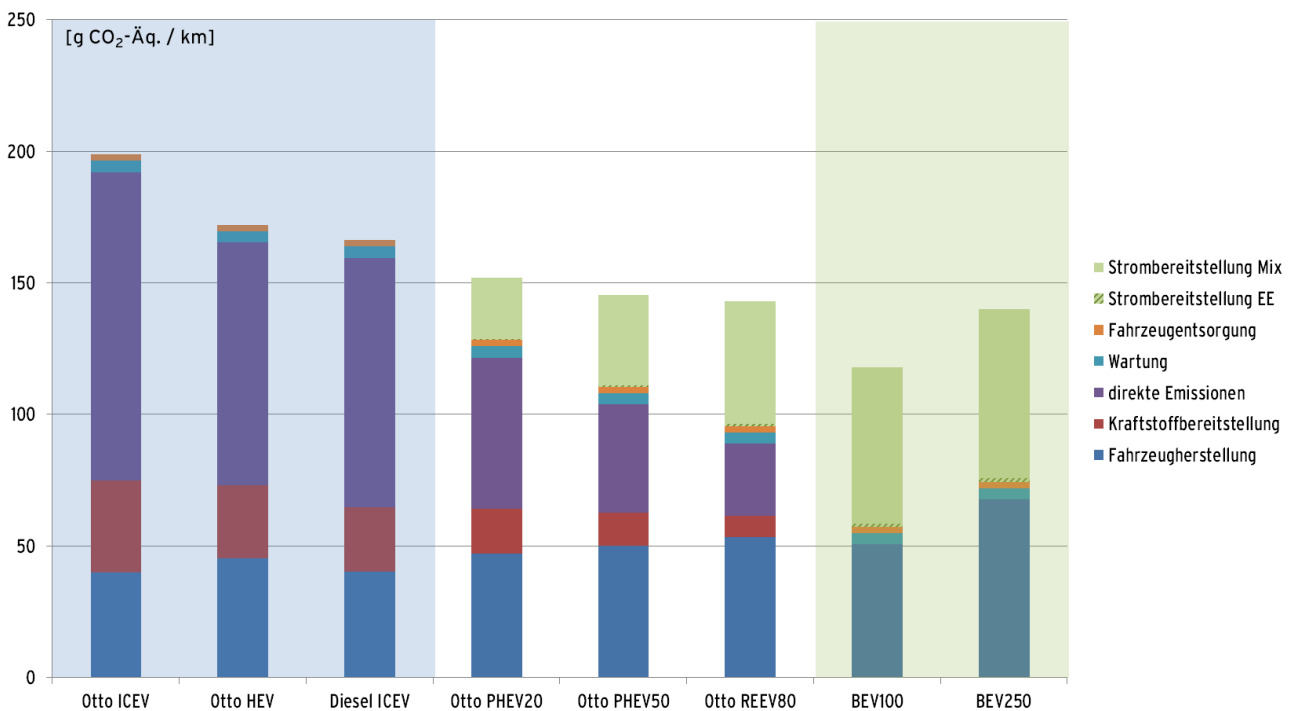
4.2 Umweltbewertung für Deutschland 2030

4.2.1 Perspektivischer Vergleich der Fahrzeugkonzepte

Die Entwicklungsperspektiven für Elektrofahrzeuge wurden auf Basis des in Abschnitt 3.3.2 dokumentierten Szenarios für 2030 bilanziert. Die Szenarioannahmen umfassen u.a. die Entwicklung des deutschen Strommix bis 2030 mit deutlichem Ausbau erneuerbarer Energien (auch für die Fertigung von Komponenten in Deutschland), die Verbesserung wichtiger Fahrzeug- und Batterieparameter (Batterie- und Fahrzeugwirkungsgrade, Leichtbau) und die standardmäßige Berücksichtigung eines optimierten Zellrecyclings inklusive Lithiumrückgewinnung.

Unter den konventionellen Vergleichsfahrzeugen schneiden in der Klimagasbilanz der Diesel-Pkw und der hybridisierte Otto-Pkw nach wie vor am besten ab, da auch hier eine weitere Verbesserung unterstellt wurde. Die elektrischen Fahrzeugkonzepte zeigen aber durchweg eine bessere Klimagasbilanz bei Nutzung des für 2030 erwarteten deutschen Strommixes. So hat dann bereits der PHEV50 2030 einen Vorteil von 25 % gegenüber dem Otto ICEV und immer noch 11 % gegenüber dem Diesel-Pkw. Beim BEV100 ist der Vorteil mit 41 % gegenüber Otto ICEV und 30 % gegenüber Diesel ICEV noch ausgeprägter. Auch das Elektrofahrzeug mit hoher Reichweite von 250 km schneidet nun in seiner Klimawirkung auch bei Nutzung des Strommix besser ab als der Diesel-Pkw und die PHEV-Konzepte. Hier kommen Herstellungsseitig auch der niedrigere Materialeinsatz durch Verbesserung der Energiedichte und die durch niedrigeren Verbrauch geringere erforderliche Batteriekapazität zum Tragen.

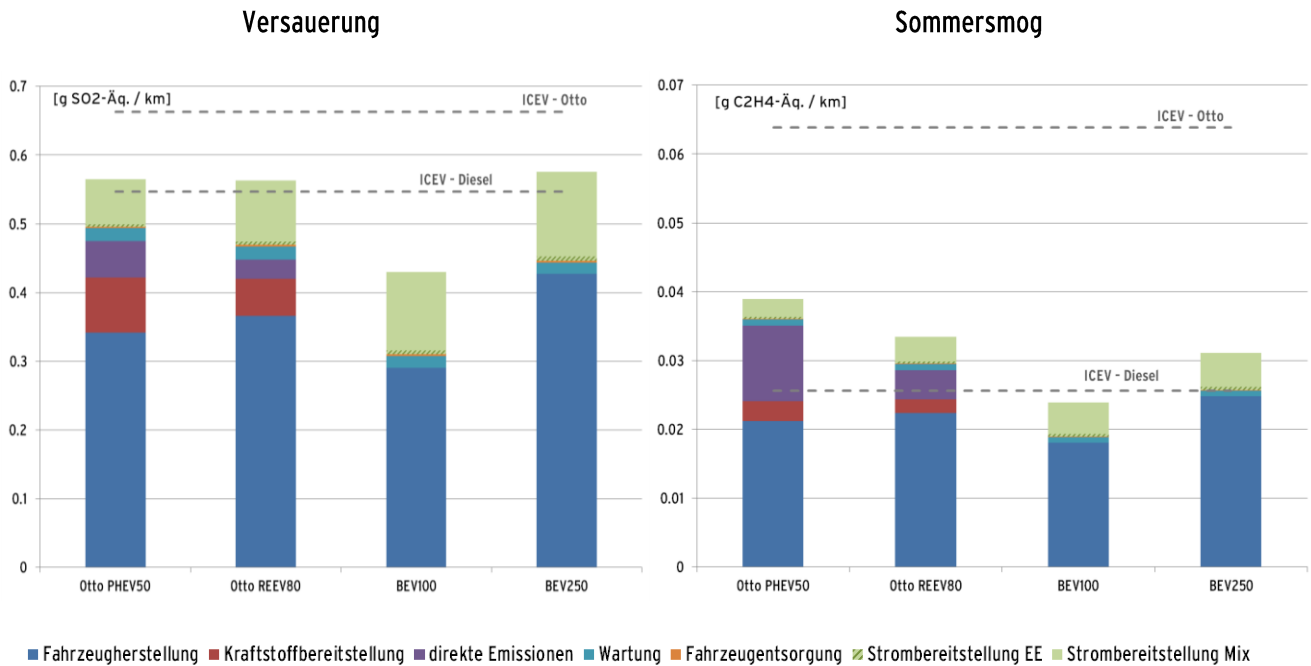
Abbildung 35: Treibhausgasemissionen der betrachteten Fahrzeugkonzepte im Szenario 2030 für Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2030 nach [IFEU, 2013] (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Langfristig – mit zusätzlichem Ausbau erneuerbarer Energien - schneiden die rein elektrischen Konzepte damit auch bei Nutzung des Strommix zunehmend besser ab als die Mischkonzepte.

Die größere Batteriekapazität fällt durch Verbesserungen der Energiedichte weniger ins Gewicht während der Klimaschutzvorteil des elektrischen Antriebsstrangs tendenziell wächst.

Abbildung 36: Versauerung und Sommersmog der betrachteten Fahrzeugkonzepte im Szenario 2030 für Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2030 nach [IFEU, 2013] (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Auch beim Versauerungspotenzial der betrachteten Fahrzeugkonzepte zeigen sich heute tendenziell noch Nachteile gegenüber konventionellen Fahrzeugen (siehe Abschnitt 4.1.1). Im Szenario 2030 zeigt sich jedoch bereits ein deutlicher Vorteile für den reinen Elektro-Pkw (BEV100). Die Verbesserung der Versauerungswirkung geht neben dem geringeren Materialeinsatz für die Batterie auch auf das standardmäßig angenommene Recycling kritischer Zellmaterialien (Nickel, Kobalt, Lithium) zurück. Hierdurch kann das Versauerungspotenzial der Fahrzeugherstellung bereits um fast 20 % gesenkt werden. Beim BEV250 zeigen sich ebenfalls bereits Vorteile gegenüber dem Otto-Pkw, jedoch leichte Nachteile gegenüber dem Diesel-Pkw.

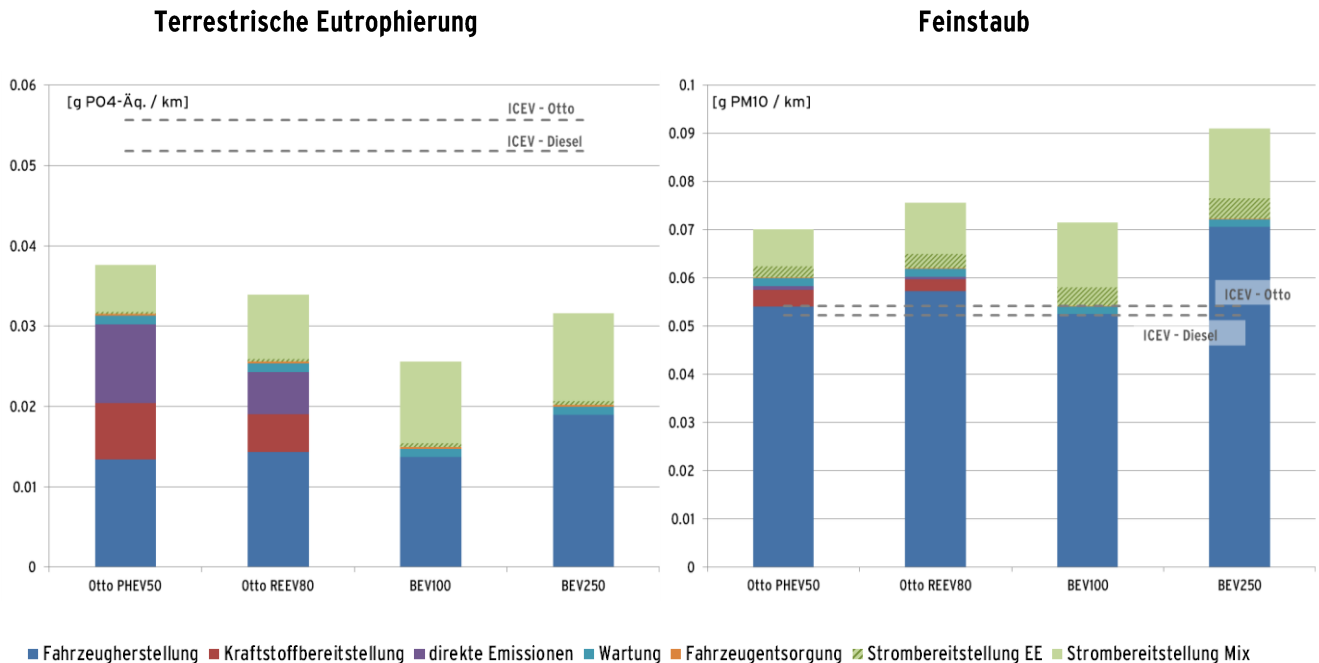
PHEV liegen im Versauerungspotenzial fast gleichauf mit dem Diesel-Pkw. Nachteilhaft wirkt sich hier die aufgrund des Verbrennungsmotors weiterhin notwendige Verwendung von Platin in der Abgasnachbehandlung aus, so dass das Versauerungspotenzial der Fahrzeugherstellung hier durchgängig über dem BEV100 liegt.

Beim Sommersmogpotenzial zeigen sich – unter Annahme des heutigen Euro-6 Emissionsverhalten – weiterhin deutliche Nachteile für Otto-Motoren aufgrund der Kaltstartartemissionen. Auf Basis des heutigen Emissionsverhaltens von Euro-6-Pkw schneiden damit auch die Mischkonzepte mit Otto-Motor deutlich schlechter ab als der BEV100 und Diesel-Pkw die etwa gleichauf liegen. Wieweit hier bis 2030 eine weitere Regulierung stattfindet kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden. Zusätzlich könnte auch beim Sommersmogpotenzial der Einsatz von Platingruppenmetallen bei Konzepten mit Verbrennungsmotor ein Problem bleiben.

Die Herstellung der Elektrofahrzeug verbessert sich im Sommersmogpotenzial gegenüber dem Stand heute jedoch deutlich, da der Materialeinsatz für die Batterien mit steigenden Energie-

dichte deutlich abnimmt und für 2030 zusätzlich ein Recycling wichtiger Zellmaterialien unterstellt wurde.

Abbildung 37: Terrestrische Eutrophierung und Feinstaub der betrachteten Fahrzeugkonzepte im Szenario 2030 für Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km; Windstrom (gestreifter grüner Bereich) bzw. deutscher Erzeugungsmix 2030 nach [IFEU, 2013] (gesamter grüner Bereich)). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Die terrestrische Eutrophierung wird - unter Annahme des heutigen Euro-6 Emissionsverhalten – weiterhin stark durch die Auspuffemissionen bestimmt. Hier bestünde damit auch noch relevantes Verbesserungspotenzial durch eine Weiterentwicklung der Grenzwertgesetzgebung. Dementsprechend steigt der Vorteil im Eutrophierungspotenzial mit dem Elektrifizierungsgrad des Konzeptes. Dabei werden die herstellungsbedingten Nachteile der elektrifizierten Konzepte durch die höhere Energiedichte der Batterien – und damit den bei gleicher Batteriekapazität geringeren Materialeinsatz – geringer. Gleichzeitig kommt es zu einer deutlichen Verringerung des Eutrophierungspotenzials durch die Strombereitstellung, da hier einerseits der fossile Kraftwerkspark modernisiert wird und andererseits erneuerbare Energien einen stärkeren Anteil am Erzeugungsmix haben.

Bei den Feinstaubemissionen reichen dagegen die unterstellten Verbesserungen bei der Fahrzeugherstellung und dem Recycling nicht, um die Nachteile vollständig auszugleichen. Der Nachteil des BEV100 gegenüber dem Otto ICEV sinkt jedoch von heute knapp 60 % auf etwa 35 %. Dominiert wird die Feinstaubbelastung weiterhin durch die Fahrzeugherstellung (Stahleinsatz). Damit wird auch eine weitergehende Verschärfung der Emissionsgrenzwerte nur einen geringen Einfluss auf die mit den Fahrzeugen verbundenen Feinstaubemissionen haben.

Fazit: Zukünftig zeigen sich auch bei Nutzung des deutschen Strommix deutliche Klimavorteile für Elektrofahrzeuge, wenn der Ausbau erneuerbarer Energien konsequent vorangetrieben wird. Auch in anderen Wirkungskategorien ergeben sich im unterstellten Szenario für 2030 überwiegend Vorteile für Elektrofahrzeuge. Eine Ausnahme bleiben die Feinstaubemissionen, die vor allem mit der Stahlherstellung für den Fahrzeugbau verbunden sind.

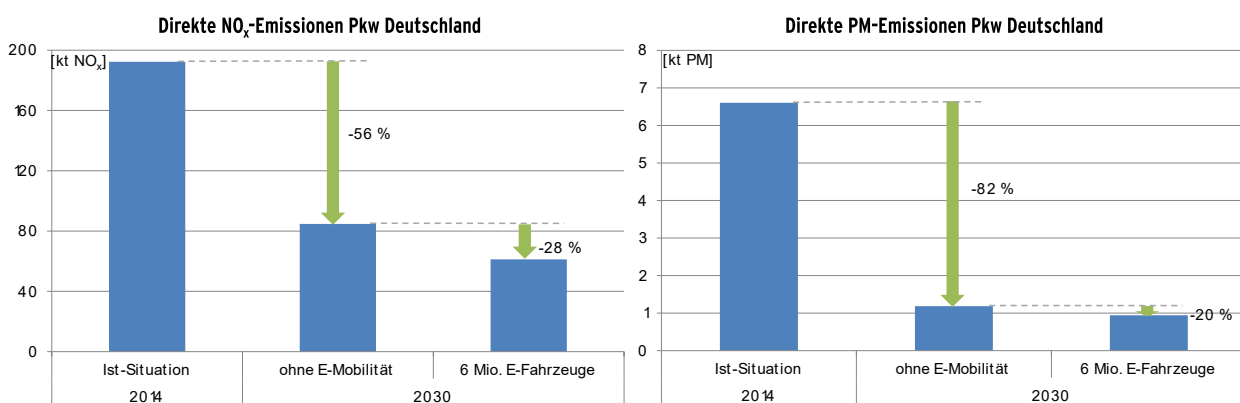
4.2.2 Potenzielle Auswirkungen der Elektromobilität in Deutschland 2030

Zur Quantifizierung der potenziellen Auswirkungen der Elektromobilität auf die Umweltwirkungen des Verkehrs in Deutschland wurden die Emissionen des Pkw-Verkehrs mit TREMOD [IFEU, 2012a] in einem Marktszenario bilanziert in dem 2030 das im Nationalen Entwicklungsplan gesetzte Ziel von 6 Millionen Elektrofahrzeugen erreicht wird. Die Struktur der Elektrofahrzeugflotte orientiert sich dabei an Marktszenarien des Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt auf Basis eines Kostenansatzes [IFEU, 2013]. 2030 wird die Elektro-Pkw-Flotte dabei von Plug-In-Hybriden dominiert, die fast 90 % des Bestands von 6 Millionen Fahrzeugen ausmachen. Bei den BEV handelt es sich nach diesem Szenario überwiegend um kleine und mittlere Pkw, bei den PHEV spielen neben den mittleren Pkw (über 50 % des PHEV-Bestandes 2030) auch große Pkw eine wichtige Rolle (26 % des PHEV-Bestandes 2030). Für die PHEV wurden für die Kosten- und Fahrleistungsbetrachtungen elektrische Reichweiten zwischen 30 und 50 km angenommen und für BEV 130 km [DLR, 2011].

Bei den Schadstoffemissionen ist bereits im rein konventionellen Szenario (nur Fahrzeuge mit Verbrennungsmotor) ein deutlicher Rückgang zu erwarten. So würden die NO_x-Emissionen zwischen 2014 und 2030 auch bei einer rein konventionellen Flotte um mehr als die Hälfte zurückgehen (siehe Abbildung 38). Grund ist die steigende Verbreitung von Fahrzeugen nach den strengeren Euro-6-Grenzwerten im Bestand. Die zusätzliche Emissionsminderung durch Elektrofahrzeuge um 28 % ist demgegenüber geringer, aber immer noch relevant.

Bei den Partikelemissionen ist der erwartete Rückgang bis 2030 im rein konventionellen Szenario mit über 80 % gegenüber 2014 noch deutlicher. Dies ist auf die bis dahin umfassende Verbreitung von Partikelfiltern zurückzuführen. Die zusätzliche Minderung um 20 % durch die Elektrofahrzeuge fällt auf dem niedrigen absoluten Emissionsniveau nur wenig ins Gewicht. So findet die zusätzliche Minderung an lokalen Schadstoffemissionen durch Elektromobilität allgemein bereits auf recht niedrigem Niveau statt. Elektromobilität kann zu den aktuellen Problemen der Luftreinhaltung daher wahrscheinlich wenig beitragen. Langfristig ist nur bei den NO_x-Emissionen ein relevanter zusätzlicher Beitrag zu erwarten.

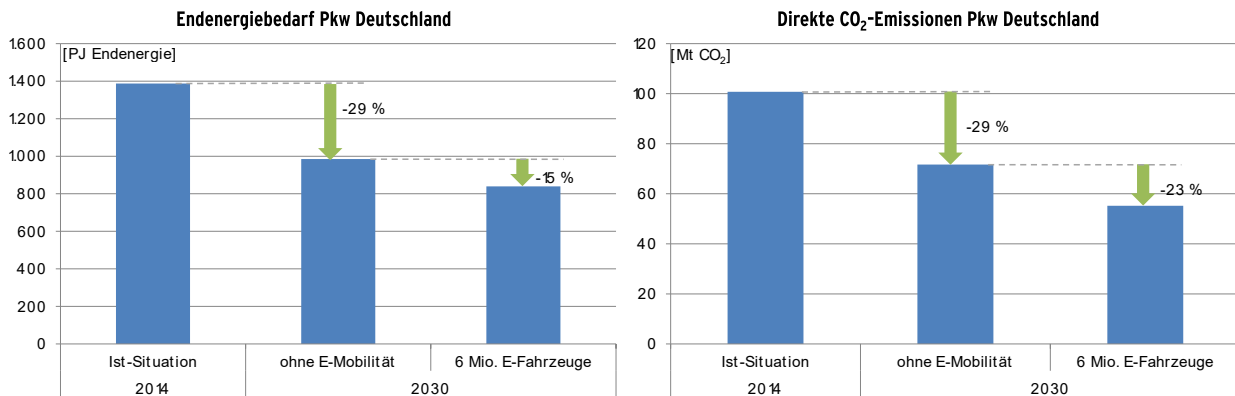
Abbildung 38: Entwicklung der NO_x- und PM-Emissionen der Pkw in Deutschland



Die wichtigere umweltpolitische Motivation der Einführung von Elektrofahrzeugen ist jedoch die Reduktion der Treibhausgasemissionen. In der Nutzungsphase kommt hier einerseits der energieeffiziente Antriebsstrang zum Tragen, andererseits die Möglichkeit zur Nutzung von erneuerbaren Energiequellen. Neben einer vollständigen Vermeidung der direkten CO₂-Emissionen ist mit dem elektrischen Antrieb dabei auch eine deutliche Minderung des Endenergieverbrauchs verbunden. Es zeigt sich für die Pkw in Deutschland 2030 ein um 15 % nied-

rigerer Endenergieverbrauch im Vergleich zum rein konventionellen Szenario. Damit kann Elektromobilität auch zur Erreichung von verkehrsspezifischen Endenergiezielen der Bundesregierung beitragen.

Abbildung 39: Entwicklung Endenergiebedarf und direkte CO₂-Emissionen der Pkw in Deutschland



Die direkten Treibhausgasemissionen des Straßenverkehrs gehen durch die Einführung von Elektrofahrzeugen noch deutlicher zurück als der Endenergieverbrauch, da deren direkte Emissionen im Elektrobetrieb vollständig vermieden werden. Die zusätzliche Minderung beträgt daher bis 2030 23 %.

Die tatsächlich realisierte Gesamtminderung der Treibhausgasemissionen durch Elektrofahrzeuge hängt darüber hinaus von der zukünftigen Strombereitstellung für Elektrofahrzeuge ab. Nur bei Nutzung zusätzlicher erneuerbarer Energiequellen für Elektrofahrzeuge werden die oben dargestellten CO₂-Minderungen nahezu auch über die gesamte energetische Bereitstellungskette realisiert. Der tatsächlich für die „Betankung“ von Elektrofahrzeugen anzurechnende Strommix ist jedoch auch von Wechselwirkungen zwischen Fahrzeugflotte und Stromwirtschaft abhängig.

Fazit: Elektrofahrzeuge haben bei politisch angestrebter Marktdurchdringung (6 Millionen Fahrzeuge bis 2030) ein deutliches Potenzial zur Reduktion des Endenergieverbrauchs von Pkw in Deutschland um etwa 15 % und können, bei Zubau erneuerbarer Energien in Höhe des Fahrstrombedarfs, den CO₂-Ausstoß von Pkw sogar um 23 % reduzieren. Zur Lösung der aktuellen Probleme der Luftreinhaltung kommt die Marktdurchdringung aber wahrscheinlich zu spät. Langfristig ist nur bei den NO_x-Emissionen ein relevanter zusätzlicher Minderungsbeitrag durch Elektrofahrzeuge zu erwarten.

4.2.3 Perspektivische Auswirkungen auf die Energiewirtschaft

Die Einführung der Elektromobilität ist auf der einen Seite mit einer Reduktion des Endenergieverbrauchs und von direkten Auspuffemissionen im Verkehr verbunden, geht aber auch mit einer Verlagerung der Energiebereitstellung hin zum Stromsektor einher. Die daraus resultierende zusätzliche Stromnachfrage führt perspektivisch (2030) zu relevanten Wechselwirkungen mit der Stromwirtschaft, sowohl langfristig hinsichtlich der Entwicklung des Kraftwerksparks als auch kurzfristig über den konkreten Bereitstellungsmix. Da im Strombereich keine direkte physische Kopplung zwischen erzeugtem und verwendetem Strom existiert, wie z.B. bei Kraftstoffen, ist die Betrachtung eines konkreten Strommixes für das Laden von Elektrofahrzeugen vor allem eine Frage der Anrechnung im Sinne von Ursache und Wirkung.

Bei Elektrofahrzeugen handelt es sich um einen neuen – also zusätzlichen – Stromverbraucher. So lange nur wenige Elektrofahrzeuge genutzt werden, kann der Einfluss auf die Zusammensetzung der Stromerzeugung vernachlässigt werden. Daher wurde für Bilanzen der heutigen Situation neben der Nutzung von zusätzlichem EE-Strom auch die Bilanz für die Nutzung des durchschnittlichen deutschen Strommixes betrachtet. Zukünftig ist jedoch mit steigender Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge und damit einem relevanten Einfluss auf die Energiewirtschaft zu rechnen.

Im Elektrizitätserzeugungssektor wird die CO₂-Gesamtemission mittels des Instruments des europäischen Emissionshandels reglementiert. Elektrofahrzeuge verlagern also einen Teil der CO₂-Emissionen, die sonst im nicht vom Emissionshandel erfassten Verkehrssektor angefallen wären, in den Stromsektor. Da dessen CO₂-Emissionen nach oben begrenzt sind, führt eine zusätzliche Nachfrage theoretisch zu steigenden Zertifikatspreisen und damit zu steigendem Druck, in vom Emissionshandel abgedeckten Sektoren eine zusätzliche Emissionsminderung (z.B. durch Zubau erneuerbarer Stromerzeugung) zu erzielen. Eine zusätzliche Stromnachfrage (wie etwa durch Elektrofahrzeuge) führt in einem System mit funktionierendem Emissionshandel damit theoretisch nicht zu höheren CO₂-Emissionen. Allerdings ist nicht gewährleistet, dass keine spätere Anpassung der CO₂-Obergrenze um die Mengen erfolgt, die aus dem Verkehr in den Stromsektor gewandert sind, wobei die CO₂-Deckelung des Energiesektors zumindest bis 2020 unangetastet bleibt. Auch die von ihrer Klimaschutzwirkung umstrittenen Projekte des „Clean Development Mechanism“, die zu einem gewissen Anteil der Emissionsverpflichtung anerkannt werden, tragen dazu bei, dass durch die Verlagerung von Elektroautos diese nicht per se emissionsfrei sind.

Steigt der zusätzliche Stromverbrauch durch Elektrofahrzeuge, müssen also entweder neue Kraftwerke gebaut werden oder es gelangen Kraftwerke zum Einsatz, die sonst nicht zur Stromerzeugung genutzt worden wären. Diese sogenannten „marginalen Kraftwerke“ (oder Grenzkraftwerke) können beispielsweise ältere Steinkohlekraftwerke oder auch neue effiziente Gaskraftwerke sein. Zusätzlich haben Ladestrategien Einfluss auf die zeitliche Abnahme des Stroms.

Die potenziellen Auswirkungen von Elektromobilität auf den Kraftwerkspark in Deutschland wurden bereits in verschiedenen Projekten untersucht (z.B. OPTUM, [Öko-Institut, 2011a]) und dem vom BMUB geförderten Flottenversuch Elektromobilität [IFEU, 2013; Pehnt et al., 2011]. Für das Bezugsjahr 2030 wurden im Flottenversuch Elektromobilität der Bereitstellungsmix für den zusätzlichen Strombedarf durch Elektroautos betrachtet („Marginalbetrachtung“). Um diesen „Ladestrommix“, also den Kraftwerkspark, der zur Betankung von Elektrofahrzeugen unter sonst gleichen Bedingungen tatsächlich in Anspruch genommen wird, zu quantifizieren, wurden dabei verschiedene Modelle miteinander gekoppelt um sowohl langfristige strukturelle Änderungen im Kraftwerkspark als auch kurzfristige Markteinflüsse für die verschiedenen Szenarien modelltechnisch berücksichtigen zu können [IFEU, 2013; Pehnt et al., 2011].

Europaweit wurde in einem Szenario der moderaten Marktentwicklung eine zusätzliche Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge in Höhe von fast 400 TWh angenommen [IIP, 2012], das entspricht etwa 10 % der Bruttostromnachfrage in der EU. Damit kommt es in Europa nach [IIP, 2012] bis 2030 zu einem Zubau von Gaskraftwerken und Anlagen zur Erzeugung erneuerbarer Energien, auch die Kernenergie- und Steinkohlekapazität werden jedoch ausgebaut.

In Deutschland entwickelt sich der Kraftwerkspark nach Ergebnissen der Studie dagegen stärker in Richtung erneuerbarer Energien. Neue fossile Kapazitäten sind ausschließlich Gaskraftwerke, während der Ausstieg aus der Kernenergie gemäß Ausstiegsbeschluss vollzogen wird

und die Leistung der Kohlekraftwerke trotz zusätzlicher Nachfrage durch Elektrofahrzeuge stark zurückgeht. Insbesondere die installierte Leistung der Windkraftanlagen (on- und offshore) steigt von heute knapp 30 GW auf nahezu 100 GW im Jahr 2030.

Einen wesentlichen Einfluss auf den Erzeugungsmix haben über den Kraftwerkspark hinaus die CO₂-Zertifikatspreise. Daher wurde sowohl ein Zertifikatspreis von 45 € pro Tonne CO₂ betrachtet, als auch ein besonders hoher Zertifikatspreis von knapp 60 € pro Tonne CO₂.³⁹ Eine stündlich aufgelöste Grenzkostenbetrachtung des Kraftwerksparks sowie die Einspeisung von erneuerbaren Energien wurden für verschiedene Ladestrategien betrachtet:

- Tanken nach dem letzten Weg: Ein Szenario, in dem die Fahrzeuge unmittelbar und ohne weitere Steuerung nach ihrem letzten Weg, also beispielsweise abends nach der Heimkehr, aufgeladen werden (Szenario „Letzter Weg“).
- Demand Side Management (DSM): Ein Szenario mit Lastmanagementanreiz, der sich an den Börsenpreisen orientiert. Dadurch werden Ladevorgänge verstetigt und in Zeiten verlagert, in denen z.B. das Windenergieangebot besonders hoch und die Stromnachfrage gering ist (Szenario „DSM“).

Werden die Elektrofahrzeuge im Szenario der moderaten Marktentwicklung ohne jede weitere Steuerung direkt nach dem letzten Weg geladen, steigt insbesondere der Anteil moderner Gaskraftwerke am Erzeugungsmix auf Kosten der erneuerbaren Energiequellen. Dies zeigt sich besonders deutlich im Marginalmix, also dem Strommix, der konkret der ‚Betankung‘ von Elektrofahrzeugen zugeordnet werden kann, wenn man annimmt, dass diese unter sonst gleichen Bedingungen als zusätzliches Marktsegment dazu stoßen. Der Durchschnittsmix, also die Stromerzeugung des Kraftwerksparks im Jahresdurchschnitt, ist deutlich weniger abhängig davon. Der zusätzliche Erzeugungsanteil moderner Gas- und Dampfkraftwerke beträgt bei Betankung nach dem letzten Weg etwa 66 %.

Bei den sehr hoch angenommenen Zertifikatspreisen von knapp 60 € bleibt dieser Anteil bei einem Lastmanagement (DSM) etwa konstant, zusätzlich wird der Anteil der Gasturbinen zugunsten der Stromerzeugung in modernen Steinkohlekraftwerken zurückgefahren. Liegt der Zertifikatspreis jedoch niedriger, eine Perspektive die aus heutiger Sicht wahrscheinlich erscheint, werden durch das Lastmanagement vor allem ältere Braunkohlekraftwerke stärker ausgelastet. Parallel steigt durch das Lastmanagement in beiden Fällen die Einbindung überschüssiger erneuerbarer Energien von 5 % auf fast 10 %. Zusätzlich wird die Spitzenlast um etwa 12 GW reduziert.

Die Klimawirkung des BEV100 in den verschiedenen Szenarien ist sowohl für den Erzeugungsmix, als auch für die Marginalbetrachtungen in Abbildung 40 dargestellt. Ziel ist die vollständige Versorgung der Fahrzeuge mit zusätzlichen erneuerbaren Energien. In diesem Fall kann die Klimawirkung gegenüber dem Otto ICEV über den Lebensweg um gut 70 % gesenkt werden. Auch unter Berücksichtigung des durchschnittlichen deutschen Strommixes beträgt die Minderung aber noch 41 %. Die durchschnittliche Strombereitstellung in Deutschland konvergiert dann idealerweise langfristig zu einer nahezu vollständig erneuerbaren Versorgung.

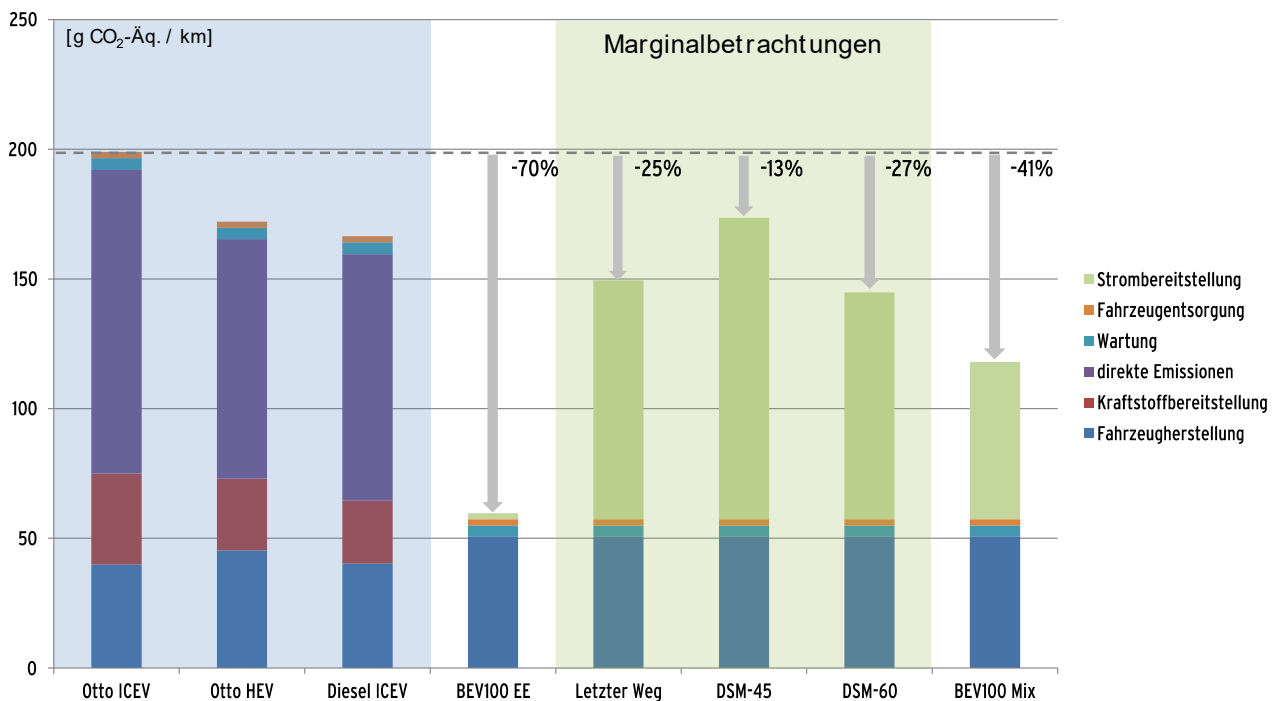
Anders sieht das Bild für die Marginalbetrachtungen aus: Beim Laden direkt nach dem letzten Weg muss die zusätzliche Stromnachfrage durch Elektromobilität zum großen Teil durch fossile Kapazitäten (insbesondere Gas) gedeckt werden, so dass die Klimawirkung von Elektrofahrzeu-

³⁹ Höchststand 4/2006 €30,- [Öko-Institut, 2012]; Spotmarktpreis zum 22.07.2014 € 6,- (EEX: www.eex.com)

gen bei Zurechnung dieses Marginalmixes deutlicher höher liegt als im Mix; die Minderungen gegenüber Otto-Pkw beträgt dann nur noch 25 %.

Das Lastmanagement (DSM) bringt selbst bei mittleren Zertifikatspreisen (DSM-45) gegenüber dem Laden nach dem letzten Weg trotz der Integration von bisher überschüssigem, erneuerbarem Strom eine weitere Verschlechterung. Durch die niedrigeren Zertifikatspreise kommt es hier durch das Lastmanagement zu einer höheren Auslastung auch älterer Braunkohlekraftwerke. Der Vorteil des BEV100 gegenüber dem Otto-Pkw sinkt auf 13 %, gegenüber dem Diesel-Pkw gibt es dann keinen signifikanten Vorteil mehr. Erst bei deutlich höheren Zertifikatspreisen (DSM-60) wird etwa wieder das Niveau der Ladung nach dem letzten Weg erreicht. Aus heutiger Sicht ist jedoch selbst ein Zertifikatspreis von 45 € ambitioniert und würde deutliche politische Signale erfordern.

Abbildung 40: Treibhausgasemissionen des BEV100 unter verschiedenen Marginalbetrachtungen des Strommixes 2030 (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Letzter Weg: Aufladung nach dem letzten Weg eines Tages; DSM-45: Demand-Side-Management mit einem CO₂-Zertifikatspreis von 45 Euro; DSM-60: Demand-Side-Management mit einem CO₂-Zertifikatspreis von 60 Euro.

Es zeigt sich also, dass ein Lastmanagement des Ladevorgangs bei einer wachsenden Flotte an Elektrofahrzeugen zwar wichtig ist, um Netzstabilität zu gewährleisten, es reicht aber allein nicht aus um eine relevante Treibhausgasreduzierung im Verkehr durch Elektrofahrzeuge zu erreichen. Vielmehr ist auch eine Kopplung von Elektrofahrzeugen an regenerativ erzeugten Strom anzustreben. Über die begonnene Verknappung von Zertifikaten hinaus ist daher eine umfassende strukturelle Reform des Emissionshandels erforderlich. Auch in der Periode nach 2020 sollte der Emissionshandel zudem nicht um die Strommengen korrigiert werden, die Elektroautos in den vom Emissionshandel erfassten Sektor einbringen.

Für eine deutlich positive Klimabilanz, bis hin zur - in der Nutzungsphase - nahezu CO₂-freien Mobilität, muss darüber hinaus vor allem der Ausbau erneuerbarer Energien weitergehen und

den zusätzlichen Strombedarf elektrischer Antriebe im Verkehrssektor berücksichtigen. Ziel muss eine echte Energiewende im Verkehr auf Basis erneuerbarer Energien sein:

- Durch die aktuellen Ausbauziele des EEG wird 2020 zumindest ein Anteil von 35 % der zusätzlichen Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge aus erneuerbaren Energieträgern gedeckt sein. Wenn das Ziel jedoch auch ohne Elektrofahrzeuge bereits übererfüllt wird, entfällt der Anreiz neue Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms zu bauen.
- Zusätzlich könnten Anreize für Fahrzeughersteller geschaffen werden, in zusätzliche erneuerbare Kraftwerke für ihre Fahrzeug zu investieren.

Die Energieversorger sollten parallel zur Marktverbreitung von Elektrofahrzeugen und zum Ausbau erneuerbarer Energien flexible Ladetarife einführen, auch wenn dadurch in einer Übergangszeit die Gefahr besteht, dass fossile (Mittellast-)Kraftwerke bevorzugt ausgelastet werden [IFEU, 2013]. Denn so können langfristig die Leistungsspitzen der Elektromobilität abgemildert und die Integration fluktuierender erneuerbarer Energieträger erleichtert werden.

Fazit: Die Strombereitstellung ist der wichtigste Hebel zur Verbesserung der Klimagasbilanz von Elektrofahrzeugen. Die zusätzliche Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge führt dabei zu relevanten Wechselwirkungen mit der Energiewirtschaft. So ist ein Lastmanagement des Ladevorgangs wichtig um Netzstabilität zu gewährleisten, kann aber auch dazu führen, dass fossile Kraftwerke bevorzugt ausgelastet werden. Für eine erneuerbare Elektromobilität ist daher neben einer umfassenden strukturellen Reform des Emissionshandels ein weiterer Ausbau der erneuerbaren Energieerzeugung in Höhe des Strombedarfs von Elektrofahrzeugen notwendig, der vom Verkehrssektor als Verursacher getragen werden sollte.

5 Ergebnisse der Ressourcenbewertung

Der zweite Teil der Ergebnisanalyse beschäftigt sich anschließend an die bisherige emissionsbezogene Umweltbilanzperspektive stärker mit der Gesamtbetrachtung von input-bezogenen Ressourcenaspekten (vgl. Abbildung 5). Diese Erweiterung ermöglicht es, neben dem Umweltschutz im Sinne einer Vermeidung schädlicher Umweltwirkungen auch die Effizienzsteigerung im Umgang mit natürlichen Ressourcen besser zu berücksichtigen.

Der Aspekt der Ressourceneffizienz bzw. des schonenden Umgangs mit natürlichen Ressourcen ist sowohl auf EU-Ebene als auch in Deutschland zunehmend auf die politische Agenda gerückt. Entsprechende Strategiepapiere setzen den Rahmen, der sowohl Umweltbelange enthält, aber auch deutlich darüber hinausgeht. Diese Ressourcenbetrachtung ist damit als Ergänzung zur Umweltbetrachtung zu sehen, da sie neben Nachhaltigkeitszielen auch wirtschaftspolitische Zielsetzungen der Versorgungssicherheit enthält - im Gegensatz zu den rein ökologischen Zielsetzungen der Umweltbewertung. Folgende Perspektiven werden für die Ressourcenbewertung herangezogen:

- der Einsatz von Rohstoffen und Energie anhand der Indikatoren KRA und KEA mit der Zielsetzung die Effizienzsteigerung
- die Inanspruchnahme von Frischwasser (ohne Kühlwasser) und Fläche (in $m^2 \cdot a$) mit der kombinierten Zielsetzung der „effizienten Nutzung“ und der „Vermeidung“
- die Untersuchung der ökonomischen Kritikalität, der in Elektrofahrzeugen benötigten Rohstoffe

5.1 Energie und Rohstoffeinsatz

Abbildung 41 zeigt den kumulierten Energieaufwand nach Lebenswegabschnitt (obere Grafik) und nach Art der Energierohstoffe (untere Grafik). Wie schon in der Wirkungskategorie Klimawandel der Umweltbewertung bedingt die Energiebereitstellung in der Nutzungsphase (Kraftstoffbereitstellung und Strombereitstellung) den größten Energieeinsatz. Den Elektrofahrzeugen gelingt es diesen Energieeinsatz gegenüber dem Otto-Pkw um ca. 11 % bei den Plug-In Hybriden und um 18 % bei den rein elektrischen Fahrzeugen (Reichweite 100 km) zu senken. Das batterieelektrische Fahrzeug mit einer Reichweite von 250 Kilometern hat gegenüber dem Otto-Pkw einen um 7 % höheren Energieeinsatz. Der Mehraufwand kommt durch den höheren Energiebedarf in der Fahrzeugherstellung (größere Batterie) und der Nutzungsphase (schwereres Fahrzeug) zustande. Bei der Betrachtung der Art der Energiequellen fällt zunächst auf, wie gering der Anteil von erneuerbaren Energieträgern ist – für die konventionellen Fahrzeug (Otto/Diesel) liegt er bei ca. 8 %. Der Anteil für Plug-In Hybride liegt ebenfalls bei ca. 8 % und bei vollelektrischen Fahrzeugen bei 7 %. Prinzipiell besteht noch ein großes Potential erneuerbare Energieträger in den Lebensweg von Elektrofahrzeugen zu integrieren. Würde der komplette Fahrstrom aus erneuerbaren Quellen bereit gestellt, sinkt der Energieeinsatz insgesamt (Grund ist die Annahme des höheren Wirkungsgrades bei erneuerbaren Energien) und der Anteil von KEA erneuerbar steigt bei einem BEV100 auf ca. 50 % des gesamten kumulierten Energieaufwandes.

Abbildung 41: Kumulierter Energieaufwand nach Lebenswegabschnitt und Energieform der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.

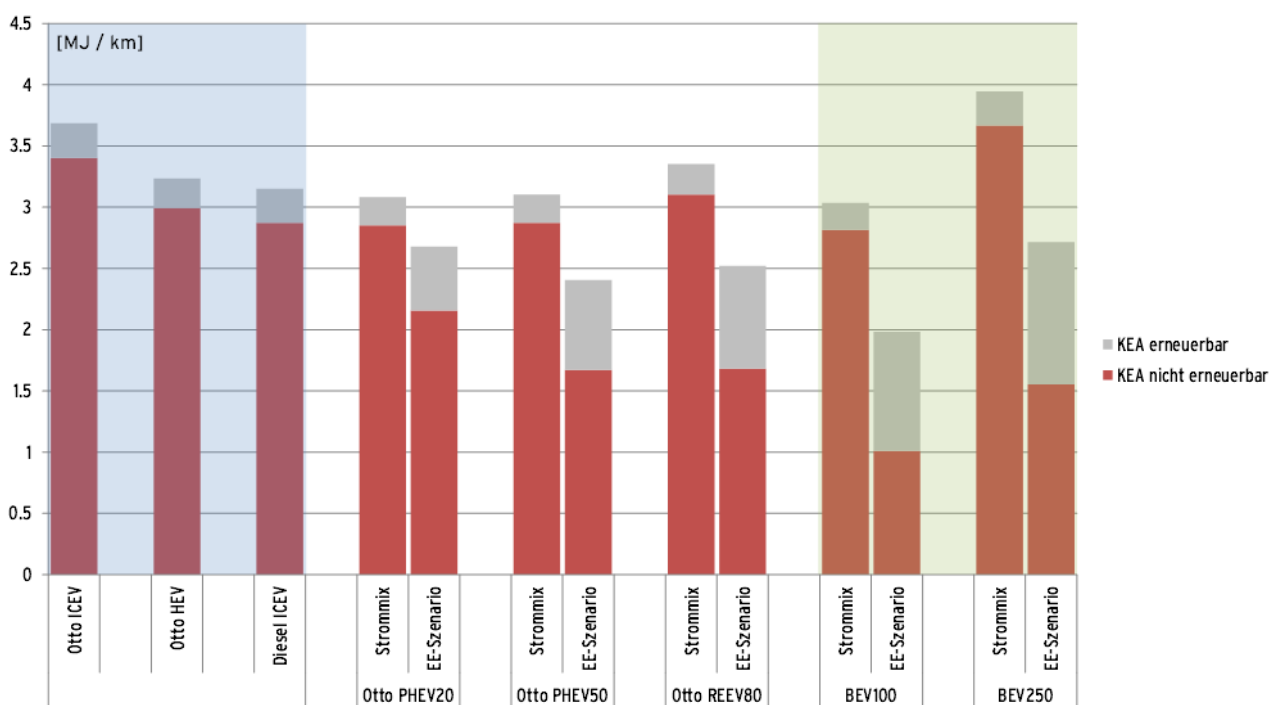
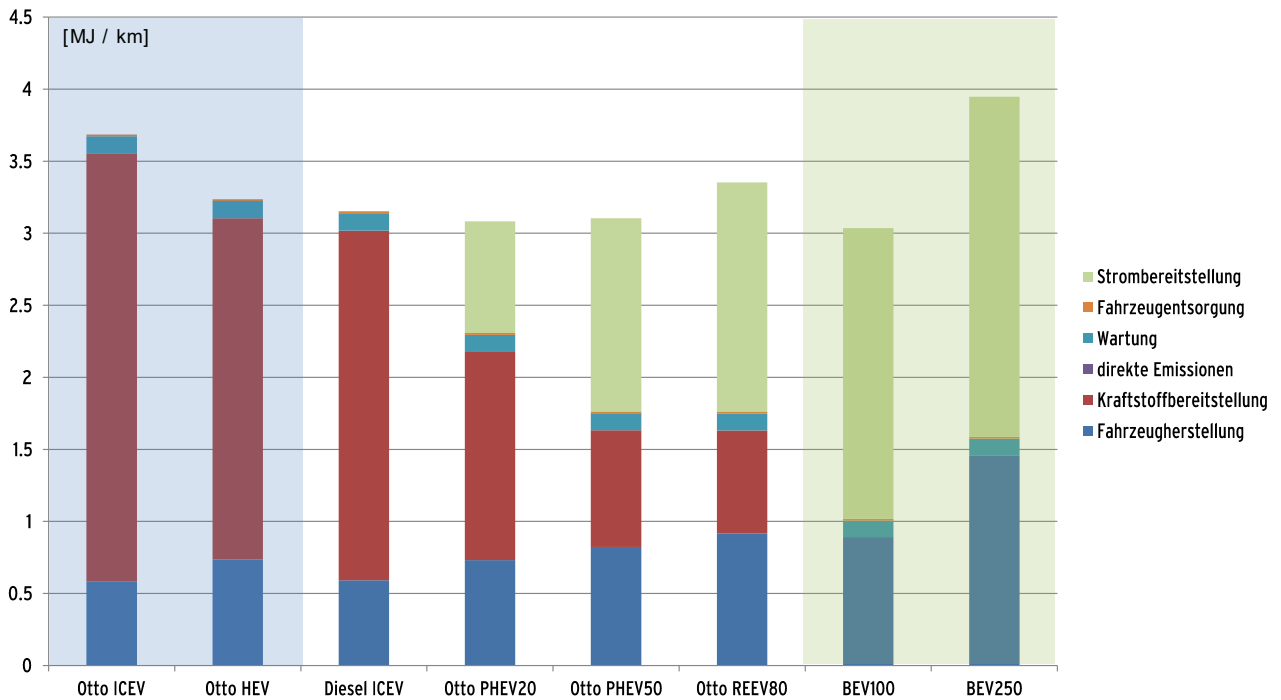
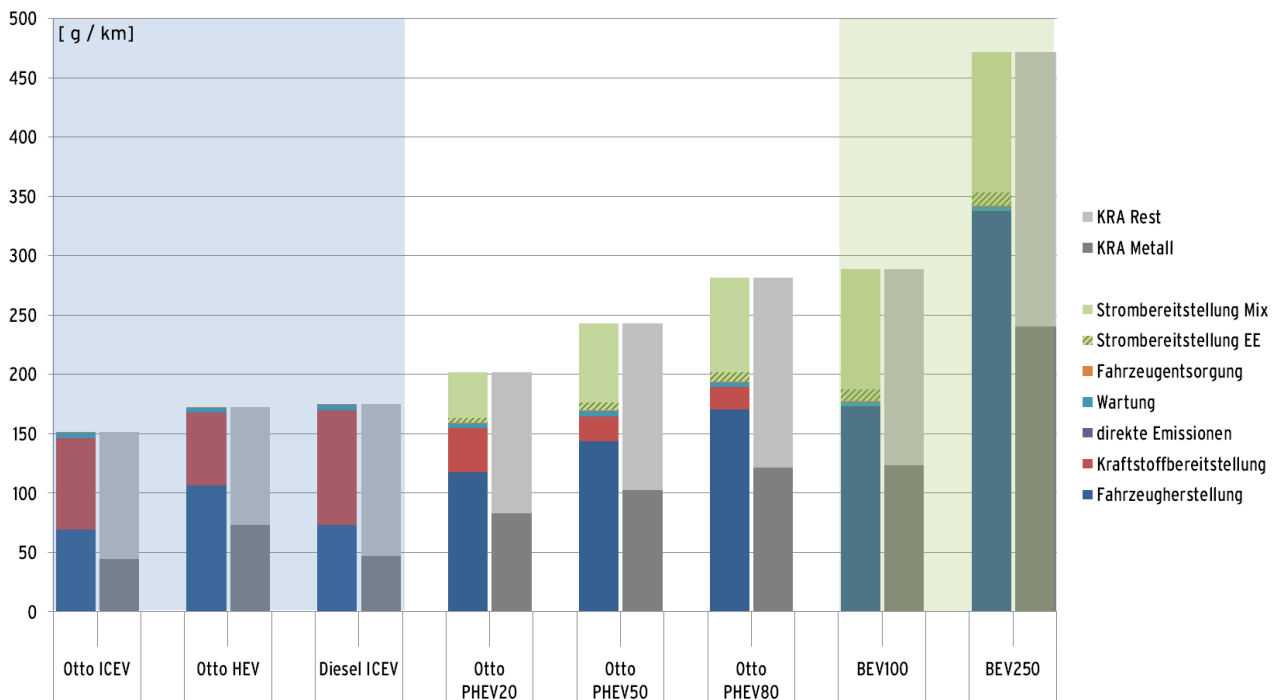


Abbildung 42 zeigt den kumulierten Rohstoffaufwand (Summe aller eingesetzten abiotischen und biotischen Rohstoffe, vgl. Kapitel 2.3.2.2) nach Lebenswegabschnitt (farbige Balken) und nach Art der Rohstoffe (graue Balken). Prinzipiell ist der gesamte Materialeinsatz in Elektrofahrzeugen höher als in konventionellen Fahrzeugen, da hier eine Reihe von zusätzlichen Materialien für die Elektrokomponenten benötigt wird. Die Fahrzeugherstellung überwiegt im Materialeinsatz gegenüber der Nutzungsphase, was insbesondere auf den Einsatz vieler Metalle

mit hohem Primärmaterialaufwand zurückzuführen ist. Beim Materialeinsatz der Strom- bzw. Kraftstoffbereitstellung zeigt sich ein uneinheitliches Bild. Bei den konventionellen Fahrzeugen ist die Bereitstellung von Diesel mit einem höheren Materialeinsatz verbunden als die Bereitstellung von Ottokraftstoff. Bei den Hybridfahrzeugen steigt der Materialeinsatz mit steigendem elektrifiziertem Fahranteil. Für das reinelektrische Fahrzeug mit 100 km Reichweite (BEV100) liegt er etwa in der Höhe des Materialbedarfs für die Dieselpreparierung. Wie schon beim KEA fällt der Materialeinsatz beim BEV250 aufgrund der größeren Batterie und des schwereren Fahrzeugs sowohl für die Herstellung als auch die Strombereitstellung höher aus. Bei steigendem Einsatz Erneuerbarer Energien im Strommix wird der Materialeinsatz für die Strombereitstellung der Elektrofahrzeuge sinken. Den größten Treiber für den hohen Materialaufwand in der Elektromobilität stellt die Batterie dar. Die heute noch nicht zufriedenstellende Reichweite der Elektrofahrzeuge wird zunächst noch dazu beitragen, dass der Materialeinsatz an dieser Stelle nur langsam gesenkt werden kann.

Abbildung 42: Kumulierter Rohstoffaufwand nach Lebenswegabschnitten und Rohstoffkategorie der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km)



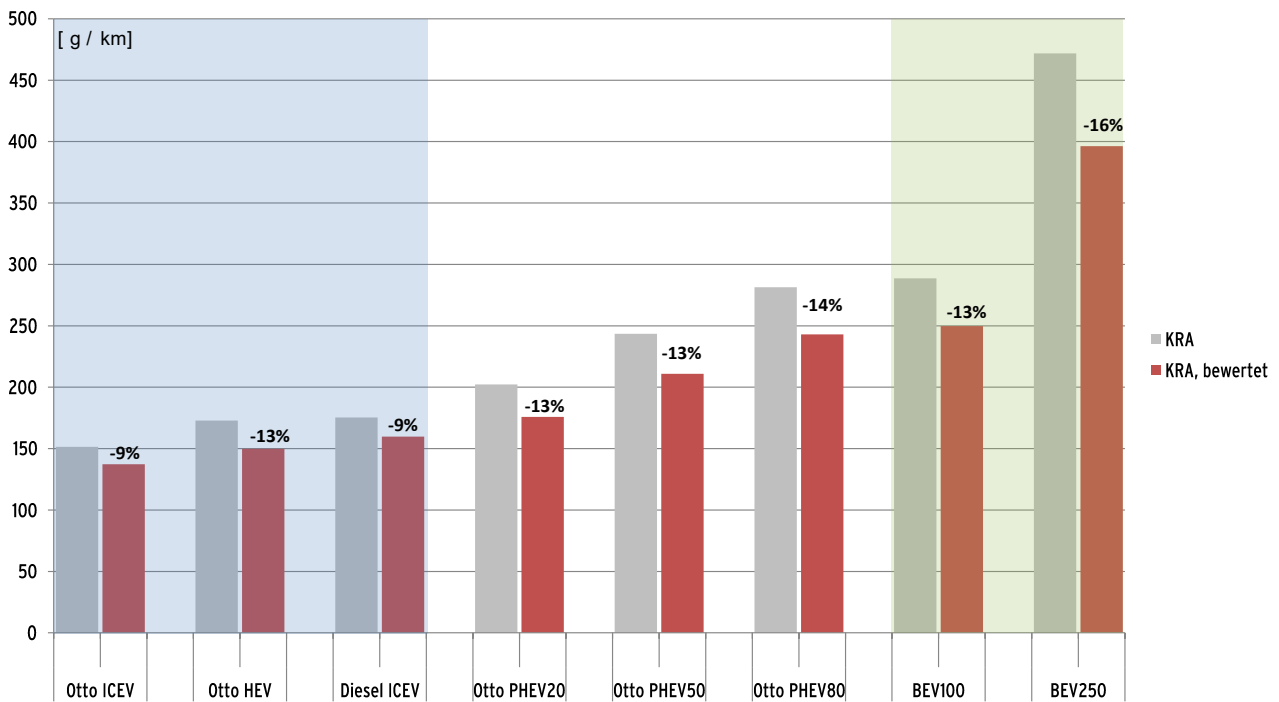
Eine differenziertere Betrachtung des kumulierten Rohstoffaufwandes liefert eine weitergehende Bewertung des Indikators. Wie bereits in Kapitel 2.3.2 beschrieben summiert der KRA sämtliche über den Lebensweg eines Produktes eingesetzte Materialien nach ihrer Rohstoffmasse auf. Die reine Summenbildung nach Masse gibt insgesamt wenig Aussagen über die Bedeutung der Inanspruchnahme und damit auch, ob eine reine Verminderung der Massenwerte tatsächlich einen nachhaltigeren Umgang mit Rohstoffen bedeutet. In dieser Studie soll der Aspekt der dissipativen (verteilenden) und destruktiven (zerstörenden) Verwendung [UBA, 1999a] von Rohstoffen in den Indikator integriert werden. Zur Abbildung der Dissipation soll der globale Sekundärmaterialanteil als erste Annäherung verwendet werden. Dahinter steht die Annahme, dass bei einem etablierten Recyclingsystem die dissipative Verteilung in der Technosphäre reduziert wird. Rohstoffe, die nicht zurückgewonnen oder wie fossile Rohstoffe „destruktiv“ ge-

nutzt werden, gehen mit dem Faktor 1 in die Berechnung des bewerteten kumulierten Rohstoffaufwandes ein. Rohstoffe, bei denen Sekundärmaterial eingesetzt wird, werden entsprechend mit einem Faktor bewertet, der dem Sekundäranteil der Rohstoffe entspricht. Die Faktoren zur Berechnung des kumulierten Rohstoffaufwandes sind in [IFEU, 2012b] beschrieben und die verwendeten globalen Sekundäranteile von Rohstoffen sind in Anhang 8.1 aufgeführt.

$$\text{Kumulierter Rohstoffaufwand (bewertet)} = \text{Masse Material} \times \text{Primärmaterialaufwand} \times \text{Sekundäranteil}$$

Die differenzierte Betrachtung des KRA mit Gewichtung nach Sekundäranteil zeigt, dass die Kreislaufführung von Rohstoffen mit hohem Primärmaterialeinsatz großes Potential hat, den kumulierten Rohstoffaufwand zu senken. Die höchsten Recyclingraten haben etablierte Massenmetalle, wie sie auch in großem Umfang in Fahrzeugen verwendet werden. Insbesondere Elektrofahrzeuge weisen einen hohen Einsatz von Hightech-Materialien auf, die heute schon z.T. wiedergewonnen werden. Aus diesem Grund kommt es bei den Elektrofahrzeugen zu einer insgesamt höheren Reduktion (bis zu 16 %) des bewerteten KRA gegenüber den konventionellen Fahrzeugen (vgl. Abbildung 43). Weiterhin fällt auf, dass noch großes Potential besteht, die Rohstoffe effizienter im Stoffkreislauf zu führen, da sich der bewertete KRA nur wenig besser darstellt als der Ausgangswert. In Bezug auf die Fahrzeugherstellung haben sowohl konventionelle als auch elektrische Fahrzeuge weiteres Potential den bewerteten KRA zu senken, indem Materialien in absoluten Mengen eingespart und Stoffkreisläufe verbessert werden. Weiterhin haben Elektrofahrzeuge das Potential die destruktive Verwendung von fossilen Energieträgern komplett zu vermeiden, indem erneuerbare Energieträger zur Stromerzeugung eingesetzt werden, die sich nicht weiter im Rohstoffaufwand niederschlagen. Es ist an dieser Stelle noch anzumerken, dass die Abbildung des Sekundäranteils in dem Indikator nur die Art der Verteilung von Rohstoffen in der Technosphäre widerspiegelt und nicht die Materialaufwendung berücksichtigt, die für den Recyclingprozess benötigt wird, da die entsprechenden Daten nicht zur Verfügung stehen. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf für die Ressourcenbewertung.

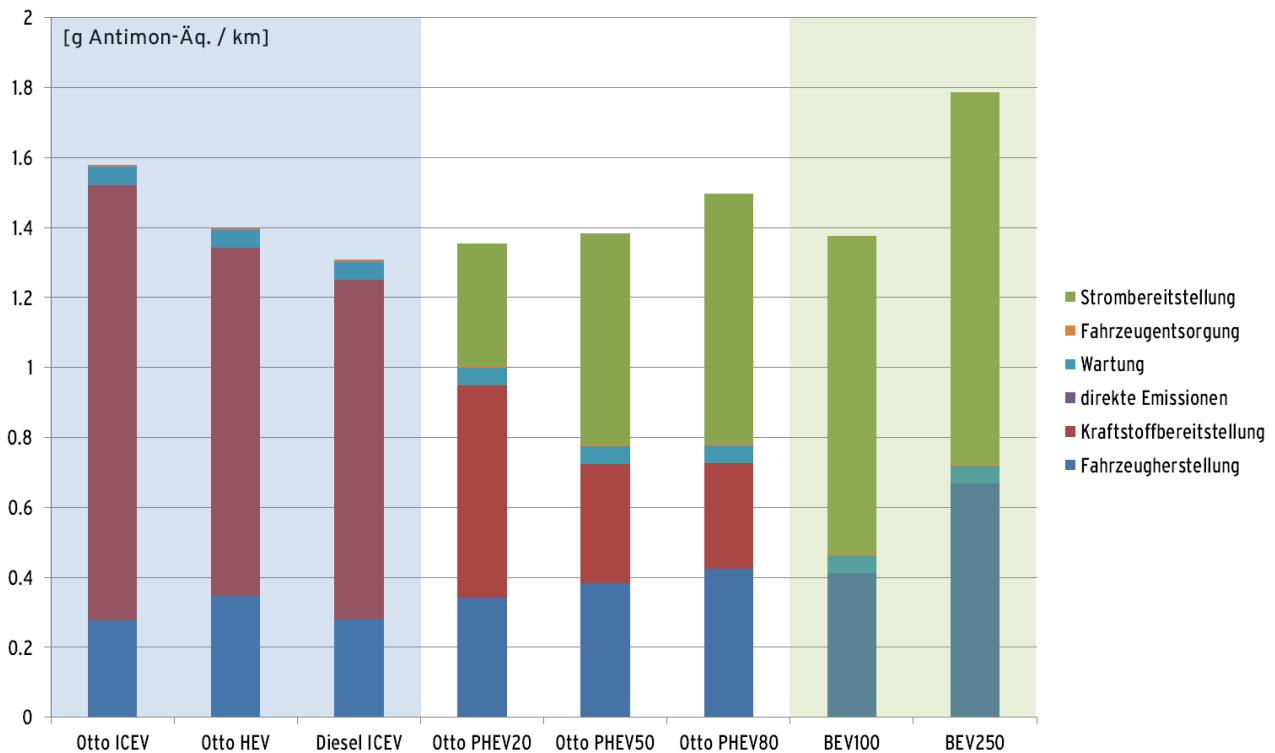
Abbildung 43: Kumulierter Rohstoffaufwand bewertet nach dissipativer Verwendung der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km)



Eine weitere häufig verwendete Darstellung der Ressourcenbeanspruchung soll an dieser Stelle erwähnt werden – die Auswertung des „abiotic resource depletion potential (ADP⁴⁰)“. Diese Methode drückt die „Knappheit“ eines Materials über das Verhältnis Extraktionsmenge und Reserve des Materials aus. Um zu einem Einzahlwert zu gelangen, wird auf Antimon-Äquivalente normiert. Insgesamt werden etwa 60 Metalle und fossile Energieträger berücksichtigt. Abbildung 44 zeigt die Ergebnisse dieser Auswertung für die unterschiedlichen Fahrzeugkonzepte. Bei der Betrachtung dieses Konzeptes mit Fokus auf „Knappheit“ wird deutlich, dass die Fahrzeugkonzepte wesentlich enger zusammenrücken als bei der reinen Massenbetrachtung des kumulierten Rohstoffaufwandes. Gegenüber dem Otto-Fahrzeug (ICEV) schneiden die elektrischen Antriebe besser ab. Die „Knappheit“ von Erdöl ist in dieser Analyse der Haupttreiber, so dass die Fahrzeugherstellung eine geringere Rolle spielt (im Vergleich zum KRA). Die Betrachtung der Erschöpfung abiotischer Ressourcen ist jedoch sehr stark in den heutigen zeitlichen Kontext zu setzen, da die Reichweiten der Reserven sich je nach Explorationsaktivitäten und Preisänderungen schnell verändern können. Für die Diskussion der „vermeintlichen Endlichkeit von Rohstoffen“ ist sie unter heutigen Rahmenbedingungen eine grobe Einschätzung.

⁴⁰ von CML 2002 [Guinée et al., 2002] entwickelt und derzeit von Reference Life Cycle Data System (ILCD) empfohlen [EC / JRC, 2011].

Abbildung 44: ADP - Abiotic Resource Depletion Potential der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.

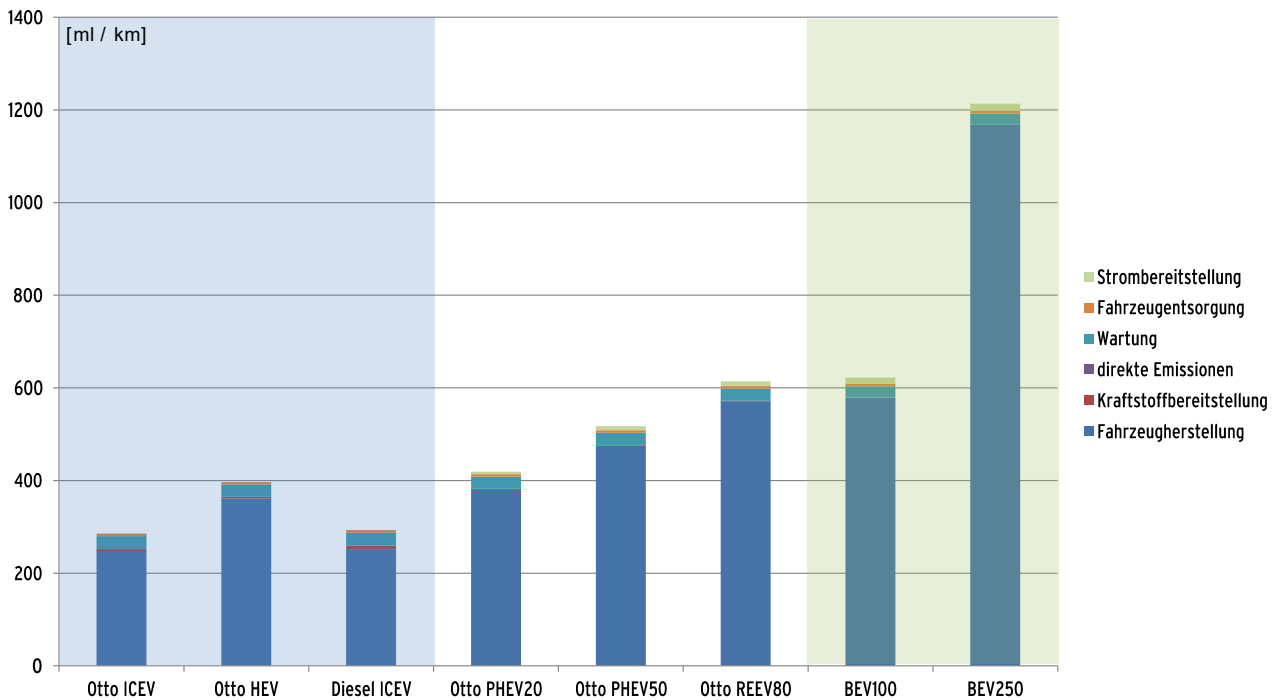


5.2 Nutzung von Wasser und Land als natürliche Ressource

Bei der Betrachtung von Fläche und Wasser als natürliche Ressourcen wurden die inputbezogenen Indikatoren Frischwassernutzung und Flächennutzung über die Nutzungszeit ausgewertet. Wie bereits in Kapitel 2.3.2 beschrieben, gibt es Weiterentwicklungen dieser Indikatoren, die eine Differenzierung nach Qualitätsstufen dieser Ressourcen erlauben. Eine detaillierte Abbildung dieser Qualitätsstufen stellt jedoch hohe Anforderungen an die Inventardaten der Ressourcen und deren Verwendung in Produktionsprozessen. Da diese Datenqualität insgesamt derzeit nicht gegeben ist, bleibt die Bewertung in dieser Studie auf die Sachbilanzindikatoren beschränkt.

Bei der Betrachtung der Frischwassernutzung (ohne Kühlwasser) wird deutlich, dass der mit Abstand größte Anteil (ca. 90 %) der Wassernutzung auf die Fahrzeugherstellung entfällt. Die anderen Lebensphasen spielen eigentlich kaum noch eine Rolle. Insgesamt liegt der Aufwand pro Fahrzeugkilometer bei den konventionellen Antrieben bei ca. 290 ml und bei den elektrischen Antrieben bei bis zu 600 ml. Das reine Elektrofahrzeug mit einer Reichweite von 250 Kilometer bedingt eine doppelt so hohe Wassernutzung von knapp 1,2 Liter pro Fahrzeugkilometer gegenüber dem BEV 100. Dies zeigt, dass die Batterieherstellung ein großer Treiber der Wassernutzung ist. Hier fällt insbesondere der Elektrolyt (Lithiumhexafluorophosphat) auf, der auch schon in anderen Wirkungskategorien der Umweltbewertung hervortritt. Bezogen auf die Batteriezellen entfallen auf den Elektrolyten zwei Drittel der Wassernutzung. Auch die Stahlkomponenten des Rumpffahrzeuges spielen in diesem Zusammenhang eine wichtige Rolle.

Abbildung 45: Frischwassernutzung (ohne Kühlwasser) der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



Die Berücksichtigung der lokalen Wasserknappheit am Ort der Wassernutzung ist von entscheidender Bedeutung. Beispielhaft sei hier der Ort der Batterieherstellung genannt. Bei gleichem Wasserverbrauch hat die Herstellung in den USA, China, Korea und Japan höhere ökologische Konsequenzen als in Deutschland, da die lokale Wasserverfügbarkeit insbesondere in Korea geringer ist, wie die Werte für den consumptive water use (CWU, „Wasserzehrung“) in Tabelle 12 verdeutlichen. Es ist zu beachten, dass es innerhalb der Länder zum Teil große regionale Unterschiede geben kann. Pfister et al. (2009) haben deshalb den water stress index (WSI, Verhältnis von Wasserentnahme zu Wasserverfügbarkeit) für 10.000 Wassereinzugsgebiete berechnet, was eine noch genauere Abbildung erlaubt⁴¹. Noch eindrücklicher ist das Beispiel der Lithiumgewinnung in Chile. Aufgrund der hohen Konzentration von Lithiumcarbonat in den Salzseen der Atacama entstehen relativ wenig Treibhausgasemissionen im Vergleich zur Kupfer- oder Nickelgewinnung. Die Wassernutzung ist in dieser Region aber als besonders kritisch zu bewerten, wie der hohe WSI-Wert für den Salar de Atacama in Chile verdeutlicht. Insbesondere in diesen Regionen ist auf ein nachhaltiges Wassermanagement entlang der Produktionskette zu achten.

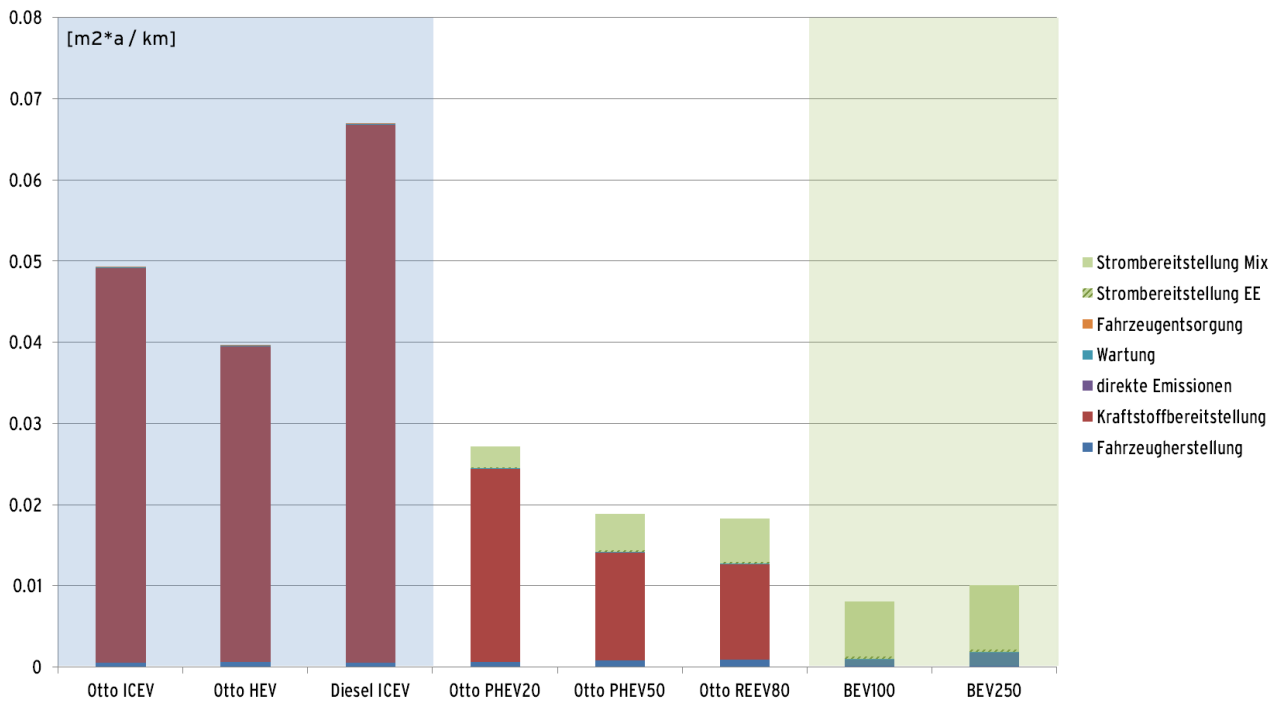
⁴¹ Die Daten können von der Homepage der ETH Zürich heruntergeladen werden: <http://www.ifu.ethz.ch/ESD/downloads/EI99plus> [Stand 28.04.2014].

Tabelle 12: Darstellung des Frischwasserverbrauchs nach Pfister et al. 2009 bezogen auf 1 Liter

Land	CWU* bezogen auf 1 Liter Wasserentnahme
Auswahl: Länder mit Batteriefertigung	
Deutschland	120 ml
USA	499 ml
China	477 ml
Korea	597 ml
Japan	323 ml
Auswahl: Standorte mit Lithiumförderung	
Salar de Atacama (Salzsee, Chile)	1.000 ml
Greenbushes Mine (Bergwerk, Australien)	11 ml
Salar del Hombre Muerto (Salzsee, Argentinien)	17 ml
* CWU: consumptive water use ("Wasserzehrung"). Errechnet sich aus der Wasserentnahme und dem Water Stress Index (WSI). Es gibt für 10.000 Wassereinzugsgebiete einen WSI-Wert.	

Abbildung 46 stellt die Flächennutzung pro Fahrzeugkilometer dar. Im Vergleich zu der Wassernutzung spielt die Fahrzeugherstellung eine sehr geringe Rolle. Den weitaus größeren Anteil macht die Nutzungsphase aus. Der hauptsächliche Treiber dieses Indikators ist der Biomasseanteil innerhalb der Energieträger. Im konventionellen Antriebsstrang ist dies Bioethanol und Biodiesel, im Strommix handelt es sich hauptsächlich um Energie aus Blockheizkraftwerken, die durch Biomasse bzw. Biogas produziert wird. Im Anhang 0 sind die Annahmen über die Anteile der Biokraftstoffe und der Strommix dokumentiert. Der Anteil von Biodiesel (8,7 %) liegt über dem Anteil von Bioethanol (5 %) bei Benzin. Dies ist ein Grund, warum das Dieselfahrzeug einen höheren Flächenbedarf aufweist als der Benziner. Ein weiterer Grund ist der höhere Flächenbedarf von Raps zur Biodieselproduktion im Vergleich zu dem Mix aus Weizen und Zuckerrohr zur Bioethanolproduktion.

Abbildung 46: Flächennutzung über die Nutzungszeit der betrachteten Fahrzeugkonzepte unter heute durchschnittlichen Bedingungen in Deutschland (Lebensfahrleistung 168.000 km). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.



In der Strombereitstellung tragen insbesondere Biogas-Blockheizkraftwerke und Holz-Heizkraftwerke zur höheren Flächennutzung bei. Die Biogas-BHKWs werden hauptsächlich mit Mais als Energieträger versorgt. Bezogen auf den Energiegehalt zeigen Biogas-Strom aus Mais und Bioethanol aus Zuckerrohr einen deutlich geringeren Flächenbedarf als Bioethanol aus Weizen und Biodiesel (vgl. Tabelle 13). Dieser Effekt schlägt sich insbesondere im hohen Flächenbedarf des Diesel-Pkw nieder. Deshalb ist hier der Einfluss auch deutlich größer, wenn konventionelle Fahrzeuge zu 100 % mit Biokraftstoffen betrieben würden. Vor dem Hintergrund dieser Annahme käme zu einer Verzehnfachung der Flächennutzung und lediglich zu einem Anstieg von 2 % bis 15 % bei der Frischwassernutzung.

Tabelle 13: Flächennutzung nach Energieträger pro Energieeinheit

		Bioethanol		Biodiesel	Biogas-Strom
		Weizen	Zuckerrohr	Raps	Mais
Fläche	m²/MJ	0.4130	0.0748	0.3828	0.0756

5.3 Kritikalitätsbetrachtung der verwendeten Rohstoffe

Die Diskussion um Ressourceneffizienz ist häufig von der wirtschaftlichen Perspektive geprägt, die primär ressourcenpolitische Aspekte umfasst. Hierzu gab es in den letzten Jahren einige Analysen, die sich mit der Kritikalität von Rohstoffen im Speziellen befassen (u.a. [European Commission, 2010; IZT / adelphi, 2011]). In einigen Forschungsvorhaben wurden schon Analysen zu einzelnen zentralen Rohstoffen der Elektromobilität vorgenommen. An dieser Stelle sind insbesondere die Studien im Zuge des Forschungsprojektes „Fraunhofer Systemforschung Elektromobilität FSEM“ zu nennen, in denen Angebot und Nachfragestrukturen für Lithium und Kupfer untersucht wurden [ISI, 2009, 2010]. Die Studie „Ressourceneffizienz und ressourcenpolitische Aspekte des Systems Elektromobilität“ als Teil des Forschungsvorhabens OPTUM⁴² hat als einer der ersten Studien relativ detailliert den Metalleinsatz in der Elektromobilität aus wirtschaftspolitischer Perspektive analysiert. Die methodische Vorgehensweise von OPTUM weist einige Gemeinsamkeiten mit der Methodik der Kritikalitätsbetrachtung in diesem Kapitel auf. Die Umweltauswirkungen aus der Rohstoffgewinnung und Verarbeitung wurden bereits in der Umweltbewertung (vgl. Kapitel 4) abgebildet. Da der Ressourcenbegriff in dieser Studie außerdem weiter gefasst ist, wurde auch die Ressourcennutzung von Energie, Wasser und Land dargestellt (vgl. Kapitel 5.1 und 5.2). Die wirtschaftspolitische Betrachtung stellt – im Gegensatz zur Schwerpunktsetzung in OPTUM – nur einen Teil der Ressourcenbetrachtung dar. In beiden Studien wurde eine Priorisierung von metallischen Rohstoffen in Elektrofahrzeugen nach definierter Mengenrelevanz vorgenommen. Anders als in OPTUM wurden hier allerdings auch die Metalle Aluminium, Chrom, Eisen, Lithium und Kobalt eingeschlossen. Da die Studien von IZT/adelphi [2001] und der European Commission [2010] schon einen umfangreichen Analyse-rahmen entwickelt haben, um die Kritikalität von verschiedenen Metallen für den deutschen und den europäischen Kontext darzustellen, greift diese Studie auf diese Ergebnisse zurück. Dieser Analyse-rahmen umfasst Aspekte wie Produktion, Jahresförderung und Recyclingfähigkeit (vgl. Kapitel 2.3.2.2) von Rohstoffen, die auch in OPTUM analysiert wurden. Der Kriterienkatalog der Kritikalitätskonzepte geht allerdings noch weiter und berücksichtigt auch andere Aspekte wie u.a. Governance-Strukturen, Monopolstellung und wirtschaftliche Abhängigkeiten.

In Elektrofahrzeugen kommen eine Reihe verschiedener Materialien zum Einsatz. Einige davon finden sich auch in konventionellen Fahrzeugen, andere kommen nur in den elektromobilspezifischen Komponenten zum Einsatz. Zur besseren Einordnung und Priorisierung der benötigten Mengen in einem Plug-In Hybriden und einem voll-elektrifizierten Fahrzeug stellt Tabelle 14 zunächst die Materialeinsatzmengen dieser beiden Fahrzeugkonzepte pro Fahrzeug dar. Diese Mengen wurden dann hochgerechnet auf je 1 Million Fahrzeuge entsprechend dem Ziel der Bundesregierung bis 2020 in Summe eine Million Elektrofahrzeuge auf die Straßen zu bringen [Bundesregierung, 2009] und im Weiteren auf eine Fahrzeuganzahl von 10 Millionen. Das Ergebnis an dem damit jeweils verbundenen Materialeinsatz wurde schließlich zur globalen Jahresförderung im Jahr 2011 ins Verhältnis gesetzt. Es ist anzumerken, dass das Ziel der Bundesregierung von 1 Million elektrischer Fahrzeuge der Bundesregierung, jedoch auch nicht durch den Verkauf in nur einem Jahr erreicht werden soll. Weltweit wurden im Jahr 2013 ca. 63 Millionen Neuwagen verkauft [OICA, 2014]. Im Ergebnis würde bspw. der Materialeinsatz von Nickel in 1 Millionen Plug-In Hybrid-Fahrzeugen 4 % der globalen Jahresproduktion von 2011 entsprechen.

⁴² Forschungsvorhaben OPTUM: Optimierung der Umweltentlastungspotentiale von Elektrofahrzeugen [Öko-Institut / Daimler AG, 2011].

Tabelle 14: Mengenrelevanz der eingesetzten Materialien im Elektrofahrzeug (in Bezug zur Jahresförderung)

	Kompaktklasse Fzg. (Einsatzmengen in kg)		Anteil der Materialien an globaler Jahresförderung (2011)			
			1 Million		10 Million	
	PHEV-50	BEV-100	PHEV-50	BEV-100	PHEV-50	BEV-100
Eisen	1,130	1,060				
Kupfer	90	115			5%	7%
Nickel	90	105	5%	5%	47%	54%
Aluminium	140	115			3%	3%
Chrom	35	40			5%	6%
Lithium	7	12	20%	36%	197%	356%
Mangan	20	20				
Cobalt	2	4	2%	4%	22%	39%
Magnesium	4	4			5%	5%
Titan	2	2				
Molybdän	2	2			7%	8%
Seltene Erden	0.3	0.3			2%	2%
Silber	0.01	0.02			1%	1%
Gold	0.005	0.006			2%	2%
Tantal	0.005	0.006			3%	4%
Zirkon	0.003	0.004			3%	4%
Tellur	0.001	0.001			5%	6%
PGM	0.002	0.000	1%		6%	
Indium	0.000	0.000				

rot = relevant; gelb = bedingt relevant; grün = nicht relevant;
 Datengrundlage: [IFEU 2014]; [USGS, 2011].

Die grün markierten Felder in Tabelle 14 stellen keine relevanten Mengen dar, weil sich die Anteile zwischen 0 % und 1 % bewegen. Die gelben Felder markieren einen nicht unerheblichen Anteil (> 1 %) und die roten Felder zeigen einen relevanten Anteil (> 10 %) auf. Der Einsatz von Kupfer, Nickel, Aluminium, Chrom, Magnesium und Molybdän ist nicht explizit durch Elektroautos getrieben, da diese Metalle auch in konventionellen Fahrzeugen zum Einsatz kommen. Jedoch finden sich auch im E-Motor und der Batterie große Mengen von Kupfer, Nickel und Aluminium. Andere Materialaufwendungen sind hingegen nur auf die Elektrokomponenten zurückzuführen, so der Einsatz von Lithium, Kobalt und Seltenen Erden. Hier ist der große Ausschlag bei Lithium und Kobalt auf die heute noch nicht konsolidierte Förderungsstruktur (insbesondere bei Lithium) zurückzuführen bzw. auch auf die vereinfachte Herangehensweise die Jahresproduktion für 2011 der bis 2020 in Verkehr gebrachten Fahrzeugzahl gegenüberzustellen.

Eine Sonderrolle in dieser Betrachtung nehmen die Platingruppenmetalle (PGM) ein, die bei dem Plug-In Hybrid-Fahrzeug deutlich auffallen. Hier ist der verbrennungsmotorische Antriebsstrang der Treiber für diese Materialien, da PGMs in großen Mengen im Katalysator (Abgasnachbehandlung) eingesetzt werden. Diese Ergebnisse sollen einen ersten Anhaltspunkt für die eingesetzten Materialmengen in Fahrzeugen liefern.

Abbildung 47: Zusammenführung der Studien zur Kritikalität

Europa*	Deutschland**	Zusammenführung
Eisen	Eisen	Eisen
Kupfer	Kupfer	Kupfer
Nickel	Nickel	Nickel
Aluminium	Aluminium	Aluminium
Phosphor	Phosphor	Phosphor
Chrom	Chrom	Chrom
Lithium	Lithium	Lithium
Mangan	Mangan	Mangan
Kobalt	Kobalt	Kobalt
Magnesium	Magnesium	Magnesium
Titan	Titan	Titan
Molybdän	Molybdän	Molybdän
Seltene Erden	Seltene Erden	Seltene Erden
Silber	Silber	Silber
Gold	Gold	Gold
Tantal	Tantal	Tantal
Zirkon	Zirkon	Zirkon
Tellur	Tellur	Tellur
PGM	PGM	PGM
Indium	Indium	Indium

* [European Commission, 2010]; **[IZT / adelphi, 2011]

rot = kritisch; gelb = bedingt kritisch; grün = unkritisch; weiß=wurde in Studie nicht berücksichtigt

Wie bereits in Kapitel 2.3.2 beschrieben zielt die Kritikalitätsbetrachtung primär auf die wirtschaftspolitische Sichtweise des Ressourcenbedarfs ab. Es geht um wirtschaftskritische Rohstoffe für einen bestimmten Wirtschaftsraum (in dieser Studie Europa mit Fokus auf Deutschland). Abbildung 47 stellt die Materialien dar, die in Elektrofahrzeugen zum Einsatz kommen. Die Farbgebung orientiert sich an den jeweiligen Kritikalitätsstufen, in die die Metalle in den entsprechenden Studien (Europa = [European Commission, 2010]; Deutschland = [IZT / adelphi, 2011]) eingeordnet wurden. Die Vorgehensweise zur Ableitung der „Kritikalität“ ist in beiden Studien ähnlich, weicht aber in der Gewichtung einzelner Parameter von einander ab. So werden bspw. eine hohe Länderkonzentration der Materialförderung und das Länderrisiko in der europäischen Studie stärker gewichtet. Die unterschiedlichen Einstufungen sind demnach auf die unterschiedlichen Gewichtungen der Parameter zur Bildung des Indikators und auf den unterschiedlichen geographischen Bezugsraum (Europa, Deutschland) zurückzuführen. Um beide Studien zu berücksichtigen wurde in der Zusammenführung immer die höhere Kritikalität ausgewählt (konservativer Ansatz). Die dritte Spalte ist Ergebnis dieser Zusammenführung und Grundlage für die folgenden Auswertungen.

Im Gegensatz zu Eisen werden die bedingt kritischen Metalle Kupfer, Nickel (hier keine Stahllegierung) und Aluminium in relevanten Mengen in emobil-spezifischen Komponenten eingesetzt - insbesondere in der Batterie und den Zusatzbauteilen. Lithium und Kobalt werden aus-

schließlich in dem Aktivmaterial der Batterie eingesetzt. Lithium wird als bedingt kritisch eingestuft, trotz der derzeit hohen Konzentration von Förderländern. Drastischer stellt sich die Situation für Kobalt dar, das als kritisch eingestuft ist. Kobalt wird mit einem hohen Marktpreis gehandelt und Anpassungen sind bereits erfolgt, um den Einsatz von Kobalt in Batterien zu vermindern. So wurde über die Weiterentwicklung der Zellmaterialien der Kobaltanteil in der Kathode reduziert [Sauer et al., 2013] und erste ökonomisch rentable Batterierecyclinglösungen fokussieren auf die Rückgewinnung von Kobalt [Öko-Institut, 2011a; b].

Tabelle 15 überträgt die identifizierten Kritikalitätsstufen auf den Materialeinsatz in Elektrofahrzeugen. Der absolute Materialeinsatz ist bereits in Tabelle 14 dargestellt, nun erfolgt die prozentuale Verteilung der Materialien auf die verschiedenen elektro-spezifischen Komponenten.

Tabelle 15: Einsatz kritischer Rohstoffe in Elektrofahrzeugen

	Emobil-Komponenten							
	Batterie						E-Motor	Zusatzbauteile
	Zelle				Gehäuse	BMS		
	LFP	NMC	NCA	Mix				
Eisen				12%	30%	4%	8%	45%
Kupfer				44%	5%	5%	9%	36%
Nickel				73%	8%	2%	3%	14%
Aluminium				39%		1%	14%	46%
Chrom				70%	9%		3%	16%
Lithium				100%				
Mangan				50%	15%	3%	10%	23%
Kobalt				100%				
Magnesium				19%	28%	4%	7%	42%
Titan				34%	15%	7%	5%	38%
Molybdän				41%	7%	5%	9%	37%
Seltene Erden							100%	
<i>Silber</i>						40%		60%
<i>Tantal</i>						40%		60%
<i>Zirkon</i>						40%		60%
<i>Tellur</i>						40%		60%
<i>PGM</i>						40%		60%
<i>Indium</i>								100%

rot = kritisch; gelb = bedingt kritisch; grün = unkritisch; kursive Darstellung: geringer Einsatz (<10g) im Fahrzeug.

Stahl wird in großen Mengen in Fahrzeugen eingesetzt und findet sich auch in Komponenten der Elektromobilität wieder. Die Bestandteile von Stahl sind hauptsächlich Eisen sowie die Legierungsmetalle Chrom, Molybdän, Mangan und Nickel. Diese bedingt kritischen bis kritischen Metalle (Chrom) sind jedoch nicht primär der Elektromobilität zuzuordnen, da der Haupteinsatz in der Karosserie erfolgt. Hier ist die Fahrzeugindustrie insgesamt von dem Einsatz dieser bedingt kritischen bis kritischen Materialien betroffen. In den in Tabelle 15 unterschiedenen

Emobil-Komponenten findet sich Eisen überwiegend in den Zusatzbauteilen und ansonsten im Batteriegehäuse.

Eine weitere Gruppe von Rohstoffen, die hauptsächlich als kritisch einzustufen ist, betrifft Seltene Erden, Tantal, Zirkon, Tellur, Platingruppenmetalle und Indium. Diese Rohstoffe kommen nur in kleinen Mengen zum Einsatz, angesichts der z.T. geringen weltweiten Förderungsmengen sind sie jedoch nicht zu vernachlässigen. Die Seltenen Erden finden sich ausschließlich im Permanentmagneten des Elektromotors, die anderen Rohstoffe teilen sich auf das Batteriemanagementsystem und die Zusatzbauteile auf. Die Rückgewinnung dieser Rohstoffe stellt sich als problematisch dar, weil sie häufig nur in geringen Konzentrationen in Verbindungen vorliegen, die man nur mit einem unverhältnismäßig hohen Energieeinsatz zurückgewinnen kann. Auch OPTUM kommt an dieser Stelle zu ähnlichen Ergebnissen. Seltene Erden werden als besonders kritisch für die Elektromobilität gewertet, Indium hingegen ist zwar ebenfalls als kritischer Rohstoff identifiziert, hat aber eine geringe Mengenrelevanz.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass nur Kobalt und Seltene Erden als wirtschaftskritische Materialien für die Elektromobilität zu identifizieren sind. Chrom kommt als Stahlkomponente im Batteriegehäuse zum Einsatz und kann bei Bedarf auch durch andere Materialien ersetzt werden. Die Rolle von Magnesium als kritischer Rohstoff ist in diesem Zusammenhang zu relativieren, da nur geringe Mengen in den elektro-spezifischen Komponenten eingesetzt werden und sich die Kritikalitätsbewertung der Studien stark unterscheidet. So wird Magnesium von der deutschen Studie als unkritisch eingestuft. Für die kritischen Rohstoffe Silber, Tantal, PGM und Indium gilt noch stärker die Mengenrelevanz, da sie mit weniger als 10 g im Elektrofahrzeug zum Einsatz kommen (in der Tabelle kursiv dargestellt) und somit nicht als besonderes ausschlaggebend für diese Betrachtung einzustufen sind. Weiterhin ist jedoch zu beachten, dass insgesamt die meisten Rohstoffe als bedingt kritisch eingestuft sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in den Kritikalitätsstudien Metalle im Vergleich zu den global homogener verteilten Mineralen kritischer gesehen werden. Ein hoher Verbrauch von diesen Metallen in Elektrofahrzeugen und anderen Zukunftstechnologien kann in absehbarer Zeit dazu führen, dass diese Metalle in ihrer Kritikalität ansteigen. Steigt jedoch der Bedarf werden sich auch die Rohstoffgewinnung und Explorationsaktivitäten anpassen. Dies kann dazu beitragen, dass bestimmte Rohstoffe auch in ihrer Kritikalität sinken können. Aus diesem Grund ist diese Betrachtung als Ausschnitt im aktuellen Zeitkontext zu betrachten, da sich die Abhängigkeiten in Zukunft schnell verändern können.

Tabelle 16: Gegenüberstellung der Recyclingfähigkeit und Einsatz der Metalle in unterschiedlichen Fahrzeugkomponenten eines Elektrofahrzeugs

	Recyclingfähigkeit*	Anteil der Metalle in Fahrzeugkomponenten				Sekundäranteil (global)
		Karosserie	Motor	Zusatzbauteile	Batterie	
Eisen	0,3	74%	2%	12%	12%	28% - 41% ; [UNEP, 2011]
Kupfer	0,34	13%	8%	31%	48%	37% ; [UNEP, 2011]
Nickel	0,36	45%	1%	8%	46%	39% ; [NI, 2010]
Aluminium	0,34	51%	7%	22%	19%	34% ; [UNEP, 2011]
Chrom	0,32	52%	1%	8%	39%	0 % ; [Johnson et al, 2006]
Lithium	0,85				100%	<1% ; [UNEP, 2011]
Mangan	0,34	58%	4%	9%	28%	4% ; [Jones, 2001]
Cobalt	0,58				100%	2% ; [CDI, 2010]
Magnesium	0,41	72%	2%	12%	14%	33% ; [UNEP, 2011]
Titan	0,22	86%	1%	5%	8%	38% ; [IZT, 2009]
Molybdän	0,6	28%	7%	27%	39%	0% ; [Blossom, 2002]
Seltene Erden	0,75		100%			<1% ; [UNEP, 2011]
Silber	0,41	6%		56%	38%	30% ; [UNEP, 2011]
Gold		6%		56%	38%	30% ; [UNEP, 2011]
Tantal	0,63	6%		56%	38%	20% ; [TIC, 2008]
Zirkon	0,68	6%		56%	38%	1% ; [UNEP, 2011]
Tellur	0,76	6%		56%	38%	<1% ; [UNEP, 2011]
PGM	0,53	6%		56%	38%	40%-50% ; [UNEP, 2011]
Indium	0,71	99%		1%		25%-50% ; [UNEP, 2011]

Farbcodierung 1. Spalte (Kritikalität): rot = kritisch; gelb = bedingt kritisch; grün = unkritisch.

Kursive Darstellung: geringer Einsatz (<10g) im Fahrzeug.

* Die Recyclingfähigkeit (2. Spalte) beschreibt einen Indikator der deutschen Kritikalitätsstudie [IZT / adelphi, 2011], der das Recyclingpotential ausdrückt. Der Indikator kann den Wert 0 (Ideales Recyclingsystem) bis 1 (nahezu unmögliches Recycling) annehmen.

Ein Aspekt der auch in der Kritikalitätsanalyse eine Rolle spielt ist das Recycling von Rohstoffen. In der deutschen Kritikalitätsstudie fließt die Recyclingfähigkeit zu 10 % in die Dimension des Versorgungsrisikos ein. Unter wirtschaftspolitischen Gesichtspunkten ist eine hohe Recyclingrate generell als positiv einzustufen, weil dies eine größere Unabhängigkeit von Primärmaterialien bedeutet, die nicht im eigenen Land gefördert werden können. Dieser Aspekt soll hier nochmals für die Werkstoffe der Elektrofahrzeuge herausgegriffen werden.

Tabelle 16 stellt den Kritikalitätsparameter „Recyclingfähigkeit“, ausgedrückt über einen Wertebereich von 0 (ideal) bis 1 (nahezu unmöglich), dem Anteil der Metalle in verschiedenen Fahrzeugkomponenten gegenüber. Die letzte Spalte führt die globalen gemittelten Sekundäranteile auf. Die Recyclingfähigkeit wird insbesondere für Lithium, Seltene Erden, Tellur und Indium als schlecht eingeschätzt. Da Tellur und Indium quantitativ nur eine untergeordnete Rolle im Materialeinsatz spielen, sind sie in dieser Betrachtung vernachlässigbar.

Lithium hingegen wird in großen Mengen ausschließlich in der Batterie eingesetzt. Das birgt großes Potential die Batterien zu recyceln, da sie im Fahrzeug konzentriert auf eine Komponente vorkommen. Allerdings haben verschiedene Untersuchungen gezeigt, dass die Lithiumrückgewinnung mit einem hohen Energieeinsatz verbunden ist [Öko-Institut, 2011b; c]. Da Lithium, wenn es in Salzseen abgebaut wird, bereits eine hohe Lithiumkonzentration aufweist, ist ein relativ geringer Energieeinsatz nötig, um das Metall zu gewinnen. Die ökonomische Rentabilität von Lithiumrecycling ist demnach im hohen Maße von Fortschritten der Energieeffizienz entlang der Rückgewinnungskette abhängig. In Bezug auf die Versorgungssicherheit ist festzuhalten, dass die Gewinnung von Lithium derzeit hauptsächlich aus den Salzseen der Atacama und australischen Bergwerken erfolgt. Die bekannten Reserven konzentrieren sich auf die ariden Gebiete der Anden sowie auf Salzseen in China und den USA. Die Gewinnung von Lithium aus Salzseen wird gegenüber der Gewinnung aus kristallinen Lithium führenden Mineralen (z.B. Spodumen) an Relevanz weiter zunehmen, da ein geringerer Energieeinsatz im Abbau nötig ist [Goonan, 2012; Gruber et al., 2011]. Obwohl zum Teil eine hohe geographische Konzentration der abbauwürdigen Salzseen besteht, befinden sich doch einige Lagerstätten in Ländern, von denen zunächst keine Exportbeschränkungen zu erwarten sind.

Für Seltene Erden stellt sich die Situation ähnlich dar. Der Einsatz konzentriert sich ausschließlich auf die Permanentmagneten im Elektromotor, was einen Anreiz schafft dieses Fahrzeugteil zu recyceln bzw. die Magneten daraus zu isolieren. Allerdings ist auch hier ein unverhältnismäßig hoher Energieeinsatz nötig, um die Seltenen Erdmetalle wieder aus ihrer Verbindung zu lösen. Der Gehalt von Seltenen Erden im Elektromotor ist geringer als der Gehalt von Lithium in Batterien. Dafür haben Seltene Erden einen sehr hohen Marktpreis, der zusätzlich noch großen Schwankungen unterworfen ist. Weiterhin ist die Förderung von Seltenen Erden hochgradig auf China konzentriert, was ab 2008 zu einer zunehmenden Regulierung der Exportquoten seitens der Volksrepublik geführt hat. Trotz des hohen Marktpreises und der regionalen Konzentration der Förderung, gibt es bisher keine nennenswerten Aktivitäten für ein Recyclingsystem im großen Maßstab. Dies hängt mit dem hohen Aufwand zusammen die Metalle aus den komplexen Verbindungen zurückzugewinnen und gleichzeitig ein hohes Reinheitsanforderungen zu garantieren [Öko-Institut, 2011d].

Die Recyclingfähigkeit von Kupfer, Nickel, Aluminium, Chrom und Mangan ist noch nicht als ideal einzustufen, aber für diese Metalle sind zumindest schon heute funktionierende Recyclingsysteme etabliert, deren Effizienz noch verbessert werden kann. Kobalt, Molybdän, Tantal, Zirkon und PGM finden sich auch im Mittelfeld der Recyclingfähigkeit wieder, haben aber eine stärkere Tendenz zu einem derzeit suboptimalen Recyclingsystem. Für die im Katalysator eingesetzten PGM wird abweichend zum globalen Mittel für Deutschland eine hohe Recyclingrate konstatiert [Hagelüken, 2012]. Für die weiteren Metalle gilt, dass hier noch größere Anstrengungen nötig sind, um die Effizienz zu steigern und Qualitätsverluste zu vermindern.

6 Zusammenschau und Einordnung der Ergebnisse

Zum direkten Vergleich der Umwelt- und Ressourcenbewertung wurden die Wirkungen auf Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) für Deutschland normiert (siehe Abbildung 48). Einwohnerdurchschnittswerten entsprechen dem durchschnittlichen jährlichen Umweltbeitrag bzw. Ressourcenbedarf eines Deutschen. Damit ist sowohl ein Vergleich zwischen den Fahrzeugkonzepten, als auch eine schnelle Einordnung der Relevanz dieses Beitrags gegenüber den Gesamtemissionen bzw. dem Gesamtbedarf in Deutschland pro Einwohner möglich.

Die Relevanz der einzelnen Wirkungskategorien ist generell bei den betrachteten Antriebsvarianten ähnlich. In allen Fällen liegen die Wirkungen beim Versauerungspotential, den Feinstaubemissionen sowie dem kumulierten Energieaufwand bei etwa drei EDW oder höher. Dies bedeutet, dass die Fahrzeuge in diesen Kategorien über den gesamten Lebensweg die dreifache jährliche Umweltwirkung eines Bundesbürgers verursachen bzw. an Ressourcen beanspruchen. Der Beitrag zur Sommersmogbildung ist dagegen mit unter einem EDW von untergeordneter Bedeutung.

Unter den dominanten Wirkungskategorien zeigen sich bei der Feinstaubbelastung heute deutliche Nachteile für Elektrofahrzeuge, was in erster Linie durch die Rohstoffvorketten für die zusätzlichen Fahrzeugkomponenten bedingt ist (Batteriegehäuse sowie Zellmaterialien). In abgeschwächter Form gilt dies auch für das Versauerungspotential, wobei es hier stark auf das tatsächliche Emissionsverhalten der konventionellen Vergleichsfahrzeuge im Betrieb ankommt. Beim kumulierten Energiebedarf ergeben sich heute bereits leichte Vorteile gegenüber konventionellen Antrieben.

Wasser- und Flächenbedarf über den Fahrzeuglebensweg sind zwar in Bezug auf die EDW insgesamt weniger relevant, hier kommt es für die Bewertung aber auch auf den Ort der Wassereinnahme bzw. der Flächennutzung an. Elektrofahrzeuge weisen einen deutlich geringeren Flächenbedarf auf, da hier der wenig flächeneffiziente Anbau von Biomasse für Biokraftstoffe wegfällt. Der Wasserbedarf von Elektrofahrzeugen ist jedoch deutlich höher und tritt vor allem beim Lithiumabbau für die Batterie auch in Wassermangelgebieten auf.

Die heutigen Nachteile der Elektrofahrzeuge werden sich bis 2030 jedoch deutlich verringern: Bei der Versauerung besteht dann sogar ein tendenzieller Vorteil der Elektrofahrzeuge und der Nachteil beim kumulierten Rohstoffaufwand ist durch die Verbesserung der Energiedichte von Batterien und dem damit geringeren Materialeinsatz nur noch als gering einzustufen. Hinsichtlich der Feinstaubemissionen kann zudem 2030 eine neue Bewertung der Problemsituation vorliegen, falls das Gesamtniveau der Emissionen zurückgeht.

Eine zusammenfassende Bewertung der Vor- und Nachteile von Elektrofahrzeugen (PHEV50 und BEV100 ggü. Otto-Pkw) in den betrachteten Umwelt- und Ressourcenkategorien ist in Abbildung 49 dargestellt. Als langfristig systematischer Nachteil der Elektrofahrzeuge werden wohl der kumulierte Rohstoffaufwand und Wasserbedarf sowie der hohe Beitrag zu den Feinstaubemissionen bestehen bleiben. Hier ist zukünftig eine genauere Problemanalyse notwendig.

Abbildung 48: Normierter Vergleich der Ressourcen- und Umweltwirkungen von Pkw Heute (Lebensfahrleistung 168.000 km, deutscher Erzeugungsmix 2012). Hinweise siehe Fußnote 2 auf S. 19.

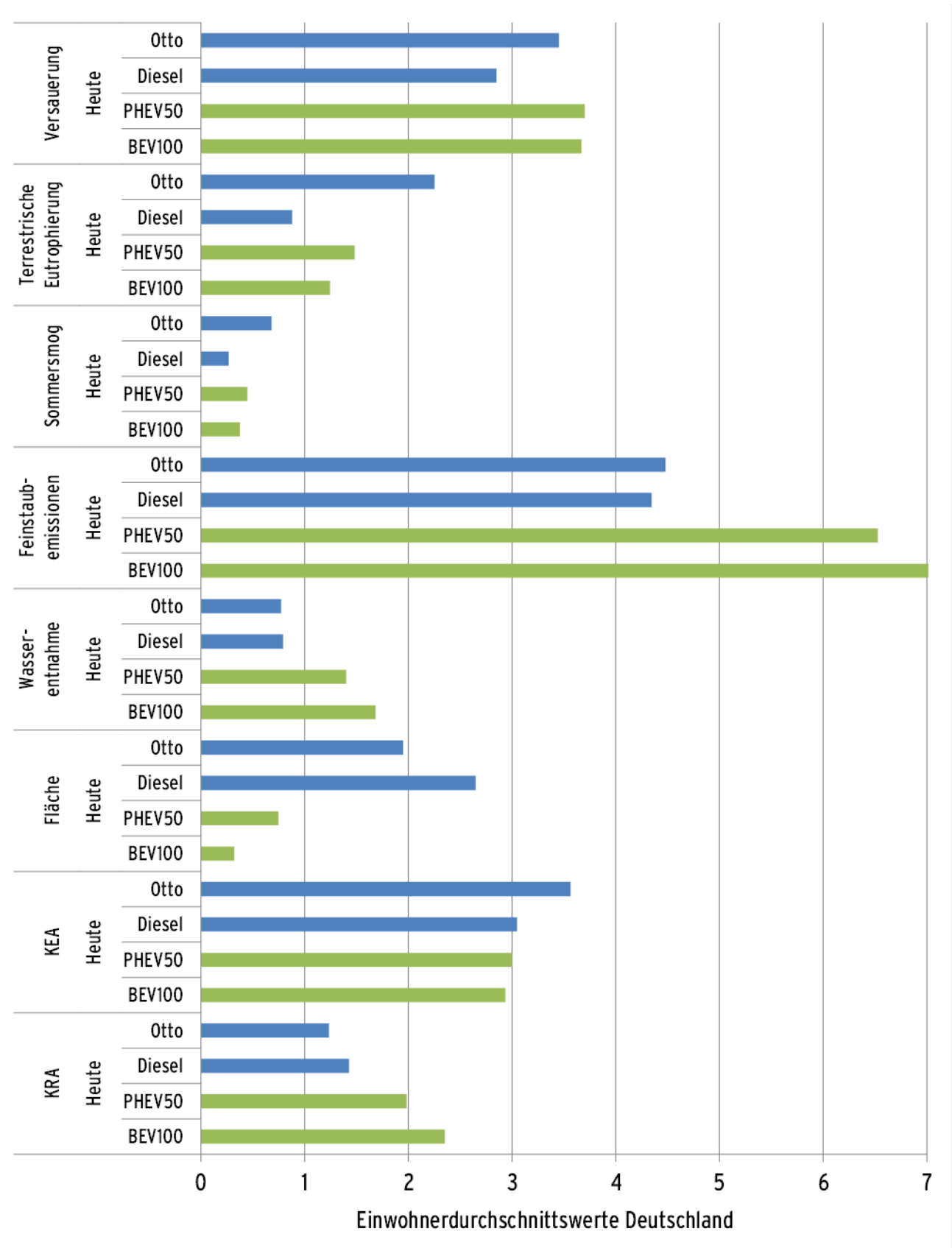


Abbildung 49: Zusammenfassende Bewertung der Stärken und Schwächen von Elektrofahrzeugen

	BEV ₁₀₀ ggü. ICEV _{Otto}		PHEV ₅₀ ggü. ICEV _{Otto}	
	Heute	2030	Heute	2030
Treibhausgasemissionen	+	+	+	+
Versauerung	-	+	-	+
Sommersmog	+	++	+	+
Terrestrische Eutrophierung	+	++	+	+
Feinstaubemission	--	-	-	-
Wasserentnahme	--	--	--	--
Flächenbedarf	++	++	+	++
Kumulierter Energieaufwand	+	+	+	+
Kumulierter Rohstoffaufwand	--	-	--	-

++	Reduktion > 50%	+	Reduktion < 50%	--	Erhöhung > 50%	-	Erhöhung < 50%
----	-----------------	---	-----------------	----	----------------	---	----------------

Tendenziell zeigen sich in den Bewertungsansätzen gleichgelagerte Ergebnisse für die einzelnen Lebenswegabschnitte:

- Vorteile haben Elektrofahrzeuge potenziell in der Nutzungsphase durch die hohe Energieeffizienz des Antriebsstrangs und insbesondere durch den zukünftig steigenden Anteil erneuerbarer Energien in der Strombereitstellung. Bewertungskategorien, die in der Lebenswegbetrachtung vor allem durch die Nutzungsphase dominiert werden, wie ressourcenseitig der kumulierte Energieaufwand und umweltseitig die Klimabilanz, zeigen auch in der Gesamtbetrachtung über den Lebensweg daher bereits heute gegenüber dem Otto-Pkw, zukünftig auch gegenüber dem Diesel-Pkw Vorteile für Elektrofahrzeuge.
- Nachteile für Elektrofahrzeuge ergeben sich vor allem bei der Fahrzeugherstellung durch den höheren Materialeinsatz im Allgemeinen und den Einsatz bestimmter Materialien in der Batterie im Besonderen. Bewertungskategorien, die in der Lebenswegbetrachtung vor allem durch diesen Materialeinsatz bestimmt werden, können daher auch in der Gesamtbetrachtung über den gesamten Lebensweg Nachteile gegenüber konventionellen Pkw aufweisen. Hierzu gehören ressourcenseitig der kumulierte Rohstoffaufwand und Wasserbedarf und umweltseitig die Versauerung und gesundheitliche Belastungen (Feinstaubemissionen, Humantoxizität).

Unterschiede zwischen den beiden Bewertungsansätzen liegen in der mit der Bewertung verbundenen Zielsetzung:

- Natürliche Ressourcen werden als Input im Produktlebenszyklus selbstverständlich benötigt und können demnach nicht vollständig vermieden werden. Produkte bestehen aus Materialien, deren Verarbeitung auch immer den Einsatz von Ressourcen erfordert. Die Ressourcen werden zudem häufig auch nicht ‚verbraucht‘, sondern nur ‚verwendet‘. Leitmotiv ist damit keine vollständige Vermeidung, sondern ein effizienter Ressourceneinsatz z.B. durch mehrfache Verwendung.

- Negative Umweltwirkungen resultieren dagegen in der Regel aus unerwünschten Emissionen über den Produktlebenszyklus. Auch diese sind nicht vollständig vermeidbar, Ziel ist aber eine weitgehende bis vollständige Vermeidung von negativen Umweltwirkungen, entweder durch Primärmaßnahmen (z.B. Reduktion des Rohstoffeinsatzes oder Auswahl emissionsarmer Rohstoffe) oder durch Sekundärmaßnahmen (z.B. Abgasreinigungstechnik).

Die Ergebnisse für die einzelnen Umweltwirkungskategorien bilden eine fundierte und transparente Grundlage zur Bewertung des Einsatzes von Elektrofahrzeugen. Dabei müssen die politischen und gesellschaftlichen Prioritäten berücksichtigt werden: Aus Sicht des Klimaschutzes - als besonders wichtiges Ziel der Bundesregierung - stellt sich Elektromobilität in den Analysen vor allem zukünftig als geeignetes Instrument zur Minderung der Treibhausgasemissionen dar. Auch zur Erreichung der Endenergieziele im Verkehrsbereich leistet Elektromobilität einen wichtigen Beitrag. Dabei sollten etwaige negative Effekte in anderen Bereichen jedoch beobachtet und nach Möglichkeit minimiert werden.

Synergien ergeben sich z.B. durch eine Reduktion des absoluten Ressourceneinsatzes, wodurch negative Umweltwirkungen aus der Bereitstellung dieser Ressourcen vermieden werden. Zielkonflikte können z.B. bei der Abgasreinigung auftreten für die Katalysatoren und damit vermehrt Rohstoffe eingesetzt werden.

Eine Sonderstellung nehmen die Ressourcen Flächen- und Frischwasserbedarf ein. Auch deren Einsatz kann und soll nicht vollständig vermieden werden, allerdings sind Fläche und Frischwasser in vielen Regionen „knappe“ Ressourcen. Ihre begrenzte Verfügbarkeit ist objektiv messbar und sie können nicht substituiert werden. Stehen sie nicht mehr zur Verfügung hat dies negative Folgen für den Umwelt- und Gesundheitsschutz. Aus diesem Grund gilt für Fläche und Frischwasser sowohl das Effizienzgebot als auch die Zielsetzung weitgehender Vermeidung negativer Umweltwirkungen.

Aus den Ergebnissen können sowohl unter Ressourcen- als auch unter Umweltgesichtspunkten politische Handlungsfelder zur Verbesserung der Bilanz von Elektrofahrzeugen gegenüber konventionellen Fahrzeugen identifiziert werden. Um die potenziellen Vorteile von Elektrofahrzeugen in der Nutzungsphase zu steigern, gilt es einerseits ressourcenseitig die Energieeffizienz der Fahrzeuge zu erhöhen und andererseits negative Umweltwirkungen des notwendigen Energieverbrauchs durch einen Umbau der Energiewirtschaft weitgehend zu vermeiden. Die negativen Auswirkungen des höheren und umweltbelastenden Materialeinsatzes in der Herstellungsphase sollten dagegen inputseitig durch rohstoffeffiziente Produktgestaltung und weitgehende Kreislaufwirtschaft reduziert werden. Negative Umweltwirkungen der Bereitstellung notwendiger Materialien sollten zudem weitestgehend vermieden werden, wozu Zertifizierungssysteme eingesetzt werden können.

Als konkrete politische Handlungsfelder für eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität, die im nächsten Abschnitt diskutiert werden, sehen die Autoren dieser Studie daher:

- Verbesserung der Energieeffizienz der Fahrzeuge
- Energie- und ressourceneffiziente Produktgestaltung
- Kreislaufwirtschaft
- Zertifizierung umweltfreundlicher Materialgewinnung
- Umbau der Energiewirtschaft

7 Politische Handlungsfelder

Handlungsfeld Energieeffizienz der Fahrzeuge

Mittelfristig sollten Anreize zur Erhöhung der Energieeffizienz von Elektrofahrzeugen geschaffen werden, da auch hier relevantes Verbesserungspotenzial besteht und sie auf absehbare Zeit nicht zwingend mit überwiegend erneuerbarem Strom betrieben werden, dessen Erzeugungskapazitäten heute zudem noch begrenzt sind.

Der Einsatz erneuerbaren Stroms steht im Fokus der aktuellen Diskussion um die Klimagasbilanz von Elektrofahrzeugen. Mittelfristig besteht dabei jedoch das Risiko, dass diese Strategie zu geringeren Anreizen führt auch die Energieeffizienz von Elektrofahrzeugen zu verbessern. Dies ist aber aus folgenden Gründen geboten:

- Elektrofahrzeuge werden nicht zwingend mit erneuerbaren Energien betrieben; zudem ist beim Strom eine Zuordnung zu erneuerbaren Quellen äußerst komplex und in vielen Fällen fragwürdig, selbst wenn es sich um zertifizierten Ökostrom handelt [IE Leipzig et al., 2014]. So reicht es nicht, bestehende Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms bilanziell für Elektrofahrzeuge umzuwidmen, vielmehr muss ein zusätzlicher, durch Elektromobilität induzierter Ausbau erneuerbarer Erzeugungskapazitäten stattfinden, der auch vom Verkehr finanziert werden sollte. Beim Betrieb mit (teilweise) fossilem Strom spielt die Energieeffizienz weiterhin eine relevante Rolle für die Klimagasbilanz⁴³.
- Die Verfügbarkeit erneuerbarer Energien ist zwar nicht durch das natürliche Angebot, aber durch die installierte Kapazität sowie logistische Fragen (z.B. Transportnetze) begrenzt; das wird sich mittelfristig nicht grundlegend ändern. Demzufolge hat eingesparte erneuerbare Energie im Prinzip das Potential, andernorts konventionelle Energie zu ersetzen und deren CO₂-Emissionen einzusparen.

Für eine Verbesserung der Energieeffizienz von Elektrofahrzeugen – z.B. durch Leichtbau, Verringerung der Batterieverluste sowie Einsatz sparsamer Nebenverbraucher – sind die gesetzlichen Anreize derzeit jedoch gering. Bei konventionellen Fahrzeugen mit Verbrennungsmotor findet eine indirekte Bewertung der Energieeffizienz aktuell über den CO₂-Ausstoß statt. Dieser liegt den EU-Flottenzielwerten und der Pkw-Energieverbrauchskennzeichnung zugrunde und ist auch Teil der Bemessungsgrundlage für die Kfz-Steuer. Da Elektrofahrzeuge keinen direkten CO₂-Ausstoß am Fahrzeug haben, wird ihr Energieverbrauch in diesen Systemen heute weder direkt noch indirekt erfasst. Bei den EU-Flottenzielwerten werden Elektrofahrzeuge daher als CO₂-frei gewertet, zur Förderung der Marktdurchdringung sogar mehrfach. Bei Mischkonzepten hängt der direkte CO₂-Ausstoß dann vor allem vom elektrischen Fahranteil ab, der zwischen den Nutzern sehr stark schwanken kann. Langfristig gilt es aber gesetzliche Rahmenbedingungen zu schaffen, die auch Anreize für die Verbesserung der Energieeffizienz von ganz oder teilweise mit alternativen Antriebstechnologien (z.B. BEV, PHEV etc.) betriebenen Fahrzeugen setzt. Dazu gibt es verschiedene Ansatzpunkte, z.B. die Erweiterung der Systemgrenzen der

⁴³ Dies gilt im Sinne eines hier verfolgten „attributional LCA“, bei dem die Umweltwirkungen der Strombereitstellung energetisch allokiert werden. Mögliche Auswirkungen des Emissionshandels im Sinne eines „consequential LCA“ werden dabei nicht berücksichtigt.

Verordnung um die Energiebereitstellung oder die Umstellung auf eine direkte Bewertung der Energieeffizienz – also bei Elektrofahrzeugen des Stromverbrauchs.

Handlungsfeld Produktgestaltung

Die Langlebigkeit der Komponenten für die Elektromobilität und hier vordringlich die Langlebigkeit der Batterien sollte auch aus Ressourcensicht stärker in den Fokus rücken. Dies verringert den notwendigen Materialeinsatz pro Fahrzeugkilometer und die damit verbundenen Umweltwirkungen. Außerdem sollte der Einsatz von umweltfreundlichen Materialien bevorzugt werden (siehe Zertifizierung), die zudem möglichst wirtschaftlich und mit geringen Verlusten recycelt werden können (siehe Kreislaufwirtschaft).

Um den Energie- und Rohstoffeinsatz für Elektrofahrzeuge zu senken, sollte in Zukunft die Produktgestaltung stärker in den Fokus rücken. Bezugnehmend auf die Ökodesign-Richtlinie⁴⁴ sollte zunächst die Energieeffizienz in der Nutzungs- und Herstellungsphase forciert werden. In einem weiteren Schritt sollten aber auch die Materialien mit ihren Umweltlasten berücksichtigt werden. Der Indikator der Materialeffizienz kann hierbei eine erste Annäherung an die Zielsetzungen der nachhaltigen Entwicklung – im Sinne der intergenerativen Gerechtigkeit – sein. Generell sollte die Funktion Mobilität mit möglichst wenig Materialaufwand realisiert werden.

Einheitliche und anspruchsvolle Standards für die Gewährleistung der Lebensdauer – insbesondere bei Traktionsbatterien – durch die Hersteller würden hier zusätzliche Anreize geben und den Wettbewerb anregen. Bisher existieren auf EU-Ebene lediglich freiwillige Standards [UNECE, 2014]. Eine längere Batterielebensdauer ist nicht nur im Hinblick auf Umwelt- und Ressourcenschutzaspekte, sondern auch für die Nutzerakzeptanz wünschenswert.

Hinsichtlich des Materialeinsatzes sollte vor allem destruktive und dissipative Nutzung von Materialien⁴⁵ minimiert und ihre Kreislaufführung gefördert werden. Schon während des Produktdesigns sollten deshalb Materialien bevorzugt werden, die möglichst wirtschaftlich und mit geringen Verlusten recycelt werden können. Zudem sollte auf die Verminderung des Einsatzes von wirtschaftskritischen Rohstoffen geachtet werden, um zukünftige Abhängigkeiten zu verringern. Zwar spiegeln Preise auch die Kritikalität in erster Näherung wider, doch sind für die zukünftigen Entwicklungen und Entscheidungen auch Kritikalitätsanalysen entlang der Dimensionen Vulnerabilität und Versorgungssicherheit sowohl auf unternehmerischer als auch nationaler Ebene von Bedeutung.

Neben dem Aspekt des direkten Materialeinsatzes sollten auch indirekte Ressourcenströme – Wasser und Fläche – bei der Produktgestaltung über entsprechende Indikatoren berücksichtigt werden. Dabei sind Wasser- und Flächennutzung über den Lebensweg wiederum erste orientierende Größen, die aufgrund mangelnder Inventardaten bisher nicht umfassend analysiert werden können. In einer weitergehenden Betrachtung sollte der Aspekt der lokalen Wasserknapp-

⁴⁴ Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte.

⁴⁵ Destruktive Nutzung bedeutet einer zerstörenden Nutzung von Rohstoffen wie insbesondere bei Energierohstoffen, deren Funktion als Energieträger nach dem Einsatz verloren ist. Dissipative Nutzung bedeutet, dass Rohstoffe in der Technosphäre (fein) verteilt werden und ggf. nur unter großen Anstrengungen zurückgewonnen werden können.

heit berücksichtigt und die Vermeidung von wasserintensiven Prozessen in diesen Regionen angestrebt werden. Flächeninanspruchnahme ist dabei vor dem Hintergrund der Flächenqualität zu beurteilen. Modelle und Kriterien dazu sind noch weiterzuentwickeln.

Handlungsfeld Kreislaufwirtschaft

Um eine möglichst spezifische und hochwertige Verwertung zu ermöglichen, bedarf es angepasster und ggf. spezieller Rücknahmesysteme sowohl für einzelne elektrospezifische Komponenten als auch für das gesamte Elektrofahrzeug. Dazu sollte die Erprobung eines Entsorgungssystems gefördert werden, dass sowohl Entsorgungstechnologie, Entsorgungslogistik als auch Monitoring berücksichtigt.

Kreislaufführung ist ein wichtiges Element für Ressourceneffizienz und i.d.R. auch für den Umweltschutz, da der Einsatz von Primärrohstoffen verringert wird und die mit dessen Bereitstellung verbundenen Umweltwirkungen vermieden werden. Weiterhin ist die Recyclingfähigkeit von Materialien ein wichtiger Aspekt um die wirtschaftskritische Verfügbarkeit dieser Rohstoffe zu verringern. So betont auch das Deutsche Ressourceneffizienzprogramm die Rolle der Kreislaufwirtschaft als wichtigen Baustein einer effizienten und hochwertigen Bewirtschaftung von Rohstoffen zunächst durch Wiederverwendung, stoffliche Nutzung und erst zuletzt durch energetische Nutzung, falls andere Verwendungsoptionen nicht mehr sinnvoll sind [Bundesregierung, 2012].

Allerdings ist eine Kreislaufführung aller Rohstoffe aus den zunehmend komplexeren Produktsystemen nicht wirtschaftlich und auch aus Umweltschutzsicht aller Voraussicht nach nicht sinnvoll (Energieaufwand). Insofern gilt es die Kreislaufwirtschaft auf die Rohstoffe zu fokussieren, die aufgrund hoher Umweltlasten aus der Primärbereitstellung und/oder aufgrund ihrer Kritikalität vorrangig zurückgewonnen werden sollten.

Der Aufwand für eine Kreislaufwirtschaft muss stetig kritisch geprüft werden, da der Energieaufwand und die Umweltbelastungen in ihrer Gesamtheit nicht die Aufwendungen und Lasten der Bereitstellung von Primärrohstoffen übersteigen sollten. Ist dies der Fall, so sollte geprüft werden, ob die betreffenden Materialien durch solche mit besserer Recyclingfähigkeit ersetzt werden können. Der Fokus sollte dabei auf Materialien liegen, die in Elektrofahrzeugen in relevanten Mengen zum Einsatz kommen. Für Stahl, Kupfer und Aluminium (die auch in konventionellen Fahrzeugen benötigt werden) gibt es heute schon etablierte Recyclingsysteme, sodass in Deutschland für die Produktion insgesamt bereits über 40 % Sekundärmaterial verwendet wird⁴⁶. Kobalt und Nickel sind Edelmetalle mit einem hohen Marktpreis, was dazu geführt hat, dass auch diese Materialien zunehmend zurückgewonnen werden; so liegt ihr globaler Sekundäranteil zwischen 20 % und 40 % [UNEP, 2011].

Lithium wird heute dagegen kaum (< 1 %) zurückgewonnen, da dies angesichts der geringen Marktpreise nicht wirtschaftlich ist. Der Aufwand der Gewinnung von Primärlithium ist im Gegensatz zu einem Recycling derzeit gering [Goonan, 2012; Gruber et al., 2011]. Steigt jedoch in Zukunft der Bedarf und werden gleichzeitig effizientere Recyclingprozesse entwickelt, kann Recycling auch für Lithium zu einer sinnvollen Option werden.

Parallel zur Forcierung der Elektromobilität durch die Politik sollten auch die Rücknahmesysteme einzelner Komponenten und des Fahrzeuges etabliert werden. Dabei ge-

⁴⁶ Bezogen auf die deutsche Raffinade- und Rohstahlproduktion [DERA, 2012b].

nügt es nicht, nur die Regelungen der Altautoverordnung heranzuziehen, sondern spezielle Rücknahmekonzepte für Elektrofahrzeuge zu realisieren, die deren möglichst spezifische und hochwertige Verwertung ermöglichen. Hierzu ist es wichtig, sich über die Bedeutung einzelner Rohstoffe klar zu werden und ggf. neue Aufbereitungstechnologien zu entwickeln, die nicht wie bisher massenfokussiert sind (z.B. bei Altautos vorrangige Rückgewinnung Eisenmetalle), sondern es ggf. erlauben bereits bei der Zerlegung bzw. mechanischen Aufbereitung wesentliche Komponenten zur weiteren Verwertung zu selektieren (z.B. Kupfer in Kabelzügen).

Im Dialog dazu sollte unter dem Stichwort der Produktverantwortung (bzw. als neue Form der Akteurskooperation) bereits in der Konstruktionsphase von Elektrofahrzeugen nicht nur eine finanzielle Lösung der Entsorgung vorbereitet werden, sondern auch eine Entsorgungstechnologie und Entsorgungslogistik aufgebaut werden. Überdies sollte bei Elektrofahrzeugen bereits im Entwicklungsprozess auf eine möglichst einfache und vollständige Rezyklierbarkeit geachtet werden („Design for recycling“).

Für eine effiziente Kreislaufführung ist zudem die Schaffung transparenter Stoffströme entscheidend. Es sollte ein entsprechendes Monitoring installiert werden, um den Rücklauf zu überprüfen und bei Fehlentwicklungen gegenzusteuern.

Handlungsfeld Zertifizierung von Rohstoffen

Für die in Produkten eingesetzten Rohstoffe tragen sowohl der Staat, die Produzenten als auch die Nutzer eine Verantwortung. Dies gilt auch für Elektrofahrzeuge. Die Einführung von Zertifizierungssystemen kann helfen Fehlentwicklungen sowohl umweltseitig als auch bei den Sozialstandards zu vermeiden.

Umweltbelastungen, die durch den Einsatz bestimmter Materialien verursacht werden, treten hauptsächlich bei der Rohstoffgewinnung und Veredelung zum Werkstoff auf. Da Deutschland in Bezug auf metallische und energetische Rohstoffe ein Importland ist, fallen diese Umweltbelastungen in anderen Ländern an. Die ökologischen Auflagen und die Sozialstandards sind jedoch häufig in vielen Exportländern unzureichend bzw. werden nicht überwacht. Zudem werden aufgrund der hohen Gewinne und Intransparenz der Geldflüsse – für insbesondere metallische Rohstoffe – häufig kriminelle und korrupte Strukturen befördert. Die politische Förderung der Elektromobilität trägt dazu bei, dass bestimmte Rohstoffe verstärkt nachgefragt werden. Somit haben Staat und Unternehmen eine Mitverantwortung in Bezug auf die Förderstrukturen der Rohstoffe. Da Automobilhersteller diese Aspekte bisher nur wenig in ihren Lieferketten berücksichtigen [Kerkow et al., 2012], gilt es Wege zu finden, über die neben dem Hersteller auch der Nutzer des Produktes Einfluss auf die Umwelt- und Sozialstandards in den Lieferketten nehmen kann.

Zertifizierungskonzepte können an dieser Stelle einen Beitrag leisten. Auf freiwilliger Basis können sie das Nutzerverhalten ansprechen, was sich wiederum auf die Produktwahl auswirkt. Beispiele für solche Zertifizierungskonzepte finden sich für Holz (FSC, PEFC), Bioprodukte (Bioland, Demeter), Fisch (MSC) und für Gold (Fairtrade). Nachteilig an diesen freiwilligen Konzepten ist, dass deren Erfolg ausschließlich vom Käuferverhalten abhängt und ein hohes Vertrauen erfordert, zumal die entsprechenden Produkte i.d.R. teurer sind.

Zertifizierungssysteme können aber auch durch rechtliche Vorgaben etabliert werden, mit entsprechend stärkerer Wirkung. Ein Beispiel hierfür sind die Zertifizierungssysteme zum Nachhaltigkeitsnachweis von Biokraftstoffen, deren Etablierung durch die Quotenregelung ausgelöst wurde. Gemäß Biokraftstoffnachhaltigkeitsverordnung ist der Nachweis durch ein Massenbi-

lanzsystem zu erbringen, eine lückenlose Lieferkette für den physischen Biokraftstoff. Theoretisch ist eine Übertragung dieses Systems auf Rohstoff- bzw. Rohmaterialherkunft möglich. In der Praxis bestehen Hemmnisse im politischen Willen der (Export)Länder und den erwähnten Problemen durch Kriminalität und Korruption. Dennoch können rechtliche Instrumente wie z.B. das 2010 in den USA verabschiedete Gesetz zum Verbraucherschutz (Dodd-Frank-Act)⁴⁷, das u.a. eine Offenlegung für den Umgang und Herkunft von Rohstoffen fordert, einen wesentlichen Ansatz für eine Optimierung der Umwelt- und Sozialstandards in Rohstoffländern leisten.

Rechtliche Instrumente zur Etablierung von Zertifizierungssystemen bzw. dem Nachweis von Lieferketten durch den Hersteller können die Wahrnehmung der Akteursverantwortung (Staat, Unternehmen, Verbraucher) stärken. Als weiche Maßnahme bleibt die freiwillige Selbstvereinbarung von Herstellern Zertifizierungssysteme zu etablieren oder in anderer Form eine stärkere Mitverantwortung in der Lieferkette zu realisieren (z.B. aktuell in der Bekleidungsindustrie angestrebt⁴⁸). Grundsätzlich könnten bestehende Konzepte auf ausgewählte Rohstoffe übertragen werden, die auch in der Elektromobilität eine Rolle spielen. Hierzu sollte – grundsätzlich, aber auch mit Blick auf die Elektromobilität - ein Dialog zu Chancen und Ausgestaltung z.B. eines Zertifizierungssystems gestartet werden.

Handlungsfeld Energiewirtschaft

Die Strombereitstellung ist der wichtigste Hebel zur Verbesserung der Klimagasbilanz von Elektrofahrzeugen. Neben einer umfassenden strukturellen Reform des Emissionshandels ist zur Sicherstellung einer Senkung der Treibhausgasemissionen in Deutschland und im Sektor Verkehr ein weiterer Ausbau erneuerbarer Energieerzeugung in Höhe des Strombedarfs von Elektrofahrzeugen notwendig.

Der heute mit Abstand größte Anteil der Treibhausgasemissionen über den Lebensweg von Elektrofahrzeugen wird bei Nutzung des durchschnittlichen Versorgungsmix in Deutschland, trotz stark gestiegener Anteile erneuerbarer Energien, durch die Strombereitstellung verursacht. Grund dafür sind vor allem die immer noch hohen (und gegenwärtig durch die niedrigen CO₂-Zertifikatspreise wieder steigenden) Anteile von Kohlekraftwerken an der Strombereitstellung. Bei weiterhin niedrigen Preisen für CO₂-Zertifikate ist zu befürchten, dass auch zukünftig auch Kohlekraftwerke zur Deckung des zusätzlichen Strombedarfs von Elektrofahrzeugen herangezogen werden. Erst bei hohen Zertifikatspreisen kann dieser Effekt zugunsten von Gaskraftwerken umgedreht werden. Über die begonnene Verknappung von Zertifikaten hinaus ist daher eine umfassende strukturelle Reform des Emissionshandels erforderlich. Auch in der Periode nach 2020 sollte der Emissionshandel zudem nicht um die Strommengen korrigiert werden, die Elektroautos in den vom Emissionshandel erfassten Sektor einbringen.

⁴⁷ Das Gesetz beinhaltet Auflagen für Finanzmärkte; verpflichtet börsennotierte Firmen Umgang mit Rohstoffen offenzulegen und Quellen konkret zu benennen; Außerdem wird vorgeschrieben, dass US-Unternehmen keine Konfliktmineralien verwenden dürfen, die dazu geeignet wären, bewaffnete Konflikte zu finanzieren, exemplarisch genannt werden Gold, Wolfram, Zinn und Tantal (Sec. 1502. conflict minerals). <https://www.sec.gov/about/laws/wallstreetreform-cpa.pdf> (zuletzt zugegriffen: 21.05.2014).

⁴⁸ Guiding Principles on Business and Human Rights [UN Human Rights Council, 2011], OECD-Leitsätze für multinationale Unternehmen [OECD, 2011], Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict Affected and High Risk Areas [UN SC, 2009, 2010]

Für eine deutlich positive Klimabilanz bis hin zur – in der Nutzungsphase – nahezu CO₂-freien Mobilität muss darüber hinaus vor allem der Ausbau erneuerbarer Energien weitergehen und den zusätzlichen Strombedarf elektrischer Antriebe im Verkehrssektor berücksichtigen. Ziel muss eine echte Energiewende im Verkehr auf Basis erneuerbarer Energien sein:

- Durch die aktuellen Ausbauziele des EEG wird 2020 zumindest ein Anteil von 35 % der zusätzlichen Stromnachfrage durch Elektrofahrzeuge aus erneuerbaren Energieträgern gedeckt sein. Wenn das Ziel jedoch auch ohne Elektrofahrzeuge bereits übererfüllt wird, entfällt der Anreiz neue Anlagen zur Erzeugung erneuerbaren Stroms zu bauen.
- Zusätzlich könnten Anreize für Fahrzeughersteller geschaffen werden, in zusätzliche erneuerbare Kraftwerke für ihre Fahrzeug zu investieren.

Die Energieversorger sollten parallel zur Marktverbreitung von Elektrofahrzeugen und zum Ausbau erneuerbarer Energien flexible Ladetarife einführen, auch wenn dadurch in einer Übergangszeit die Gefahr besteht, dass fossile (Mittellast-)Kraftwerke bevorzugt ausgelastet werden [IFEU, 2013]. Denn so können langfristig die Leistungsspitzen der Elektromobilität abgemildert und die Integration fluktuierender erneuerbarer Energieträger erleichtert werden.

Anreize für eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität

Die Umsetzung der genannten Maßnahmen sollte durch gezielte Anreize gefördert werden. So könnten zukünftig Privilegien für Elektrofahrzeuge an Kriterien wie Energiebezug, Energieeffizienz und Material- oder Fahrzeugzertifizierung gekoppelt werden.

Eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität ist kein Selbstläufer. Auch wenn durch den geplanten Ausbau erneuerbarer Energien im Strommix die Klimaschutzvorteile durch Elektrofahrzeuge zukünftig zunehmen, können diese durch geeignete Maßnahmen noch gesteigert werden. Auch weitere Umweltwirkungen und der Ressourceneinsatz können über die zuvor genannten Handlungsfelder verringert werden. Dazu bedarf es gezielter Anreize für eine besonders ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität.

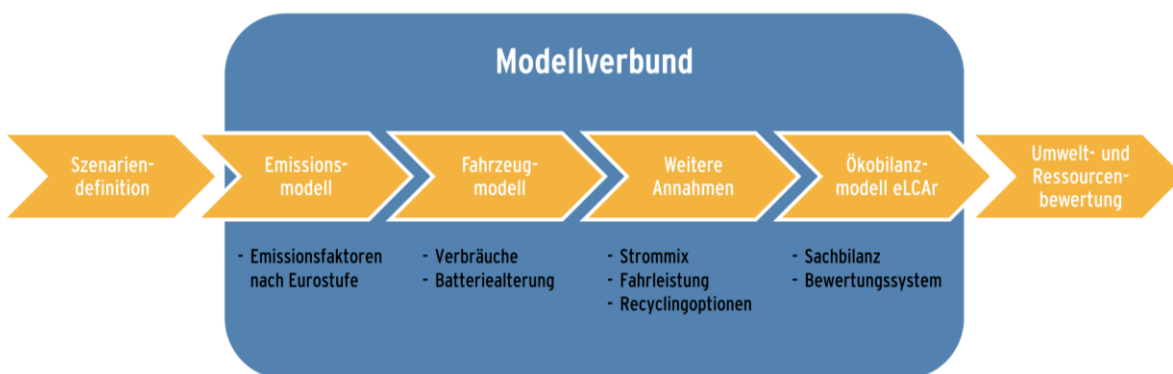
Für die Nutzungsphase könnte der Bezug von bzw. die Investition in erneuerbare Energien für die Fahrzeugnutzer im Rahmen der Kfz-Steuer und für die Fahrzeughersteller durch Nullanrechnung im Rahmen der Flottenzielwerte belohnt werden. Richtlinien für die öffentliche Beschaffung oder die Besteuerung von Dienstwägen könnten überdies konkrete Vorgaben machen, die auch die Energieeffizienz der Fahrzeuge und/oder die Produktgestaltung bzw. Zertifizierung der eingesetzten Materialien berücksichtigen. In Verbindung mit solchen gezielten Anreizen können die genannten politischen Handlungsfelder ihre volle Wirksamkeit für eine ressourcen- und umweltschonende Elektromobilität entfalten.

8 Anhang: Bilanzierungsgrundlagen

8.1 Das Fahrzeugmodell und Berechnungsschritte

Zur Modellierung der Umweltlasten und Ressourcenbeanspruchung durch Elektrofahrzeuge wurden verschiedene Modelle zusammengeführt. Als Input für den Modellverbund werden das Referenzszenario und weiterer Szenarienvarianten definiert. Auf Grundlage dessen liefert das Emissionsmodell auf Basis der Eurostufe eines Fahrzeuges die Emissionsfaktoren differenziert nach Straßenkategorie. Das Fahrzeugmodell, das im Rahmen dieses Vorhabens weiterentwickelt wurde modelliert den Energieverbrauch und das Alterungsverhalten der Batterie. Die errechneten Faktoren aus diesen beiden Modellen werden in das Ökobilanzmodell eLCA übernommen, wo weitere Parameter entsprechend der Szenariodefinition eingestellt werden können. Bei diesen Parametern handelt es sich um feststehende Größen, die sich auf entsprechende Fachliteratur oder Annahmen stützen. Dazu gehören bspw. die zugrunde gelegten Fahrleistungen, Batteriekenzzahlen, der Strommix und Recyclingoptionen. Abbildung 50 stellt die einzelnen Berechnungs- und Analyseschritte des Modellverbundes in dieser Studie dar.

Abbildung 50: Modellverbund der Umwelt- und Ressourcenbewertung

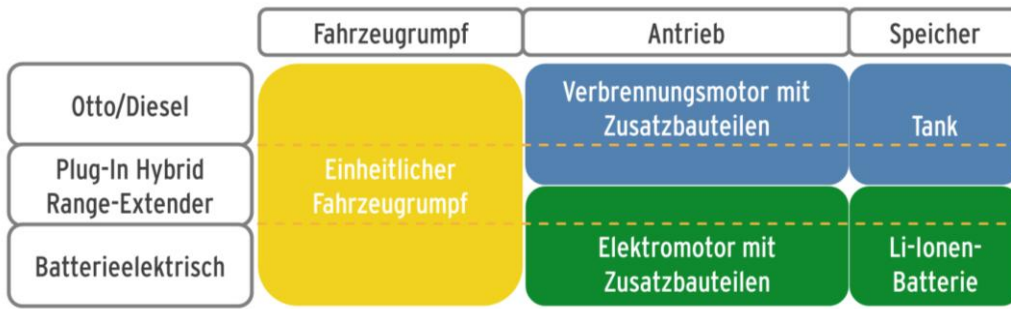


8.2 Materialbilanz der Fahrzeuge

Die Fahrzeugherstellung steht am Anfang des Lebenswegs und spielt eine wichtige Rolle im Lebenszyklus von Fahrzeugen. Dabei ist neben dem Aufwand zur Herstellung und Entsorgung der Komponenten eines Pkw - die in diesem Abschnitt behandelt werden - auch der Einfluss der Material- und Komponentenwahl auf das Fahrzeuggewicht und damit dessen Rückkopplung auf die Nutzungsphase von Bedeutung.

Der Einsatz eines Elektrofahrzeugs bedingt, gegenüber dem Referenzfahrzeug mit konventionellem Otto- oder Diesel-Motor, die Verwendung zusätzlicher oder anderer Aggregate mit entsprechend anderen Umweltwirkungen. Im Rahmen der hier durchgeführten vergleichenden Umweltbilanz liegt der Fokus auf den zwischen den betrachteten Antriebskonzepten differierenden Komponenten. Hier steht die Lithium-Ionen-Batterie im Fokus der Betrachtung. Zusätzlich wird die Fahrzeugherstellung im Jahr 2030 als Szenario betrachtet.

Abbildung 51: Übersicht der bilanzierten Bauteilgruppen



8.2.1 Konventionelle Fahrzeuge

Als Beispielfahrzeug wird ein Kompaktklassefahrzeug ähnlich dem VW-Golf bilanziert. Die detaillierte Materialzusammensetzung einzelner Bauteile des Fahrzeugrumpfes wurde auf Basis von Primärdaten von Volkswagen [VW, 2010b], Studien [UBA, 1999b] und eigenen Abschätzungen ermittelt und mit der Materialbilanz nach dem Volkswagen Umweltprädi­kat [VW, 2008] abgeglichen. Für die Sensitivitäten für kleine und große Pkw wurde der Materialeinsatz im Wesentlichen auf 80 % (Kleinwagen) und 150 % (Oberklasse Pkw) skaliert, da Literat­ur­auswertungen (vgl. [Öko-Institut, 2009; VW, 2008, 2010c]) trotz der relevanten Unterschiede im Gesamtgewicht nur geringe Unterschiede zwischen den Fahrzeugkategorien hinsichtlich der Materialzusammensetzung gezeigt haben (siehe dazu auch [IFEU, 2011a]). Unterschiede in der Materialzusammensetzung des Fahrzeugrumpfes von Pkw bestehen nach [Öko-Institut, 2009] insbesondere im stärkeren Einsatz von Leichtbaumaterialien in größeren Fahrzeugen. Auf Basis dieser Angaben wird der Aluminiumanteil in kleinen Fahrzeugen daher 20 % niedriger und in großen Fahrzeugen 10 % höher angesetzt als beim mittleren Pkw. Der Stahleinsatz sinkt entsprechend.

Von Bedeutung ist im Vergleich mit Elektrofahrzeugen der Einsatz der Platingruppenmetalle Platin und Palladium, die in der Abgasnachbehandlung verwendet werden. Hier wurden die Materialanteile für einen mittleren Pkw nach [Öko-Institut, 2009] zugrunde gelegt und auf das Fahrzeuggewicht angewendet. Damit ergibt sich der Einsatz von 0,5 g Platin und 2,5 g Palladium.

Tabelle 17: Einsatz von Platingruppenmetallen

	Otto		Diesel
	Platin	Palladium	Platin
Pkw klein	0,5 g	1 g	2 g
Pkw mittel	0,5 g	2,5 g	4 g
Pkw groß	0,5 g	5 g	7,5 g

Quelle: Berechnung auf Basis von [Öko-Institut, 2009] (gerundete Werte)

Energieeinsatz und Transporte für die Fertigung des Fahrzeugs beruhen auf Daten aus [Ecoinvent, 2008] für einen Golf IV. Die Entsorgung des Fahrzeugs wird ebenfalls auf Basis von Ecoinvent Datensätzen für Verbrennungs-Pkw bilanziert. Das Recycling von Materialien des Fahrzeugrumpfes wird dabei als Cut-off-Ansatz abgebildet. Das bedeutet, dass Sekundärmaterialien

lien (z.B. Stahlschrott) dem System ohne Umweltlasten zugeführt werden, verwertbare Materialien das System auf der anderen Seite ohne Gutschriften verlassen (siehe z.B. [Klöpffer / Grahl, 2009]). Diese Vereinfachung ist sinnvoll, da diese Materialien größtenteils beiden betrachteten Antriebskonzepten zugrunde liegen, also im direkten Vergleich eine geringe Rolle spielen, und es sich um eingeschwungene Märkte handelt. Nach [Ecoinvent, 2008] werden folgende Anteile an Sekundärmaterial berücksichtigt: Aluminium 32 %, Kupfer 44 %, Blei 75 % und Platin 5 %.

In den Szenarien bis 2030 sind vielfältige Entwicklungen denkbar, die aber zum großen Teil verschiedene Antriebskonzepte betreffen. In den Szenarien wird daher nur die Änderung des durchschnittlichen Strommix für die Fahrzeugfertigung und der Einsatz von Leichtbaumaterialien berücksichtigt:

- Für die Fahrzeugfertigung wird der für 2030 angenommene durchschnittliche deutsche Strommix (siehe Abschnitt 0), mit einem deutlich höheren Anteil erneuerbarer Energien, angesetzt. Die Fertigung umfasst dabei die Montage im Werk. Der zur Gewinnung und Verarbeitung der Materialien eingesetzte Strom wird dagegen nicht variiert, da diese Prozesse nur zum Teil in Deutschland stattfinden.
- Für das Bezugsjahr 2030 wird ein verstärkter Aluminiumleichtbau unterstellt. Das hierdurch geringere Fahrzeuggewicht schlägt sich dann in der Nutzungsphase in einem niedrigeren Energieverbrauch nieder. Für den Aluminiumleichtbau wird davon ausgegangen, dass etwa 0,6 kg Aluminium ein 1 kg Stahl ersetzen. Für die Karosserie ergibt sich daraus für 2030 eine realistische Gewichts Differenz von 14 % (vgl. auch [Wallentowitz et al., 2003]). Durch das verringerte Fahrzeuggewicht reduziert sich die Belastung einzelner Fahrzeugkomponenten (v.a. Karosserie und Fahrwerk), bei denen sich somit (sekundäre) Materialeinsparungen realisieren lassen. Die Grundlage für deren Modellierung in eLCA bilden die Ergebnisse von [Wallentowitz et al., 2003]. Insgesamt ergibt sich damit durch primäre und sekundäre Leichtbaumaßnahmen in 2030 eine Gewichtsreduktion um 24 %.

8.2.2 Elektrofahrzeuge

Fokus der Bilanzierung der Elektrofahrzeuge sind die gegenüber dem Referenzfahrzeug differierenden Komponenten, insbesondere die Batterie, aber auch weitere Zusatzbauteile. Zur besseren Vergleichbarkeit setzt das Elektrofahrzeug bilanziell auf dem gleichen Fahrzeuggewicht auf wie das konventionelle Fahrzeug. Antriebsbedingt gibt es jedoch eine Reihe von Zusatzbauteilen (siehe Tabelle 18), es entfallen aber auch einige Bauteile. Die Daten für die Zusatzbauteile stammen von Volkswagen [VW, 2010b] wobei die Materialbilanz des Elektromotors nach [Ecoinvent, 2008] angesetzt wird.

Tabelle 18: Zusatzbauteile für Elektrofahrzeuge

PHEV/REEV	BEV
<ul style="list-style-type: none"> • Elektromotor • E-Motor-Leistungselektronik • Abgasanlage PHEV • Getriebe • Kupplung E-Motor/Verbrennungsmotor • Verstärkung: Rohbaukomponenten für Batterie- 	<ul style="list-style-type: none"> • Elektromotor • E-Motor-Leistungselektronik • Getriebe (einstufige Übersetzung) • Verstärkung: Rohbaukomponenten für Batterieaufnahme & Crashverstärkung • Generator

PHEV/REEV	BEV
<ul style="list-style-type: none"> aufnahme & Crashverstärkung • Generator + Leistungselektronik • Ladegerät • Smartmeter • Fahrzeugelektronik • HV-Kabel • Zusätzliche Kühlung • elektrischer Klimakompressor • PTC-Heizelement • Starterbatterie für PHEV-Fahrzeug 	<ul style="list-style-type: none"> • Generator-Leistungselektronik • Ladegerät • Smartmeter • Fahrzeugelektronik • HV-Kabel • Zusätzliche Kühlung • elektrischer Klimakompressor • PTC-Heizelement

Die Batterie ist die wichtigste zwischen den Fahrzeugkonzepten differierende Komponente. Betrachtet wurden die drei derzeit am häufigsten in Fahrzeugen eingesetzt Kathodentypen jeweils mit einem Batteriegehäuse aus Stahl: Die Nickel-Kobalt-Aluminium-Batterien (NCA), die Nickel-Mangan-Kobalt-Batterien (NMC) und die Lithium-Eisenphosphat-Batterie (LFP). Dabei wird jeweils von der heute marktgängigen Graphit-Anode ausgegangen. Lithium-Titanat-Anoden ($\text{Li}_4\text{Ti}_5\text{O}_{12}$ = LTO-Batterien) können ebenfalls mit verschiedenen Kathodenmaterialien kombiniert werden, kommen bisher vor allem aufgrund der hohen Kosten jedoch selten zum Einsatz. Zudem haben sie eine deutlich niedrigere Energiedichte als Lithium-Batterien mit einer Graphit-Anode, erlauben auf der anderen Seite jedoch auch eine tiefere Entladung und weisen eine besonders hohe zyklische Lebensdauer auf. Die aktuelle Datenlage lässt leider auch noch keine differenzierte Bilanzierung von Batterien mit LTO-Anode zu. Literaturergebnisse lassen auf eine, gegenüber Batterien mit Graphit-Anode, deutlich höhere Klimawirkungen schließen [Bauer, 2010; Olofsson / Romare, 2013].

Die Materialzusammensetzung der einzelnen Zelltypen wurde auf Basis verschiedener aktueller Publikationen abgeleitet [Bauer, 2010; Gaines / Dunn, 2012; Hawkins et al., 2013; Majeau-Bettez et al., 2011; Notter et al., 2010; Öko-Institut, 2011c]. Die in den Zellen eingesetzte Materialmenge wird dann im Wesentlichen von der Kapazität und Energiedichte der Batterie bestimmt. Die Batteriekapazität wird in den betrachteten Szenarien direkt aus der angesetzten elektrischen Reichweite berechnet. Sie hängt damit auch vom Energieverbrauch der Fahrzeuge und der Entladetiefe ab. Die Energiedichte der einzelnen Batterietypen (siehe Tabelle 19) wurde aus verschiedenen Datenblättern und Studien abgeleitet.

Tabelle 19: Angenommene Energiedichte verschiedener Batterietypen

		Heute	2030
LFP	Zelle	110	200
	System	70	125
NMC	Zelle	140	240
	System	85	150
LMO	Zelle	120	160
	System	75	100
NCA	Zelle	130	200
	System	80	125

Quelle: IFEU Abschätzung auf Basis [A123, 2011; Burke / Miller, 2009; ECC, 2013; Frischknecht, 2012; Haan / Zah, 2013; ISI, 2012a; Köhler, 2011; Korthauer, 2013; Sauer et al., 2013]

Bei der Bilanzierung wird sowohl die Materialherstellung und Materialverarbeitung als auch die Fertigung von Zellen, Batteriemanagementmodul und Batteriegehäuses berücksichtigt. Zusätzlich werden Energieeinsatz und Transportprozesse der Fertigung bilanziert. Der Strom- und Wärmebedarf der Herstellung hängt dabei vor allem vom Automatisierungsgrad der Fertigung ab. Es wurde für die heutige Situation von einer modernen Serienfertigung in Deutschland auf Basis von Primärdaten ausgegangen. Für das Szenario 2030 wird angenommen, dass (1) der Energieeinsatz der Zellproduktion proportional zur verarbeiteten Werkstoffmenge sinkt, also bezogen auf die Kilowattstunde Batteriekapazität mit einer Steigerung der Energiedichte, und (2) die kumulierte Produktionsmenge bis 2030 deutlich steigt, so dass zusätzlich zu Skaleneffekte kommt. Dabei wird die Entwicklung des Energieeinsatzes mit der Entwicklung der Energiedichte korreliert.

8.2.3 Batterierecycling

Eine künftige Elektrifizierung erfordert die Entwicklung von Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Traktionsbatterien. Entsprechende Entsorgungsstrukturen gibt es für NiMH-Batterien und im Ansatz bzw. Versuchsmaßstab auch für lithiumbasierte Batterietypen (teils durch Mitbehandlung mit NiMH-Batterien). Entsprechend dem Entwicklungsstand für diese Verfahren ist die Datenlage zur Abbildung des Recyclings nicht repräsentativ für etablierte bzw. prozessoptimierte Verfahren. Grundsätzlich liegen bislang auch nur wenige Veröffentlichungen zu entsprechenden Recyclingverfahren vor. Vor dem Hintergrund der derzeit unsicheren Datenlage und dem zu erwartenden Optimierungspotenzial durch eine großtechnische Umsetzung und optimale Anlagenauslastung von Recyclingverfahren, werden in dieser Studie neben dem Status-Quo basierend auf Daten aus Verbundforschungsprojekten vor allem auch Annahmen zu Optimierungen getroffen und in Recyclingszenarien für 2030 untersucht.

Als Datengrundlage für diese Studie wurde v.a. auf Veröffentlichungen für zwei durch das BMUB geförderte Projekte zurückgegriffen: das Projekt LiBRi (2011) und das Projekt LithoRec (2012). In diesen Projekten wurden zwei verschiedene Recyclingverfahren untersucht und in Teilprojekten jeweils auch eine Ökobilanz durchgeführt. Allerdings unterliegen wesentliche Daten aus diesen beiden Projekten der Geheimhaltung. Entsprechend mussten für die vorliegende Studie zur Abbildung des Recyclingverfahrens vielfach Annahmen getroffen werden. Dabei wurde die Detailabbildung auf das LiBRi-Verfahren beschränkt, da in dem zugehörigen

Projekt alle drei auch in dieser Studie berücksichtigten Batterietypen berücksichtigt waren, während dies in LithoRec nur für NMC- und LFP-Zellen der Fall war. Das LithoRec Verfahren wird zusätzlich in diesem Kontext diskutiert (s.u.).

Die Ökobilanz für LiBRI erfolgte dabei jedoch nicht für die drei Batterietypen einzeln, sondern für einen dafür definierten generischen Batterietyp, bestehend aus 35 % NMC, 35 % NCA und 30 % LFP-Zellen. Für die vorliegende Studie wurden die Daten disaggregiert und soweit wie möglich anhand weiterer Datenquellen, durch Vergleichstests mit der generischen Batterie sowie durch Herstellerinterviews plausibilisiert.

Grundsätzlich umfasst das LiBRI-Recyclingverfahren die Schritte:

1. Entladung und Zerlegung
2. Pyrometallurgische Behandlung zur Anreicherung einer Co/Ni/Cu-Legierung
3. Raffination zur Ni/Co-Aufbereitung (jeweils batteriefähige Qualität)
4. Schlackeaufbereitung zur Li-Rückgewinnung (batteriefähige Qualität)

Das der Erfassung und Zerlegung folgende pyrometallurgische Verfahren entspricht dem Einsatz im Schachtofen dem neben den Batteriezellen diverse Energieträger und Schlackebildner zugegeben werden [Öko-Institut, 2011b]. Als Hauptprodukt entsteht hierbei eine Legierung, die Kobalt, Nickel, Kupfer und Eisen der Batterien enthält. Als Nebenprodukt entsteht eine Schlacke, die die verbleibenden Metalle – auch Lithium – aufnimmt. Die Legierung wird in einem Aufbereitungsprozess behandelt. Über hydrometallurgische Verfahren werden Verunreinigungen wie Eisen und Mangan abgetrennt. Als Hauptprodukte entstehen dabei Kobalt- und Nickelverbindungen in Batteriequalität. Die Schlackeaufbereitung erfolgt in LiBRI hydrometallurgisch und ist bei gegebenem Entwicklungsstand mit nennenswerten Mengen an Hilfsstoffen und Energie verbunden, zudem gehen ca. 35 % des Lithiums verloren.

Für die Abbildung des Recycling in dieser Studie wurde eine Status-Quo-Betrachtung vorgenommen und vor allem das Optimierungspotenzial für 2030, ausgehend von den Erkenntnissen in [Öko-Institut, 2011b], einbezogen. In LiBRI wurde deutlich, dass die Pyrometallurgie und die Schlackeaufbereitung zur Lithiumcarbonatgewinnung mit einem hohen Energiebedarf und einem entsprechend hohen CO₂-Ausstoß verbunden sind. Um das Optimierungspotenzial herauszuarbeiten wurde in dieser Studie für die Status-Quo-Betrachtung davon ausgegangen, dass noch keine Lithiumrückgewinnung erfolgt und stattdessen die anfallende Schlacke als Sekundärrohstoff vermarktet wird, was auch nach Aussage [Öko-Institut, 2011b] zu einem besseren Ergebnis führt.

Auf Basis dieser Status-Quo Betrachtung wurden im Weiteren zwei Zukunftsszenarien betrachtet, eines mit energetischer Optimierung der Pyrometallurgie und ein weiteres in dem zusätzlich eine optimierte Schlackeaufbereitung zur Rückgewinnung von Lithiumcarbonat erfolgt. Insgesamt werden die folgenden zwei Szenarien betrachtet:

- I. Recycling heute:
Recyclingverfahren mit den o.g. Schritten 1-3 nach [Öko-Institut, 2011b], die anfallende Schlacke wird als Sekundärrohstoff vermarktet.
- II. Recycling 2030:
Pyrometallurgie energetisch optimiert [Dunn et al., 2012] und Lithiumrückgewinnung aus der Schlacke anstatt direkter Vermarktung.

Gegenüber dem LiBRi-Verfahren unterscheidet sich das LithoRec-Verfahren insofern, als dass es auf einen gezielten „Rückbau“ der Batterien abzielt [Öko-Institut, 2011c]. Während das LiBRi-Verfahren im Schachtofen verschiedene Batterietypen unspezifisch aufnehmen kann, ist das LithoRec-Verfahren auf die einzelnen Zelltypen ausgerichtet. Der Prozessschritt der Entladung und Zerlegung ist bei beiden Verfahren gleich. Dem folgt dann bei LithoRec eine manuelle Zellzerlegung in Kathode, Anode und Separator. Daraus wird der Separator entsorgt, die kupferhaltige Anode recycelt und die Kathode einer Kathodenseparation zugeführt. Bei der Kathodenseparation wird mechanisch und thermisch die Beschichtung der Kathode von der Ableiterfolie aus Aluminium getrennt. Das Aluminium wird recycelt, die Beschichtung mit den darin gebundenen Aktivmaterialien geht zu einer hydrometallurgischen Aufbereitung. Dieser Prozessschritt unterscheidet sich zunächst nach Kathodentyp (Abtrennung von Leitruß, Eisen, Phosphat bei LFP und von Kobalt, Nickel, Mangan bei NMC), abschließend wird dann das Lithium einheitlich als Lithiumhydroxid zurückgewonnen.

Eine Gegenüberstellung der beiden Verfahren LiBRi und LithoRec zeigt, dass LithoRec im Gegensatz zu LiBRi bei gegebenem Entwicklungsstand bei allen untersuchten Umweltwirkungen gegenüber einer Primärerzeugung der zurückgewonnenen Materialien vorteilhaft ist. Bei LiBRi ist dies hinsichtlich des Treibhauseffekts und des Primärenergiebedarfs nicht der Fall. Allerdings muss hier explizit darauf hingewiesen werden, dass die beiden Verfahren nicht direkt vergleichbar sind, da zum einen ein generischer Batterietyp verwendet wurde und zum anderen Einzelbilanzen durchgeführt wurden. Hinzu kommt, dass auch in den beiden Verbundvorhaben es ausdrücklich nicht Ziel war, die beiden Verfahren zu vergleichen. Es gilt zu bedenken, dass im gegenwärtigen Entwicklungsstadium es vor allem von Bedeutung ist, die jeweiligen Schwachstellen von verschiedenen Verfahren zu erkennen, um ein entsprechendes Optimierungspotenzial abzuleiten und umsetzen zu können. Aus diesem Grund wurde in dieser Studie mit den gewählten zwei Szenarien der entsprechende Schwerpunkt auf eine künftig mögliche großtechnische Umsetzung gelegt. Nicht zielführend dagegen wäre eine vorzeitige Entscheidung bzw. Festlegung auf ein bestimmtes Verfahren.

In diesem Sinne erfolgt auch in dieser Studie keine Gegenüberstellung der beiden Verfahren. Vielmehr ist es hier Ziel, Optimierungspotenziale aufzuzeigen und vor allem das Recycling im Gesamtkontext einzuordnen. In LiBRi und LithoRec erfolgte ausschließlich eine Betrachtung der Batterieentsorgung (Ökobilanz der Abfallwirtschaft). Die Darstellung im Gesamtzusammenhang, die nicht nur Herstellung und Nutzung der Batterie sondern das Gesamtsystem Elektrofahrzeug betrachtet, erfolgt erstmals in dieser Studie.

8.3 Modellierung von Energiebedarf und Batteriealterung während der Fahrzeugnutzung

8.3.1 Grundlagen der Verbrauchsberechnung

Um eine gute Vergleichbarkeit der verschiedenen betrachteten Antriebssysteme zu ermöglichen, wurden die Energieverbräuche mit einem abgestimmten Parameterset im IFEU-Fahrzeugmodell „eLCAR“ modelliert. Die Parameter für die Modellierung des Basisszenarios (Heute) wurden anhand einer Analyse des aktuellen Stands der Technik festgelegt (siehe Kap. 3.3.1). Diese Parameter wurden dann zur Abbildung des Szenarios 2030 transparent fortgeschrieben und so Optimierungspotenziale für den Energieverbrauch berücksichtigt.

Bei der Modellierung wird zunächst der physikalische Energiebedarf am Rad in realistischen Fahrzyklen auf Basis verschiedener Fahrzeugparameter (z.B. Gewicht, Rollwiderstand, etc.) berechnet (Abbildung 52). Zur Bestimmung der notwendigen Antriebsenergie des jeweiligen Antriebskonzeptes müssen dann zusätzlich die Energieverluste im Antriebsstrang sowie die zahlreichen Nebenverbraucher berücksichtigt werden.

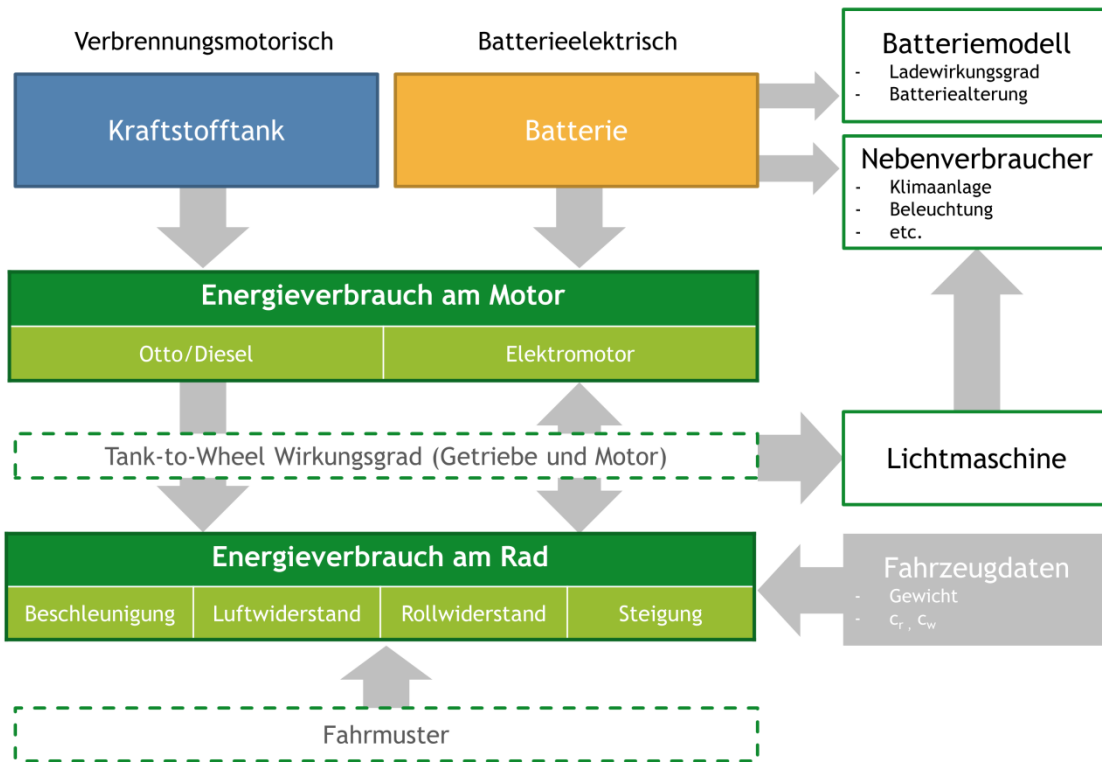
Die Energieverbräuche wurden für Innerorts-, Außerorts- sowie Autobahnfahrten separat ermittelt; Grundlage hierfür bildeten die Fahrzyklen des Handbuchs Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr (HBEFA) [INFRAS, 2010b], die eine gute Annäherung des realen Fahrverhaltens in Deutschland darstellen. Es gibt Hinweise darauf, dass sich das Antriebssystem des Fahrzeugs auf das Fahrprofil auswirkt; insbesondere wurden im Autobahnverkehr deutlich niedrigere Geschwindigkeiten bei Elektrofahrzeugen beobachtet [IFEU, 2013]. Dies könnte zum einen mit einer geringeren Maximalgeschwindigkeit bei elektrischen Antrieben zusammenhängen (insbesondere bei PHEV ist die Höchstgeschwindigkeit im elektrischen Betrieb zur Schonung der Batterie oft herabgesetzt). Zum anderen ist auch ein angepasstes Fahrverhalten der Nutzer zur Realisierung höherer Reichweiten denkbar. Ein Vergleich der Antriebe bei verschiedenen Fahrmustern wirft hinsichtlich der Ökobilanzierung jedoch methodische Probleme auf. Da solche Unterschiede zudem bisher nicht hinreichend empirisch abgesichert sind, werden für die vorliegende Studie einheitlich die Fahrzyklen des HBEFA herangezogen.

Sofern nicht anders angegeben, werden die ökobilanziellen Vergleiche in dieser Studie anhand eines Kompaktklassefahrzeugs durchgeführt (europ. C-Klasse). Die gewählten Fahrzeugparameter entsprechen denen eines VW Golf VI, woraus sich die Fahrwiderstände des Fahrzeugs in Form von Luftwiderstand und Rollwiderstand ergeben. Die Energieverluste der untersuchten Antriebssysteme sind unterschiedlicher Natur. Der Wirkungsgrad von Verbrennungsmotoren hängt sehr stark vom aktuellen Betriebszustand (Drehmoment, Drehzahl) ab und ist in eLCAR für sämtliche betrachtete Fahrsituationen tabellarisch hinterlegt (nach [Hausberger, 2010]). Bei Elektromotoren hingegen ändert sich der Wirkungsgrad über einen weiten Betriebsbereich nur wenig; er wird daher bei der Verbrauchsmodellierung näherungsweise als konstant angenommen und entsprechend [Doppelbauer, 2013] abgebildet. Die Energieverluste in der Traktionsbatterie wurden detailliert in Abhängigkeit von Temperatur und Fahrmuster modelliert (Kap. 8.3.3).

Beim Vergleich der berechneten Verbrauchswerte mit Herstellerangaben ist zu beachten, dass diese sich in der Regel auf das Typgenehmigungsverfahren beziehen und demnach im standardisierten „Neuen Europäischen Fahrzyklus“ (NEFZ) ermittelt worden sind. Die Repräsentativität des NEFZ für das Fahrverhalten auf der Straße wird in der Fachwelt jedoch kritisch diskutiert (siehe z.B. [Hausberger et al., 2009]). Bei PHEV kommt hinzu, dass die kommunizierten

Angaben sich meist auf eine bestimmte Kombination aus elektrischen und verbrennungsmotorischen Betriebsanteilen beziehen.

Abbildung 52: Schematische Darstellung der Verbrauchsberechnung



Fahrzeuge mit (teil-)elektrischem Antrieb können Bremsenergie zurückgewinnen („rekuperieren“) und in der Batterie speichern. Die potenziell rekuperierbare Energie in den einzelnen Fahrsituationen errechnet sich aus der Verzögerung (negative Beschleunigung) abzüglich der Bremswirkung durch Roll- und Luftwiderstand in diesen Phasen. Im realen Fahrbetrieb ist die Rekuperation in der Regel dann aktiv, wenn der Fahrer den Fuß vom Gas nimmt. Viele Fahrzeuge bieten verschiedene Stufen für die Stärke der Energierückgewinnung in dieser Situation, z.B. einen „sportlichen“ Modus mit wenig Rekuperation gegenüber einem „EcoDrive“-Modus mit maximaler Rekuperation. Die Betätigung des Bremspedals ist hingegen im Allgemeinen ausschließlich mit der mechanischen Bremse gekoppelt; hierbei wird also keine Energie zurückgewonnen. Zudem muss die Batterie zum Zeitpunkt der Rekuperation die Energie auch aufnehmen können. Von der potentiell rekuperierbaren Energie kann also nur ein Teil auch tatsächlich zurückgewonnen werden. Dieser Anteil liegt nach [Guttenberg, 2004] im Mittel bei etwa 70 %, hängt aber in hohem Maße von verschiedenen Faktoren ab, wie z.B. dem Fahrmodus, dem Betriebsmodus und der Batteriegröße. Diese Abhängigkeit wurde hier nicht detailliert untersucht, da dazu Kenntnisse der jeweiligen Betriebsstrategie der Fahrzeugsteuerung (vor allem bei PHEV) bzw. des Ladeverhaltens (vor allem bei BEV) notwendig sind. Es wird daher pauschal davon ausgegangen, dass 30 % der kinetischen Energie durch mechanisches Bremsen in Wärme umgewandelt wird. Die Effizienz des Antriebsstrangs wird dabei vereinfachend für die Einspeicherung der Bremsenergie und für ihre Rückumwandlung in Antriebsenergie identisch angenommen.

8.3.2 Energieverbrauch PHEV - Nutzungsmuster und Betriebsstrategie

Bei PHEV hängt der spezifische Energieverbrauch besonders stark von der Fahrzeugnutzung und hier insbesondere vom elektrischen Fahranteil ab. Der tatsächlich realisierte elektrische Fahranteil hängt dabei sowohl von der elektrischen Reichweite der Fahrzeuge (also vor allem von der Batteriekapazität), als auch vom persönlichen Nutzungsprofil des Fahrers ab. Feldversuche haben gezeigt, dass er ein Schlüsselparameter für die Umweltbilanz ist, aber einer großen Schwankungsbreite unterliegt [IFEU, 2013]. Um für die untersuchten PHEV-Typen (mit 20, 50 bzw. 80 km elektrischer Reichweite) zu realistischen Annahmen für den elektrischen Fahranteil zu kommen, wurden verschiedene Herangehensweisen gewählt:

Für die heutige Situation stützen sich die Annahmen zu reichweitenabhängigen elektrischen Fahranteil auf aktuelle Daten aus der AdminWG im Rahmen des EU WLTP⁴⁹ Prozesses. Dabei wurden jedoch Daten von Nutzern mit besonders hohen oder niedrigen Tagesfahrleistungen nicht berücksichtigt um den potenziellen PHEV-Kunden Rechnung zu tragen. Mit steigender Marktdurchdringung wird davon ausgegangen, dass auch Kunden mit weniger geeigneten Profilen PHEV nutzen. Daher wurden für die Situation 2030 zusätzliche Quellen herangezogen:

- Zum einen wurden aus der Befragung „Mobilität in Deutschland“ [Follmer / Lenz, 2008] die mittleren Wegstrecken pro Tag für eine repräsentative Teilmenge der Befragten⁵⁰ ermittelt. Unter der Annahme, dass die Fahrzeuge in der aktuellen Infrastruktur i.d.R. einmal am Tag geladen werden können, kann der mittlere Anteil des Elektrobetriebs ermittelt werden⁵¹. Da die Entfernungsklassen der für die Studie verfügbaren MiD-Daten jedoch im Bereich größerer Entfernungen sehr grob sind, lassen sich daraus für PHEV80 keine verlässlichen Werte ableiten.
- Die „Markthochlaufszszenarien für Elektrofahrzeuge“ im Auftrag der NPE [ISI, 2013] leiten die elektrischen Fahranteile dagegen aus ökonomischen Erwägungen (Nutzerperspektive) für das Jahr 2020 ab. Gestützt wurde sich vor allem auf das „Pro EV Szenario“ mit hoher Marktdurchdringung um die Situation in 2030 besser abbilden zu können. Für Elektrofahrzeuge mit Range Extender (die in etwa den hier betrachteten REEV80 entsprechen) werden dort hohe elektrische Fahranteile von fast 80 % ermittelt. Bei PHEV mittlerer Reichweite ergibt sich mit 60 % elektrischem Fahranteil eine gute Übereinstimmung mit den auf Basis von MiD ermittelten Werten. PHEV mit Reichweiten unter 50 km werden in [ISI, 2013] nicht untersucht.

⁴⁹ World-Harmonized Light-Duty Vehicles Test Procedure

⁵⁰ Es wurden nur Personen berücksichtigt, die die Nutzungshäufigkeit ihres Autos mit „(fast) täglich/ wöchentlich“ angaben.

⁵¹ Das hier verwendete Vorgehen wird in [IFEU, 2013] detailliert erläutert.

Tabelle 20: Elektrische Fahranteile bei PHEV

Elektrische Reichweite	Annahme Heute (WLTP-Prozess)	Auswertung MiD (Tagesstrecken)	ISI 2013 Szenario "Pro EV"	Annahme 2030
20 km	45 %	30%		30 %
50 km	75 %	55%	60%	60 %
80 km	85 %	-	77%	80 %

Annahmen basieren auf WLTP-Prozess und [Follmer / Lenz, 2008; ISI, 2013].

Für die Situation im Jahr 2030 werden daher die in Tabelle 20 dargestellten konservativeren Werte für den elektrischen Fahranteil angesetzt, die vor allem für kleine elektrische Reichweiten von den Daten aus dem WLTP-Prozess abweichen. Im Zuge aktueller und zukünftiger Feldversuche wäre es wünschenswert, weitere Erkenntnisse zu den tatsächlich realisierten elektrischen Fahranteilen zu gewinnen.

Neben dem elektrischen Fahranteil ist bei PHEV relevant, in welchen Fahrsituationen die einzelnen Betriebsmodi zum Einsatz kommen. Dies wird durch die Betriebsstrategie des Fahrzeugs bestimmt, deren Aufgabe es ist, das Zusammenspiel der verschiedenen Antriebskomponenten im Sinne einer größtmöglichen Systemeffizienz zu steuern. Zu den Betriebsstrategien sind herstellerseitig jedoch nur wenige Informationen verfügbar. Bei der Modellierung der PHEV-Verbräuche wurde deshalb davon ausgegangen, dass bei einem vorgegebenen Streckenanteil im E-Betrieb (der im Wesentlichen durch die Reichweite des Fahrzeugs im E-Betrieb bestimmt wird) stets diejenigen Fahrsituationen elektrisch gefahren werden, bei denen das Verhältnis zwischen Stromverbrauch im Elektrobetrieb und Kraftstoffverbrauch im Hybridbetrieb besonders günstig ist. Dies sind vor allem die Situationen bei niedrigen Geschwindigkeiten sowie nicht zu hoher Dynamik.

Durch eine solche „intelligente“ Verteilung der Elektroanteile auf die Fahrsituationen kann gegenüber einer Gleichverteilung eine erhebliche Senkung des spezifischen Strombedarfs erreicht werden, während der spezifische Kraftstoffverbrauch in etwa gleich bleibt. Bei einer geringen elektrischen Reichweite werden bereits die für den Verbrennungsmotor besonders ineffizienten Fahrsituationen (insbesondere Stop & Go) durch den Elektromotor übernommen. Bei hohen Anteilen des E-Betriebs kommt der Verbrennungsmotor dann zunehmend nur noch in Situationen hoher Leistungsanforderung zum Einsatz, also insbesondere bei Konstantfahrten mit hoher Geschwindigkeit. Details zur Nachbildung der Betriebsstrategie finden sich in [IFEU, 2013].

In der Praxis ist mit einer Senkung des spezifischen Stromverbrauchs eine Steigerung der Reichweite und damit des elektrischen Fahranteils verbunden. Letztendlich dürfte die Optimierung daher in der Regel zu einer entsprechenden Senkung des Kraftstoffverbrauchs bei PHEV führen.

8.3.3 Batteriemodell

Während der Kraftstofftank bei Verbrennungsfahrzeugen aus energetischer Perspektive kaum eine Rolle spielt, ist das Verhalten der Batterie diesbezüglich von großer Bedeutung. Der Wirkungsgrad der Ein- und Ausspeicherung des Stroms hängt von den Betriebsbedingungen, insbesondere von der Umgebungstemperatur ab; zudem ändert er sich über die Lebensdauer des Fahrzeugs. Für die ökobilanzielle Bewertung spielt außerdem die Lebensdauer der Batterie eine

zentrale Rolle, da die Umweltlasten durch Herstellung und Entsorgung hier erheblich sind. Für die vorliegende Studie wurde das Fahrzeugmodell eLCAR daher um ein differenziertes Batteriemodell erweitert, das wichtige Abhängigkeiten abbildet. Dieses wird genutzt, um wichtige Einflussgrößen der Batterienutzung zu identifizieren (Abschnitt 4.1.2 und 4.1.4).

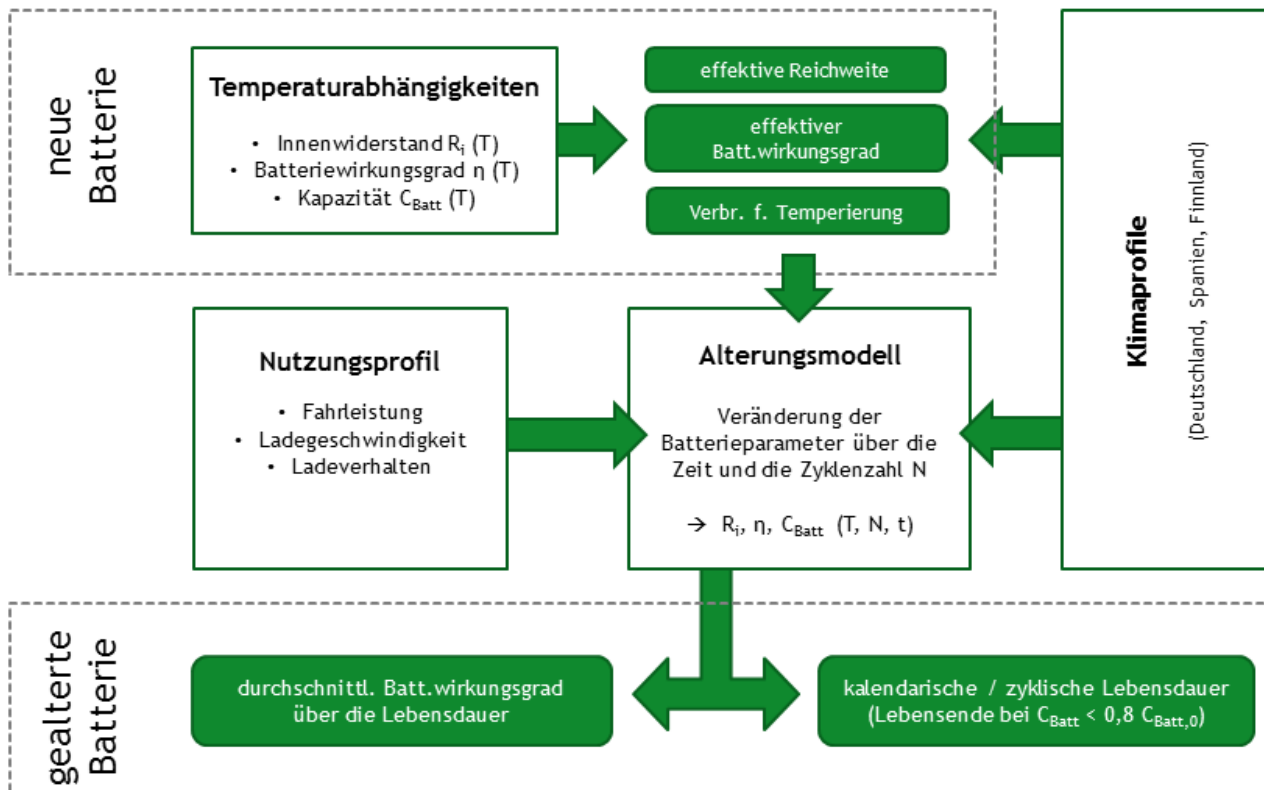
Traktionsbatterien sind komplexe und in vielerlei Hinsicht nichtlineare Systeme. Ihr Verhalten unterscheidet sich nicht nur zwischen verschiedenen Batterietypen, sondern ist auch stark von der Fertigungsqualität der Batterie abhängig. Zudem ist die empirische Datenlage unübersichtlich, da viele Messungen an Batterien durch die Hersteller bzw. Fahrzeughersteller durchgeführt werden und nicht öffentlich verfügbar sind. Aus diesen Gründen waren bei der Parametrierung des Batteriemodells verschiedene Vereinfachungen notwendig.

Abbildung 53 zeigt die grundlegende Struktur des Batteriemodells. Ausgangspunkt ist die Parametrierung einer fabrikneuen Batteriezelle anhand ihres Innenwiderstands (in $m\Omega$) und ihrer Speicherkapazität (in Ah). Beide Größen hängen von der Betriebstemperatur der Zelle ab: Der Widerstand sinkt mit steigender Temperatur, wodurch die verfügbare Leistung steigt. Die Kapazität nimmt unterhalb der Raumtemperatur in etwa linear mit der Temperatur ab. Die Verluste beim Laden und Entladen der Batterie sind in erster Näherung proportional zum Innenwiderstand⁵². Sie hängen aber auch von der Beanspruchung der Batterie ab: Bei hoher Leistungsentnahme bzw. hoher Ladeleistung treten in der Batterie auch höhere Verlustenergien auf. Abbildung 54 zeigt die Abhängigkeiten exemplarisch am Fall einer NMC-Batterie in einer BEV-Anwendung. Die Annahmen für den Innenwiderstand basieren auf [Waag et al., 2013] und wurden mit Herstellerangaben abgeglichen. Die temperaturbedingte Änderung der Speicherkapazität wurde auf Basis von [NREL, 2013a] modelliert.

In gewissen Grenzen können Lithium-Ionen-Batterien entweder auf hohen Energiedurchsatz (High Power) oder auf hohe Kapazität (High Energy) optimiert werden. Erstere sind eher für Hybridfahrzeuge bzw., PHEV mit geringer elektrischer Reichweite geeignet, wo die Leistungsanforderungen pro Batteriekapazität hoch sind. Sie zeichnen sich durch einen geringen Innenwiderstand bei gegenüber Hochenergiezellen etwas reduzierter Energiedichte aus. Im Modell wird dies berücksichtigt: bei PHEV20 liegt der Innenwiderstand gegenüber BEV100 nur halb so hoch, dafür ist die Energiedichte (auf Batterieebene) um 10 Wh/kg geringer. Die Werte für die Energiedichte in Tabelle 19 stellen dabei die Annahmen für den mittleren Fall eines PHEV50 dar.

⁵² Der Innenwiderstand einer Batterie ist frequenzabhängig. Es wurde hier der Gleichstromwiderstand herangezogen, der für das Verhalten bei Leistungsanwendungen relevant ist [Waag et al., 2013].

Abbildung 53: Aufbau des eLCAr-Batteriemodells



In einer Lithium-Ionen-Batterie laufen permanent chemische Prozesse ab, die zu einer sukzessiven Degradation (Alterung) der Batterie führen. Einige dieser Prozesse sind durch die Zyklisierung der Batterie bedingt („zyklische Alterung“), andere finden über die Zeit auch ohne Nutzung der Batterie statt („kalendarische Alterung“). Im Allgemeinen hängen sie mehr oder weniger stark von der Temperatur der Batterie ab. Bei der kalendarischen Alterung spielt der vorherrschende Ladezustand (State of Charge, SOC) der Batterie eine entscheidende Rolle, bei der zyklischen Alterung die Entladetiefe (Depth of Discharge, DOD). Bei hoher Entladetiefe ($\sim 80\%$) beschleunigt sich der Kapazitätsverlust mit zunehmendem Alter merklich [NREL, 2013b]. Die zyklische Alterung ist in erster Näherung etwa proportional zum Energiedurchsatz. Die kalendarische Alterung geht in etwa mit der Quadratwurzel der Zeit, d.h. die Batterie altert am Beginn ihres Lebens schneller [Wood et al., 2012].

Abbildung 54: Temperaturabhängigkeit des Batteriewirkungsgrades und der effektiven Kapazität⁵³

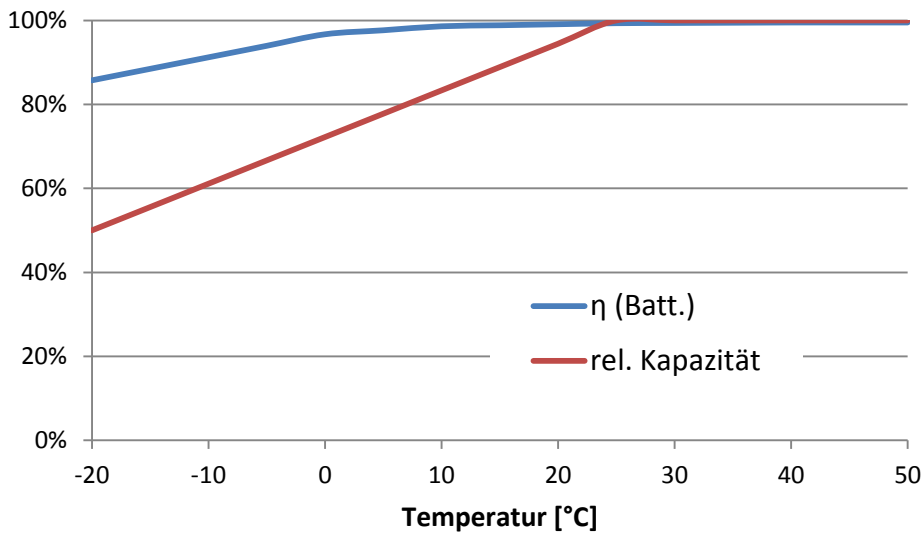
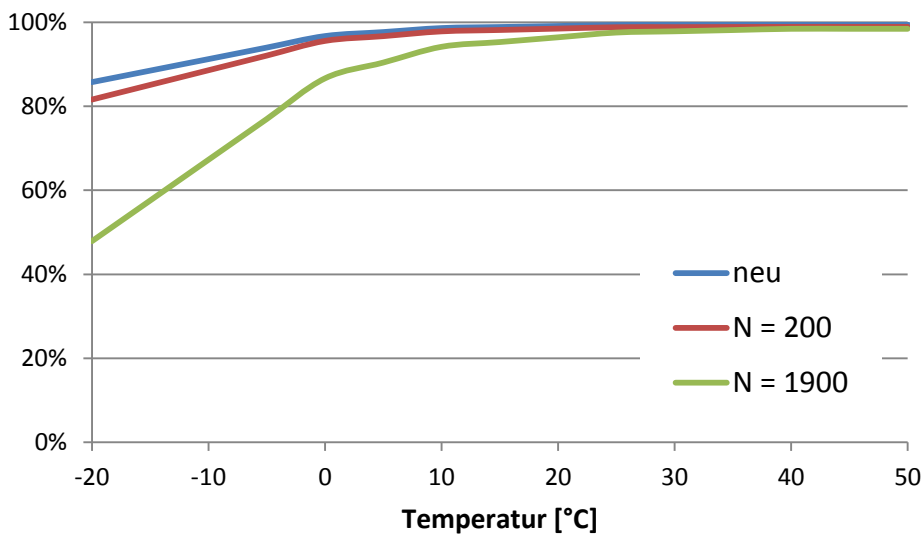


Abbildung 55: Temperaturabhängiger Batteriewirkungsgrad bei unterschiedlicher Alterung (N = Zyklenzahl)



Quelle: [Waag et al., 2013]

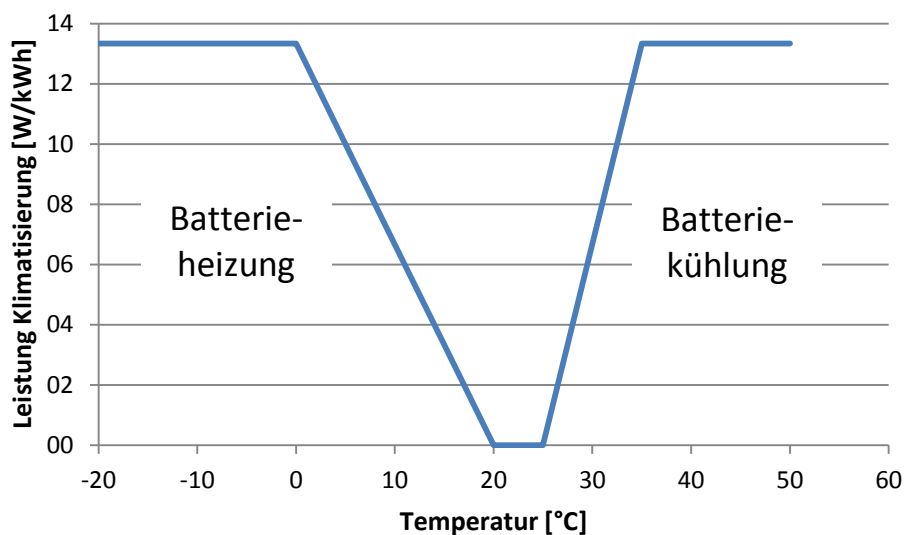
Zur Abbildung der Batteriealterung greift das eLCAR-Batteriemodell sowohl auf empirische als auch Simulationsergebnisse für Automotive-Batteriezellen (~ 40 Ah) aus verschiedenen Quellen zurück. Die Datengrundlage für die kalendarische Alterung (Innenwiderstand und Kapazität) stammt primär aus einem semi-empirischen Batteriemodell des US-amerikanischen National Renewable Energy Laboratory, das in [Smith et al., 2012] beschrieben wird. Hier wurden Aus-

⁵³ fabrikneue Zellen, Wirkungsgrad bei 80% Ladezustand, auf Grundlage von [Waag et al., 2013], [Buchmann, 2014] und [NREL, 2013a].

wertungen für viele verschiedene reale Klimaprofile gemacht, aus denen sich die Abhängigkeit der Batteriealterung von der Durchschnittstemperatur ableiten lässt. Für den zyklenbedingten Kapazitätsverlust wurden ebenfalls Daten herangezogen, die anhand realer Klimabedingungen modelliert wurden⁵⁴ [NREL, 2013b]. Die zyklenbedingte Erhöhung des Innenwiderstands wurde auf Grundlage von umfangreichen Messungen des Instituts für Stromrichtertechnik und Elektrische Antriebe (ISEA) der RWTH Aachen modelliert [Waag et al., 2013].

Generell ist ein Betrieb der Batterie in etwa bei Raumtemperatur technisch am günstigsten, da hier die Wirkungsgrade gut und der Verschleiß noch relativ gering ist. Zudem ist die Kapazität der Batterie bei Raumtemperatur noch nicht eingeschränkt und für den Antrieb steht die volle Leistung zur Verfügung. Aus diesen Gründen wird für die Batterie in der Regel eine Möglichkeit zur Klimatisierung vorgesehen, um die Betriebstemperatur in einem eng begrenzten Bereich zu halten. Die Klimatisierung benötigt zwar Energie, kann aber helfen, thermische Verluste innerhalb der Batterie zu vermeiden. Der Energiebedarf für die Klimatisierung wurde auf Grundlage von Expertenbefragungen in Abhängigkeit der Umgebungstemperatur abgeschätzt (Abbildung 56).

Abbildung 56: Spezifische Leistungsaufnahme der Batterieklimatisierung in Abhängigkeit der Umgebungstemperatur



Quelle: Annahmen IFEU.

Die Hersteller verfolgen unterschiedliche Strategien des Temperaturmanagements. Eine aktive Kühlung ist fast immer vorgesehen, da mit einer Überhitzung der Batterie gravierende Sicherheitsprobleme einhergehen („Thermal Runaway“). Diese kann durch Zuführung von Kabinenluft, Integration in den Kältemittelkreislauf der Kabinenklimaanlage oder durch einen eigenen Kühlkreislauf erfolgen [Zeyen / Wiebelt, 2013]. Eine Batterieheizung haben hingegen nur einige Fahrzeugmodelle, teilweise ist sie auch als kostenpflichtige Zusatzausstattung verfügbar (z.B. BMW i3). In einigen Fällen können die thermischen Verluste der Batterie ausreichend sein, um die Batterie in den Zieltemperaturbereich „zurückzuheizen“. Insgesamt ergibt sich aus diesen

⁵⁴ Hier liegt das Temperaturprofil von Minneapolis, Minnesota, USA zugrunde, das dem deutschen ähnlich ist.

Faktoren eine große Bandbreite an möglichen Energiebedarfen zur Klimatisierung der Batterie, weswegen Abbildung 56 nicht ohne weiteres verallgemeinert werden kann.

8.3.4 Parameter und Ergebnisse für Energieverbrauch und Lebensdauer

Aus Sachbilanz des Beispielfahrzeugs (siehe Kap.8.2) ergeben sich die Gesamtgewichte der verschiedenen untersuchten Fahrzeugkonfigurationen (Tabelle 21). Zur Berechnung der Energieverbräuche während der Fahrt wurden auf diese Werte noch das Fahrergewicht (75 kg) sowie bei Verbrennungsfahrzeugen etwa eine halbe Tankfüllung Kraftstoff (25 kg) aufgeschlagen. Für die aerodynamischen Fahrzeugparameter werden die Werte eines Golf VI verwendet (entsprechend [IFEU, 2013]: Frontfläche 2,2m², Rollwiderstandsbeiwert 0,0083 und Luftwiderstandsbeiwert 0,311), als Abgasnorm wird die Eurostufe 6 angenommen, die ab dem 1.9.2015 alle neu zugelassenen Pkw einhalten müssen.

Tabelle 21: Fahrzeuggewichte (ohne Fahrer / Sprit)

	ICEV Otto	HEV Otto	ICEV Diesel	PHEV20 Otto	PHEV50 Otto	PHEV80 Otto	BEV100	BEV250
2015	1200 kg	1306 kg	1200 kg	1386 kg	1487 kg	1587 kg	1464 kg	2102 kg
2030	1032 kg	1118 kg	1043 kg	1172 kg	1224 kg	1275 kg	1136 kg	1427 kg
Veränderung	-14%	-14%	-13%	-15%	-18%	-20%	-22%	-32%

Je nach Antrieb treten im Fahrzeug unterschiedliche Energieverluste auf (

Tabelle 22). Der Ladewirkungsgrad ist für AC-Ladung an einer Schuko-Steckdose angegeben; für Ladegerät und Zuleitungen wird dabei nach [Böhm et al., 2012] eine Effizienz von 90 % angenommen. Der Wirkungsgrad der Batterie während der Fahrt hängt mit dem Verhältnis aus Batteriekapazität und Leistungsanforderung zusammen: bei PHEV mit kleiner Batterie ist die Leistungsanforderung pro Batteriezelle deutlich größer und damit der Energieverlust höher (trotz Optimierung dieser Zellen auf hohe Leistung). Für das Jahr 2030 werden die Batterie- und Ladewirkungsgrade konstant belassen: zwar sind hier Verbesserungen denkbar, es wird jedoch als wahrscheinlich angesehen, dass auch die spezifischen Leistungsanforderungen an die Batterie und vor allem die Ladeleistung zunehmen werden (Stichwort Schnellladung, siehe Kap.4.1.3.4), wodurch die Verbesserungen voraussichtlich kompensiert werden. Beim Elektromotor (Permanentmagnet-Synchronmaschine) wird nach [Doppelbauer, 2013] ein mittlerer Wirkungsgrad von 90 % angenommen, für das Szenario 2030 wird ein weiteres Optimierungspotential unterstellt.

Die Effizienz des Getriebes hängt wesentlich mit dessen Komplexität zusammen und wird auf Grundlage von [Kasper / Schünemann, 2012] angesetzt: Schaltgetriebe, wie sie in konventionellen Fahrzeugen überwiegend eingesetzt werden, haben einen vergleichsweise geringen Wirkungsgrad, während BEV in der Regel mit einer festen Übersetzung auskommen. Bei PHEV hängt der Wirkungsgrad des Antriebsstrangs stark von Topologie und Betriebsmodus ab, in der Regel ist ihr Getriebe aber weniger komplex als bei ICEV.

Tabelle 22: Annahme zu den Wirkungsgraden des Antriebsstrangs

	ICEV / HEV	PHEV20 Otto	PHEV50 Otto	PHEV80 Otto	BEV100	BEV250
Wirkungsgrad Verbrennungsmotor	Modellierung entsprechend Fahrprofil und Betriebsmodus auf Grundlage von [Hausberger, 2010]					
Ladewirkungsgrad ¹		88.9 %	89.3 %	89.5 %	89.6 %	89.9 %
Batteriewirkungsgrad ²		91.5 %	94.3 %	96.1 %	96.6 %	98.7 %
Ø Wirkungsgrad E-Motor						
- Heute		90 %	90 %	90 %	90 %	90 %
- 2030		93 %	93 %	93 %	93 %	93 %
Ø Wirkungsgrad Antriebsstrang						
- Heute	92 %	95 %	95 %	95 %	97 %	97 %
- 2030	94 %	96 %	96 %	96 %	98 %	98 %
Nebenverbraucher	700 W	1200 W	1200 W	1200 W	1400 W	1400 W
¹ Wirkungsgrad von Batterie und Ladegerät während des Ladevorgangs (AC-Ladung 3,8 kW)						
² Wirkungsgrad der Batterie während des Entladevorgangs						

Die Ergebnisse für die Energieverbräuche Heute bzw. 2030 sind Tabelle 23 und Tabelle 25 zu entnehmen

Die Annahmen zum Nebenverbrauch beruhen auf Erkenntnissen aus der ökologischen Begleitforschung zum VW Flottenversuch [IFEU, 2013]. Die Unterschiede zwischen den Antrieben kommen vor allem dadurch zustande, dass die Abwärme des Verbrennungsmotors zum Heizen der Fahrgastzelle verwendet werden kann, während im elektrischen Betrieb eine (meist elektrische) Zusatzheizung erforderlich ist. Beim Nebenverbrauch sind grundsätzlich weitere Effizienzsteigerungen möglich (Isolation der Fahrgastzelle, Einsatz von LEDs, etc.). Auf der anderen Seite steigen die Anforderungen an Komfort und Sicherheit im Auto und damit auch die Zahl der elektrischen Komponenten weiterhin an. Für das Jahr 2030 wird der Nebenverbrauch daher konstant fortgeschrieben.

Für die Berechnung der Verbrauchsminderung durch den hybridischen Antriebsstrang bei HEV und PHEV im nicht-elektrischen Modus sind zeitlich hoch aufgelöste Simulationen des gesamten Antriebsstranges notwendig, die mit eLCAr derzeit noch nicht möglich sind. Die Verbrauchsvorteile durch die Hybridisierung gegenüber einem nicht-hybridisierten Antrieb wurden daher auf Grundlage von Berechnungen mit dem Modell AUTONOMIE abgeschätzt [Moawad / Rousseau, 2012; Saxena et al., 2014] und mit Praxisdaten abgeglichen ([Henninger, 2013], stichprobenartige Auswertungen auf der Website „SpritMonitor.de“).

Tabelle 23: Energieverbrauch und elektrische Fahranteile der Antriebskonzepte Heute (Kompaktklasse)

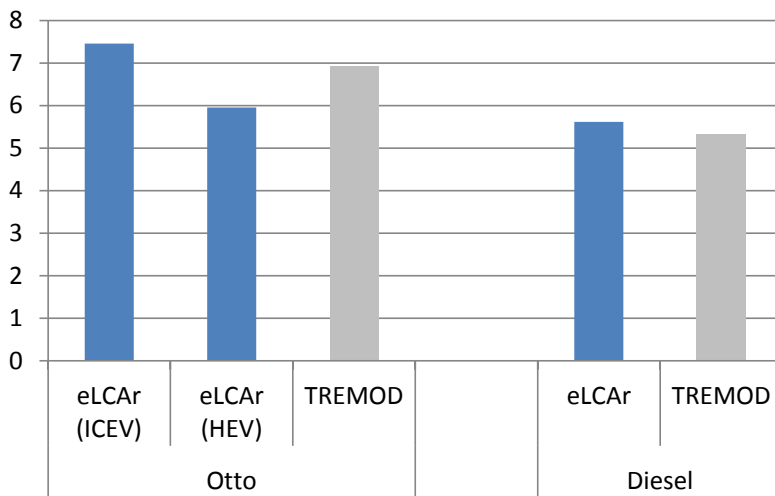
	ICEV Otto	HEV Otto	ICEV Diesel	PHEV20 Otto	PHEV50 Otto	PHEV80 Otto	BEV100	BEV250
Elektrischer Fahranteil								
- gesamt				45%	75%	85%		
- innerorts				80%	90%	100%		
- außerorts				35%	80%	92%		
- Autobahn				17%	40%	46%		
Kraftstoffverbrauch [l/100km]								
- innerorts	8.6	6.0	6.4	6.3	6.6	6.6		
- außerorts	6.5	5.2	5.0	5.6	5.5	6.5		
- Autobahn	7.6	6.9	5.7	7.3	7.7	9.7		
Stromverbrauch [kWh/100km]								
- innerorts				19.8	20.4	21.1	19.9	25.4
- außerorts				20.0	21.1	21.8	20.8	24.3
- Autobahn				20.3	22.2	24.5	27.1	29.7

Tabelle 24: Energieverbrauch der Beispielfahrzeuge aus den Segmenten "Mini", "Oberklasse" und „LNF“ Heute

	Mini		Oberklasse		LNF	
	ICEV Otto	BEV100	ICEV Diesel	PHEV80 Otto	ICEV Diesel	BEV100
Kraftstoffverbrauch [l/100km]						
- innerorts	7.2		7.7	7.6	9.6	
- außerorts	5.7		5.4	6.6	6.7	
- Autobahn	7.0		5.5	9.4	6.8	
Stromverbrauch [kWh/100km]						
- innerorts		16.1		25.7		27.1
- außerorts		18.1		23.6		26.3
- Autobahn		24.5		27.5		31.8

Ein Abgleich der modellierten Kraftstoffverbräuche mit den Werten des TREMOD-Basiszenarios [IFEU, 2012a] für das Jahr 2015 (Abbildung 57) zeigt eine gute Übereinstimmung (in der zugrundeliegenden Version 5.3 differenziert TREMOD noch nicht zwischen Hybrid- und Nichthybridfahrzeugen).

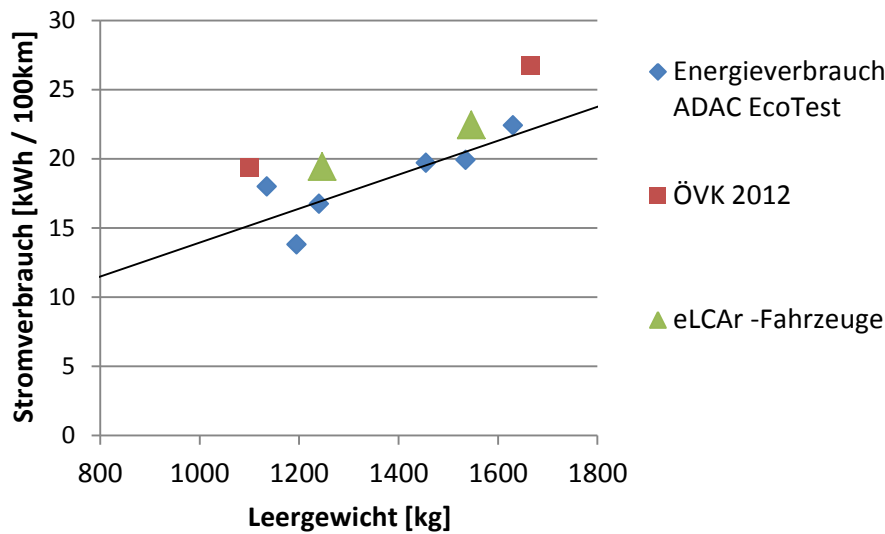
Abbildung 57: Abgleich der modellierten Kraftstoffverbräuche (l/100km) mit TREMOD (Kompaktklasse, Euro 6, inkl. Nebenverbrauchern)



Zum Abgleich der Stromverbräuche wurden Messungen des ADAC EcoTests herangezogen, bei denen der Testzyklus neben einem NEFZ-Anteil auch CADC-Anteile sowie Anteile des ADAC-Autobahnzyklus enthält [ADAC, 2012]. Diese liegen etwas unter den modellierten Werten, was zum einen durch die verschiedenen Fahrzyklen begründet ist (bei der Modellierung wurden die HBEFA-Zyklen verwendet) und zum anderen durch die Tatsache, dass die Modellierung im Gegensatz zum EcoTest eine für Deutschland realistische Verteilung der Außentemperaturen berücksichtigt; dies hat Auswirkungen auf Batteriewirkungsgrad und Nebenverbrauch.

Abbildung 58 zeigt zudem Messungen im Auftrag des Österreichischen Vereins für Kraftfahrzeugtechnik [ÖVK, 2012], die ebenfalls im EcoTest-Zyklus durchgeführt wurden. Im Gegensatz zu den Messungen des ADAC wurde hier der Stromverbrauch für unterschiedliche Außentemperaturen gemessen, mit der Vorgabe einer Klimatisierung der Fahrgastzelle auf 22°C. Die dargestellten Werte stellen eine Gewichtung der Messergebnisse entsprechend den deutschen Klimaverhältnissen dar. Die Werte weichen deutlich von den modellierten Werten nach oben ab, was vermutlich an der unterstellten vollständigen Klimatisierung der Fahrgastzelle auf die Zieltemperatur liegt, die bei niedrigen Außentemperaturen äußerst energieintensiv ist. Der eLCAr-Modellierung liegen hingegen empirische Daten für die tatsächliche Leistungsaufnahme der Klimatisierung im VW-Flottenversuch zugrunde [IFEU, 2013].

Abbildung 58: Abgleich der modellierten Stromverbräuche mit Messungen



Quelle: ADAC [ADAC, 2014] und Österreichischer Verein für Kraftfahrzeugtechnik [ÖVK, 2012].

Tabelle 25: Energieverbrauch und elektrische Fahranteile der Antriebskonzepte (Kompaktklasse) im Jahr 2030

	ICEV Otto	HEV Otto	ICEV Diesel	PHEV20 Otto	PHEV50 Otto	PHEV80 Otto	BEV100	BEV250
Elektrischer Fahranteil								
- gesamt				30%	60%	80%		
- innerorts				80%	80%	90%		
- außerorts				10%	60%	88%		
- Autobahn				5%	30%	44%		
Kraftstoffverbrauch [l/100km]								
- innerorts	6.6	4.4	4.9	4.7	4.8	4.8		
- außerorts	5.2	4.1	4.0	4.5	4.4	4.9		
- Autobahn	6.2	5.7	4.7	5.9	6.3	7.5		
Stromverbrauch [kWh/100km]								
- innerorts				17.4	17.5	17.8	16.8	19.3
- außerorts				17.9	18.6	19.1	18.2	19.6
- Autobahn				18.1	19.8	21.9	24.4	25.2

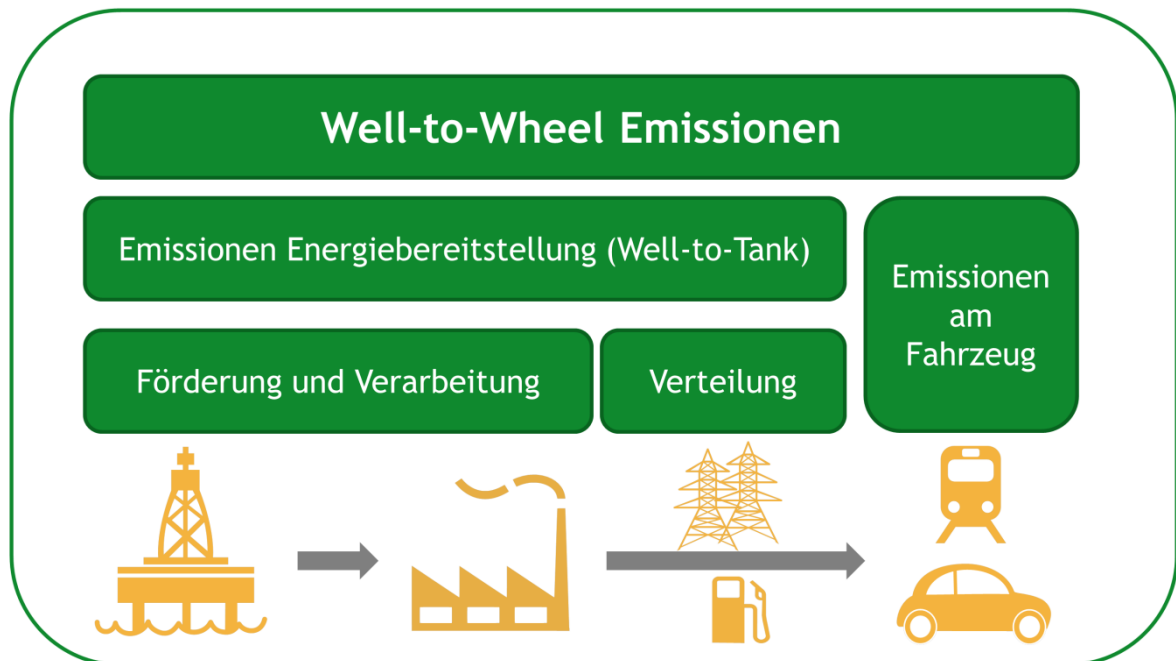
Weiterhin wurden mithilfe des Batteriemodells die Lebensdauern der Traktionsbatterie für die verschiedenen Fahrzeugkonzepte unter den angenommenen Durchschnittsbedingungen ermittelt. Dabei zeigt sich, dass sich diese gut mit der mittleren Lebensdauer von Pkw in Deutschland deckt. Es erscheint daher aus heutiger Sicht plausibel, dass die Batterie nicht während des Fahrzeuglebens ausgetauscht werden muss oder dieses vorzeitig beendet. Bei sehr großen Batterien (wie hier beim BEV250) ist die spezifische Belastung der Batterie bei gleicher Fahrleis-

tung deutlich geringer; die Modellierung ergab hier eine zusätzliche Lebensdauer von etwa 2 Jahren. Da die Alterung aber hauptsächlich durch kalendarische Einflüsse gesteuert wird, ist dieser Unterschied bei der Lebensdauer zu den anderen Konzepten eher gering und seine Signifikanz beim jetzigen Kenntnisstand ungewiss.

8.4 Energiebereitstellung

Die Energiebereitstellung ist ein wichtiger Bestandteil der Ökobilanz, insbesondere bei einem Vergleich von Antriebskonzepten mit teilweise unterschiedlichen Energiequellen. In Fahrzeugen mit konventionellen Verbrennungsmotoren werden überwiegend fossile Otto- und Dieselmotoren genutzt, die aber einen steigenden Anteil an Biokraftstoffen enthalten. Der Plug-In-Hybrid verwendet zusätzlich Strom aus dem Netz. Die zur Herstellung des Kraftstoffs und Stroms notwendigen Aufwendungen von den Lagerstätten bis zum Tank bzw. bis zur Batterie (Well-to-Tank) werden in den Umweltbilanzen berücksichtigt. Dazu gehört die Förderung von Rohstoffen, deren Transport und Verarbeitung in Raffinerien oder Kraftwerken sowie die weitere Verteilung bis zum Fahrzeug (siehe Abbildung 59). Um unterschiedliche Rahmenbedingungen und Entwicklungen der Stromerzeugung in Szenarien abbilden zu können, erfolgt die Bilanzierung der Strombereitstellung nach Kraftwerken differenziert. Zukünftige Änderungen in der Kraftstoffzusammensetzung (Biokraftstoffe und Kraftstoffe aus unkonventionellen Vorkommen) werden ebenfalls berücksichtigt.

Abbildung 59: Überblick Well-to-Wheel-Emissionen



8.4.1 Strombereitstellung

Zur Bilanzierung der Strombereitstellung wird ein hochdifferenziertes Ökobilanzmodul zur Berechnung von Strombereitstellungsketten verwendet. Darin sind die grundsätzlichen Energieträger- und Kraftwerksarten als einzelne Module hinterlegt. Dieses Strommodul wird standardmäßig in allen IFEU-Ökobilanzen verwendet. Der Energieträgermix und wesentliche technische Kenngrößen der Energieanlagen können frei eingestellt werden. Die Systemgrenze des IFEU-Strommaster umfasst die gesamte Well-to-Tank-Kette, also

- die Brennstoffvorketten (Steinkohle, Braunkohle, Erdgas, Koks- und Hochofengas, Kernbrennelemente, Biomasse)
- die Kraftwerksprozesse zur Stromerzeugung mit Stein- und Braunkohle, Erd-, Koks- und Hochofengas, Biomasse, sowie Kern-, Wasser- und Windkraft.
- die Verteilung des Stroms bis zum Verbraucher mit entsprechenden Leitungs- und Umspannverlusten.

Die Aufwendungen der Herstellung von Anlagen werden bei der fossilen und nuklearen Stromerzeugung vernachlässigt und nur bei den Anlagen zur Erzeugung erneuerbarer Energien berücksichtigt. Hier stellen sie aufgrund der als gegeben angenommen Primärenergie der erneuerbaren Quellen die einzige Quelle von Umweltbelastungen dar. Betrachtet wird dann die Bereitstellung der bedeutendsten Baustoffe (Stahl in verschiedenen Legierungsstufen, diverse nicht-eisen Metalle, Kunststoffe, Zement, Beton, Bitumen u.a.) sowie die Energieaufwendungen zur Fertigung der Anlagen [Ecoinvent, 2008].

Abbildung 60: Module des IFEU-Strommaster

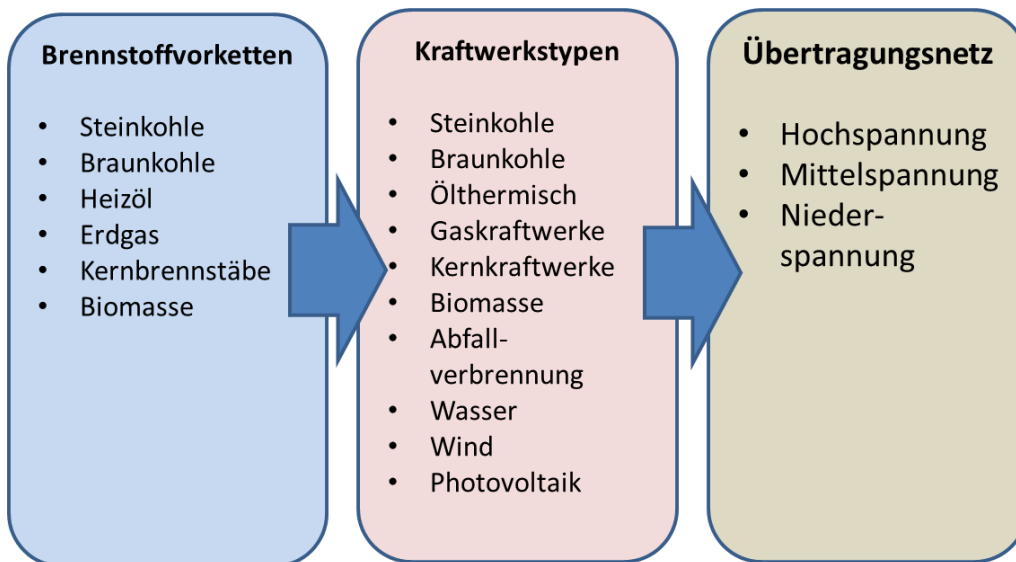


Abbildung 60 gibt eine Übersicht der einzelnen Module im IFEU-Strommaster: Brennstoffvorketten, Kraftwerkstypen und Netzebenen. Die Systemgrenze der Vorketten erstrecken sich vom Abbau bis zum Werktor des jeweiligen Kraftwerks und umfassen Transport, Aufbereitungs- und ggf. Raffinationsschritte. Berücksichtigt sind auch die Hilfs- und Betriebsstoffverbräuche wie auch die Beseitigung von entstehenden, nicht verwertbaren Abfällen. Die Systemgrenze jedes Kraftwerkmoduls umfasst dann die eigentlichen Kraftwerksprozesse zur Stromerzeugung, die Vorketten der Hilfs- und Betriebsstoffe (z.B. Kalksteinmehl, Ammoniak) und die Beseitigung von

entstehenden, nicht verwertbaren Abfällen auf Inertstoff- (z.B. Aschen, Granulate) oder Sonderabfalldeponien (z.B. REA-Schlamm).

Altersstruktur und Technologien der Kraftwerke unterscheiden sich deutlich, daher werden alte und moderne Kraftwerke unterschieden. Dabei wird für moderne Kraftwerke von einer Reduktion der NOx-Emissionen gegenüber dem heutigen Bestand von 20 % ausgegangen (dies kann z.B. durch Rauchgaswäsche nach neuestem Stand der Technik erreicht werden). Zusätzlich kann der Wirkungsgrad der Kraftwerke frei eingestellt werden und ist für den aktuellen Kraftwerkspark im IFEU-Strommaster voreingestellt. Für die Strommixe in 2030 wurden die mittleren Wirkungsgrade im Rahmen der Begleitforschung für den von der Bundesregierung geförderten „Flottenversuch Elektromobilität“ abgeleitet (siehe hierzu die ausführliche Dokumentation in [IFEU, 2013]) und direkt in eLCAR eingespeist. Weiterhin werden Umspann- und Leitungsverluste berücksichtigt. Die Höhe dieser Verluste hängt vom Spannungsniveau des nachgefragten Stroms ab. Als mittlere Netzverluste werden 6,1 % angenommen.

Braunkohle-, Steinkohle- und Gaskraftwerke erzeugen heute noch etwa 50 % des Stroms in Deutschland (siehe Tabelle 26). Der Strommixe für 2030 wurde ebenfalls im Rahmen des Vorläuferprojektes [IFEU, 2013] abgeleitet. Im durchschnittlichen Mix ergeben sich hier vor allem eine deutliche Reduktion des Braunkohleanteils an der Strombereitstellung sowie ein Beitrag erneuerbarer Energiequellen von etwa 60 %, insbesondere durch Windkraftanlagen.

Tabelle 26: Kraftwerkmix der Strombereitstellung in Deutschland Heute und 2030

	Strommix 2012	Strommix 2030
Gas	12 %	12 %
Steinkohle	20 %	17 %
Braunkohle	28 %	8 %
Kernenergie	17 %	0 %
Wasserkraft	3,5 %	7 %
Windkraft	7,8 %	44 %
Photovoltaik	4,9 %	4 %
Biomasse	7 %	7 %

Quellen: [AGEB, 2013; ISI, 2012b]

Für den durchschnittlichen Strommix in Deutschland ergibt sich damit heute für jede bereitgestellte Kilowattstunde eine Klimabelastung von ca. 622 g CO₂-Äquivalenten, welche bis 2030 auf 314 g CO₂-Äquivalenten zurückgeht. Dies wird vor allem durch den höheren Anteil erneuerbarer Energien und eine Verschiebung der fossilen Energieerzeugung hin zu Gaskraftwerke bestimmt.

8.4.2 Bereitstellung von Kraftstoffen

In Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren (Diesel- und Otto-Pkw, Plug-In-Hybride und Fahrzeugen mit Range Extender) werden heute vorwiegend die erdölbasierten Diesel- und Otto-Kraftstoffe eingesetzt. Aufgrund der EU-Biokraftstoffrichtlinie 2003/30/EC ([EU 2003]) und der in Deutschland bis 2007 wirksamen Steuerbefreiung von Biokraftstoffen hat sich der Anteil der Biokraftstoffe in den letzten Jahren in Deutschland stark erhöht. Biokraftstoffe verbessern in der Regel die Klimabilanz konventioneller Fahrzeuge, da der enthaltene Kohlenstoff zuvor durch Wachstum der Biomasse aus der Atmosphäre entnommen wurde.

Daher werden hier betrachtet:

- Benzin und Dieselkraftstoff aus deutschen Raffinerien
- Biokraftstoffe (Bioethanol, Biodiesel)

Die betrachteten Kraftstoffe unterscheiden sich dabei z.T. erheblich hinsichtlich ihrer Dichte und ihres Energiegehaltes (siehe Tabelle 27).

Tabelle 27: Energieinhalt und Dichte der berücksichtigten Kraftstoffe

	Benzin fossil	Bioethanol	Diesel fossil	Biodiesel
Energiegehalt (kJ/kg)	43.543	26.917	42.960	37.242
Dichte (kg/l)	0,742	0,782	0,832	0,879

Quelle: [IFEU, 2012a]

Benzin und Dieselkraftstoff

Die Modellierung der Raffinerieprozesse erfolgt in UMBERTO mit einem am IFEU entwickelten Raffinerie-Modell, das in verschiedenen IFEU-Projekten entwickelt und eingesetzt wurde (insbesondere [UBA, 2004]). Zudem wird die Bereitstellung der Energieträger (vom Bohrloch bis zur Raffinerie) berücksichtigt. Die wesentlichen Basisdaten gehen zurück auf [Hedden / Jess, 1994] und [FZ Jülich, 1994], den Mineralölwirtschaftsverband [MWV, 2001] und zahlreiche von IFEU direkt recherchierte Unternehmensdaten.

Die Zurechnung auf das Kuppelprodukt Heizöl erfolgt nach massenbasierter Allokation. Der Aufwand von Crackprozessen, die zur Minimierung schwerer Rückstände dienen, wird nicht auf die danach verbleibenden Rückstände angerechnet.

Biokraftstoffe

Die Basisdaten zur Bereitstellung der hier betrachteten Biokraftstoffe basieren auf den Ergebnissen eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik und dem Umweltbundesamt [IFEU, 2011b]. Die Berechnungsweise der Treibhausgaswerte für die betrachteten Biokraftstoffe folgt dabei den Regeln der Erneuerbare Energie Richtlinie [EU, 2009] und wurde um die klassischen Luftschadstoffe sowie Primärenergie erweitert. Landnutzungsänderung können zu einer gravierenden Änderung der Umweltbilanz von Biokraftstoffen führen, sind aber methodisch schwer zu erfassen. Da Biokraftstoffe kein Fokus dieser Studie sind, werden Landnutzungsänderungen in den verwendeten Werten nicht berücksichtigt

Die Daten für Luftschadstoffe wurden dabei nach der gleichen methodischen Vorgehensweise und den analogen Basisdaten, die den „typischen Werten“ für THG-Emissionen nach Anhang V der Richtlinie 2009/28/EG entsprechen, errechnet. Dabei wurden zunächst die Daten- und Modellstruktur der Herstellungsketten herangezogen, wie sie im von der EU geförderten Projekt BioGrace zu Grunde gelegt wurden, um die „typischen Werte“ für THG-Emissionen nach Anhang V der Richtlinie 2009/28/EG [EU, 2009] exakt nachzuberechnen. So wurden z.B. zu den entsprechenden Strom-, Dünger-, Diesel-Vorkettenwerten die Datenwerte zu Emissionen und Primärenergie aus den dort verwendeten Datenquellen in ein Umberto-Netz eingepflegt. Liegen in den Originaldatenquellen nur Treibhausgaswerte vor, so wurden die Daten von IFEU nach Maßgabe höchstmöglicher Analogie zu den Originaldaten ergänzt.

Kraftstoffmix

In der Praxis kommen heute in der Regel Kraftstoffe mit einer Beimischung an Biokraftstoffen zum Einsatz. Die Änderungen des Beimischungsanteils werden in den Szenarien betrachtet. Die weitere Entwicklung wird hinsichtlich des Kraftstoffmix als Szenario abgebildet, die Bereitstellungsprozesse werden dabei jedoch unverändert übernommen. Zwar sind zusätzliche Kraftstoffpfade (z.B. Biokraftstoffe der so genannten zweiten Generation) und weitere Prozessoptimierung denkbar. Eine detaillierte Modellierung dieser Entwicklungen ist jedoch nicht Fokus dieser Studie.

Der in den Umweltbilanzen angenommene Biokraftstoffanteil (siehe Tabelle 28) basiert für Deutschland auf TREMOD [IFEU, 2012a]. Für die heutige Situation wird Biodiesel vollständig aus Raps (RME) und Bioethanol aus Weizen angenommen. Für 2030 wird Bioethanol zu gleichen Teilen aus Weizen und Zuckerrohr und Biodiesel aus Raps und Palmöl angenommen.

Tabelle 28: Biokraftstoffbeimischung im Kraftstoffmix

	Heute		2030	
	Benzin	Diesel	Benzin	Diesel
Fossil (Raffinerie)*	95 %	91,3 %	90 %	87 %
Biokraftstoffe (Gesamt)	5 %	8,7 %	10 %	13 %

Quelle: [IFEU, 2009]

8.5 Tabellenanhang

Tabelle 29: Globale Sekundäranteile von Rohstoffen

Element	Sekundäranteil	Quelle
Aluminium	34%	[UNEP, 2011]
Antimon	20%	[UNEP, 2011]
Beryllium	25%	[UNEP, 2011]
Blei	51%	[UNEP, 2011]
Cadmium	25%	[UNEP, 2011]
Kobalt	20%	[CDI, 2010]
Eisen, hochlegiert	28%	[UNEP, 2011]
Eisen, niedriglegiert	41%	[UNEP, 2011]
Germanium	10%	[Jorgenson, 2006]
Gold	30%	[UNEP, 2011]
Iridium	17%	[UNEP, 2011]
Kupfer	37%	[UNEP, 2011]
Magnesium	33%	[UNEP, 2011]
Mangan	4%	[Jones, 2001]
Nickel	39%	[NI, 2010]
Palladium	50%	[UNEP, 2011]
Platin	50%	[UNEP, 2011]
Rhodium	40%	[UNEP, 2011]
Silber	30%	[UNEP, 2011]
Tantal	20%	[TIC, 2008]
Titan	38%	[ISI / IZT, 2009]
Wolfram	34%	[ITIA, 2010]
Zinn	13%	[UNEP, 2011]
Zink	27%	[UNEP, 2011]
Zirkon	1%	[UNEP, 2011]

Tabelle 30: Teilnehmer Projektworkshop am 10.04.2013 im BMUB Berlin

Name	Institution
Markus Becker	BMUB
Jörg Reim	Evonik Litarion GmbH
Torsten Hummen	Fraunhofer ISI
Axel Liebich	IFEU
Claudia Kämper	IFEU
Hinrich Helms	IFEU
Jürgen Giegrich	IFEU
Christian Bauer	Paul Scherer Institut
Christoph Schäper	RWTH Aachen, ISEA
Christian Hanisch	TU Braunschweig
Tina Dettmer	TU Braunschweig
Lars Mönch	UBA
Martin Lange	UBA
Regina Kohlmeyer	UBA

Tabelle 31: Teilnehmer Projektworkshop am 19.02.2014 im BMUB Berlin

Name	Institution
Markus Becker	BMUB
Torsten Hummen	Fraunhofer ISI
Claudia Kämper	IFEU
Hinrich Helms	IFEU
Julius Jöhrens	IFEU
Jürgen Giegrich	IFEU
Regine Vogt	IFEU
Udo Lambrecht	IFEU
Matthias Rogge	RWTH Aachen
Philipp Sinhuber	RWTH Aachen
Christian Hanisch	TU Braunschweig
Tina Dettmer	TU Braunschweig
Andreas Ostermeier	UBA
Lars Mönch	UBA
Martin Lange	UBA
Regina Kohlmeyer	UBA

9 Quellenverzeichnis

- A123 (2011): Datenblatt: Nanophosphate® High Power Lithium Ion Cell. Waltham.
- ADAC (2012): EcoTest: Test- und Bewertungskriterien. 19.06.1100 - IN 27473 – STAND 03-2012. Allgemeiner Deutscher Automobil-Club. München. S. 1–7.
- ADAC (2014): ADAC EcoTest - Online-Datenbank. Allgemeiner Deutscher Automobil-Club. München. <http://www.adac.de/infotestrat/tests/eco-test/default.aspx> (abgerufen am: 16.05.2014).
- AGEB (2013): Auswertungstabellen zur Energiebilanz für die Bundesrepublik Deutschland 1990 bis 2012. Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V. Berlin. <http://www.ag-energiebilanzen.de/DE/daten-und-fakten/auswertungstabellen/auswertungstabellen.html> (abgerufen am: 15.05.2014).
- Bardt, H. (2008): Sichere Energie- und Rohstoffversorgung: Herausforderung für Politik und Wirtschaft? IW Positionen, Beiträge zur Ordnungspolitik Nr. 36. Köln.
- Bauer, C. (2010): Ökobilanz von Lithium-Ionen Batterien: Analyse der Herstellung von Energiespeichern für den Einsatz in Batteriefahrzeugen. Eine Studie im Auftrag der Volkswagen AG. Paul Scherrer Institut, Labor für Energiesystem-Analysen (LEA). Villigen.
- BCG (2010): Batteries for Electric Cars: Challenges, Opportunities and the Outlook to 2020. The Boston Consulting Group. <http://www.bcg.com/documents/file36615.pdf> (abgerufen am: 26.05.2014).
- Bentrop, F. / Küsters, J. / Lammel, J. / Kuhlmann, H. (2002): Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. In: *International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 7, No.6, S. 339–348.
- BMWi (2010): Rohstoffstrategie der Bundesregierung: Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung Deutschlands mit nicht-energetischen mineralischen Rohstoffen. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie. Berlin.
- Böhm, T. / Vollbrecht, A. / Nachtigal, V. / Gailus, A. / Klink, M. (2012): Gesamtstatus Flottenversuch, Status Volkswagen. Präsentation zum Abschlusstreffen Flottenversuch Elektromobilität am 13.12.2012 in Wolfsburg. Volkswagen AG. Wolfsburg.
- Boulay, A.-M. / Bouchard, C. / Bulle, C. / Deschênes, L. / Margni, M. (2011): Categorizing water for LCA inventory. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 16, No.7, S. 639–651.
- Buchmann, I. (2014): Discharging at High and Low Temperatures. Battery University. http://batteryuniversity.com/learn/article/discharging_at_high_and_low_temperatures (abgerufen am: 16.05.2014).
- Bundesregierung (2009): Nationaler Entwicklungsplan Elektromobilität. Berlin. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nep_09_bmu_bf.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).
- Bundesregierung (2012): Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRes). Berlin. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/progress_bf.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).
- Burke, A. / Miller, M. (2009): Performance Characteristics of Lithium-ion Batteries of Various Chemistries for Plug-in Hybrid Vehicles. In: *EVS24 International Battery, Hybrid and Fuel Cell Electric Vehicle Symposium*. S. 1–13.

- CDI (2010): E-Mail Korrespondenz mit David Weight 15.04.2010. The Cobalt Development Institut.
- CML (2004): CML Impact Assessment, Version 2.7, April 2004, last update July 2002. Institute for Environmental Sciences Leiden University. Leiden.
- CML (2007): CML Impact Assessment, Version 3.2, Dec 2007, last update Nov 2007. Institute of Environmental Sciences Leiden University. Leiden.
<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/index.html> (abgerufen am: 20.03.2014).
- DERA (2012a): DERA-Rohstoffliste 2012: Angebotskonzentration bei Metallen und Industriemineralen – Potenzielle Preis- und Lieferrisiken. Deutsche Rohstoff-Agentur. Berlin.
- DERA (2012b): Metallrecycling in Deutschland: eine wichtige Rohstoffquelle. Berlin.
www.detmold.ihk.de (abgerufen am: 07.05.2014).
- Difu / Bundesverband CarSharing (2014): Carsharing-Boom hält an: Jahresbilanz 2013 zum deutschen Carsharing zeigt deutlich gestiegene Nutzerzahlen. Deutsches Institut für Urbanistik. Bundesverband CarSharing e.V. Berlin. <http://www.difu.de/presse/2014-02-27/carsharing-boom-haelt-an.html> (abgerufen am: 19.05.2014).
- DLR (2011): Abstimmung der Energie- und Verkehrsszenarien bis 2030 - Internes Arbeitspapier „Flottenversuch Elektromobilität“.
- Doppelbauer, M. (2013): Elektrische Traktionsantriebe heute und in Zukunft. Karlsruher Institut für Technologie. Karlsruhe.
- Dunn, J. B. / Gaines, L. / Sullivan, J. / Wang, M. Q. (2012): Impact of recycling on cradle-to-gate energy consumption and greenhouse gas emissions of automotive lithium-ion batteries. In: *Environmental science & technology*. Vol. 46, No.22, S. 12704–10.
- EC / JRC (2011): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Publications Office of the European Union. Luxemburg.
- ECC (2013): ECC-LFPP 42/45. ECC Reppenning GmbH. Geesthacht.
- Ecoinvent (2008): Ecoinvent Database Version 2.2. Ecoinvent Centre. Zürich.
- EU (2009): Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. Europäische Union. Brüssel.
- European Commission (2010): Critical raw materials for the EU. Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials. Brüssel.
- Fehrenbach, H. (2000): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen. internes Arbeitspapier Institut für Energie- und Umweltforschung. Heidelberg.
- Follmer, R. / Lenz, B. (2008): Mobilität in Deutschland 2008 - Tabellenband. Berlin.
- Friedrich, B. / Vest, M. / Georgi-Maschler, T. / Wang, H. (2013): Recycling als Teil der Wertschöpfungskette. In: A. KAMPKER / D. VALLÉE / A. SCHNETTLER: *Elektromobilität: Grundlagen einer Zukunftstechnologie*. Springer Vieweg. Berlin, Heidelberg.
- Frischknecht, R. (2012): Umweltaspekte von Elektroautos - Ein Argumentarium. ESU-services Ltd. Uster.
- FZ Jülich (1994): Programmgruppe Technologieforschung. Bericht zum Teilprojekt 3. ‚Primärenergie‘ des Forschungsvorhabens ‚Instrumente für Klimagas- Reduktionsstrategien (IKARUS)‘. FKZ BMFT ET 9188A.

- Gaines, L. / Dunn, J. (2012): Comparison of Li-Ion Battery Recycling Processes by Life-Cycle Analysis. Argonne National Laboratory. Baltimore.
- Goonan, T. G. (2012): Lithium use in batteries. In: *U.S. Geological Survey Circular*. Vol. 1371.
- Gruber, P. W. / Medina, P. a. / Keoleian, G. a. / Kesler, S. E. / Everson, M. P. / Wallington, T. J. (2011): Global Lithium Availability. In: *Journal of Industrial Ecology*. Vol. 15, No.5, S. 760–775.
- Guinée, J. B. / Gorée, M. / Heijungs, R. / Huppes, G. / Kleijn, R. / Koning, A. de / Oers, L. va. / Wegener Sleswijk, A. / Suh, S. / Udo de Haes, H. A. / Bruijn, H. d. / Duin, R. va. / Huijbregts, M. A. J. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.
- Guttenberg, P. (2004): Der Autarke Hybrid am Prüfstand – Funktion, Kraftstoffverbrauch und energetische Analyse. Institut für Maschinen- und Fahrzeugtechnik, Technische Universität München. Dissertation. München.
- Haan, P. De / Zah, R. (2013): Chancen und Risiken der Elektromobilität in der Schweiz. Zentrum für Technologiefolgen-Abschätzung. Dübendorf.
http://www.vdf.ethz.ch/service/3487/3488_Chancen-und-Risiken-der-Elektromobilitaet-in-der-Schweiz_OA.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).
- Hagelüken, C. (2012): Secondary Raw Material Sources for Precious and Special Metals. In: R. SINDING-LARSEN / F.-W. WELLMER: *Non-Renewable Resource Issues: Geoscientific and Societal Challenges*. International Year of Planet Earth Springer. S. 195–212.
- Hausberger, S. (2010): Daten per Email am 13.9.2010. TU Graz. Graz.
- Hausberger, S. / Rexeis, M. / Zallinger, M. / Luz, R. (2009): Emission Factors from the Model PHEM for the HBEFA Version 3. Graz.
- Hawkins, T. R. / Singh, B. / Majeau-Bettez, G. / Strømman, A. H. (2013): Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. In: *Journal of Industrial Ecology*. Vol. 17, No.1, S. 53–64.
- Hedden, K. / Jess, A. (1994): Bereich Raffinerien und Ölveredelung. Bericht zum Teilprojekt 4 ‚Umwandlungssektor‘ des Forschungsvorhabens ‚Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien (IKARUS)‘. FKZ BMFT ET 9188A.
- Held, M. (2011): Fraunhofer System Research for Electromobility (FSEM) - Current LCA results and need for further research.
- Henninger, H. (2013): Benzin, Diesel oder Hybrid: Wie groß sind die Verbrauchsunterschiede in den unterschiedlichen Fahrzeugklassen und den Einsatzgebieten Stadt, Land und Autobahn? In: *auto touring*. No.11, S. 33–35.
- Hoekstra, A. Y. / Chapagain, A. K. / Aldaya, M. M. / Mekonnen, M. M. (2011): The Water Footprint Assessment Manual. Earthscan. London, Washington DC.
- Hoekstra, A. Y. / Hung, P. Q. (2002): Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series No 11, UNESCO-IHE. Delft. www.waterfootprint.org/Reports/Report11.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).
- IE Leipzig / Ecofys Germany / GET AG (2014): Marktanalyse Ökostrom. UBA Texte 2014/04. M. Reichmuth. Dessau-Roßlau.
- IFEU (2009): Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1960 - 2030. Erstellung der Software TREMOD - Transport Emission Model im Auftrag des UBA (FZK 204 45 139); ab 1993 mit verschiedenen Aktualisierungen und

Erweiterungen; dazu Kooperationsabkommen mit VDA Frankfurt; MWV Hamburg; Deutsche Bahn AG, Deutsche Lufthansa, TU. Heidelberg.

- IFEU (2011a): Umbrella: Umweltbilanzen Elektromobilität - Grundlagenbericht. Wissenschaftlicher Grundlagenbericht gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. H. Helms, J. Jöhrens, J. Hanusch, U. Höpfner, U. Lambrecht, M. Pehnt. Institut für Energie- und Umweltforschung. Heidelberg. <http://www.emobil-umwelt.de/> (abgerufen am: 02.08.2013).
- IFEU (2011b): Erweiterung der Treibhausgas-Bilanzen ausgewählter Biokraftstoffpfade. K. Sybille, H. Fehrenbach. Institut für Energie- und Umweltforschung. Im Auftrag der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) und dem Umweltbundesamt (UBA). Heidelberg.
- IFEU (2012a): Aktualisierung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030" (TREMODO, Version 5.3). W. Knörr. Institut für Energie- und Umweltforschung. Heidelberg.
- IFEU (2012b): Indikatoren / Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion. UBA Text 01,2012. J. Giegrich, A. Liebich, C. Lauwigi, J. Reinhardt. Institut für Energie- und Umweltforschung. Dessau.
- IFEU (2013): Ökologische Begleitforschung zum Flottenversuch Elektromobilität - Endbericht. H. Helms, U. Lambrecht, J. Jöhrens, M. Pehnt, A. Liebich, U. Weiß, C. Kämper. Institut für Energie- und Umweltforschung. Heidelberg.
- ifmo (2011): Mobilität junger Menschen im Wandel – multimodaler und weiblicher. München. http://www.ifmo.de/tl_files/publications_content/2011/ifmo_2011_Mobilitaet_junger_Menschen_de.pdf (abgerufen am: 19.05.2014).
- IIASA (2005): Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Program. International Institute for Applied Systems Analysis im Auftrag der DG Environment. Laxenburg.
- IIP (2012): Flottenversuch Elektromobilität. Ergebnispräsentation zum Expertenworkshop am 31.10.2012 in Heidelberg. S. Babrowski, P. Jochem, H. Heinrichs. Institut für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion. Karlsruhe.
- INFRAS (2010a): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1. Dokumentation in Vorbereitung. Bern. www.hbefa.net.
- INFRAS (2010b): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1. Dokumentation in Vorbereitung. Bern. www.hbefa.net (abgerufen am: 15.05.2014).
- IPCC (2007): Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Genf.
- ISI (2009): Lithium für Zukunftstechnologien. G. Angerer, F. Marscheider-Weidemann, M. Wietschel, M. Wendl. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung.
- ISI (2010): Kupfer für Zukunftstechnologien. G. Angerer, A. Mohring, F. Marscheider-Weidemann, M. Wietschel. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung. Karlsruhe.
- ISI (2012a): Technologie-Roadmap Energiespeicher für die Elektromobilität 2030. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung. Karlsruhe. http://www.isi.fraunhofer.de/isi-media/docs/v/de/publikationen/Technologie_Roadmapping_Broschuere.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).
- ISI (2012b): Daten zur Kraftwerksauslastung per E-Mail. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung. Karlsruhe.

- ISI (2013): Markthochlaufszszenarien für Elektrofahrzeuge Langfassung. P. Plötz, T. Gnann, A. Kühn, M. Wietschel. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung. <http://www.isi.fraunhofer.de/isi-media/docs/e/de/publikationen/Fraunhofer-ISI-Markthochlaufszszenarien-Elektrofahrzeuge-Langfassung.pdf> (abgerufen am: 16.10.2013).
- ISI / IZT (2009): Rohstoffe für Zukunftstechnologien. G. Angerer, L. Erdmann, F. Marscheider-Weidemann, M. Scharp, A. Lüllmann, V. Handke, M. Marwede. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung. ISI-Schriftenreihe "Innovationspotenziale." Stuttgart.
- ITIA (2010): Tungsten brochure. International Tungsten Industry Association. London.
- IZT / adelphi (2011): Kritische Rohstoffe für Deutschland. L. Erdmann, S. Behrendt (Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung), M. Feil (adelphi). Berlin.
- Jones, T. S. (2001): Manganese Recycling in the United States in 1998. Open file report 01-304. U.S. Geological Survey. <http://pubs.usgs.gov/of/2001/of01-304/of01-304.pdf> (abgerufen am: 15.05.2014).
- Jorgenson, J. D. (2006): Germanium Recycling in the United States in 2000. In: *Geological Survey circular*. Vol. 1196, No.V.
- Kasper, R. / Schünemann, M. (2012): Elektrische Fahrtriebe - Topologien und Wirkungsgrad. In: *Motortechnische Zeitschrift*. No.10, S. 802–807.
- KBA (2011): Fachartikel: Fahrzeugalter. Friedrich Thordsen. Kraftfahrt-Bundesamt. Flensburg.
- KBA (2014): Bestand an Personenkraftwagen am 1. Januar 2014 nach Bundesländern und ausgewählten Kraftstoffarten absolut. Kraftfahrt-Bundesamt. Flensburg. http://www.kba.de/nn_269000/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/2014__b__umwelt__dusl__absolut.html (abgerufen am: 23.05.2014).
- Kerkow, U. / Martens, J. / Müller, A. (2012): Vom Erz zum Auto. Misereor. Aachen.
- Kim, T.-H. / Park, J.-S. / Chang, S. K. / Choi, S. / Ryu, J. H. / Song, H.-K. (2012): The Current Move of Lithium Ion Batteries Towards the Next Phase. In: *Advanced Energy Materials*. Vol. 2, No.7, S. 860–872.
- Kleine-Möllhoff, P. / Benad, H. / Beilard, FrankEsmail, M. / Knöll, M. / Holger, P. K. / Frank, B. / Esmail, M. / Ausblick, H. P. (2012): Die Batterie als Schlüsseltechnologie für die Elektromobilität der Zukunft Herausforderungen – Potenziale – Ausblick. In: *Reutlinger Diskussionsbeiträge zu Marketing & Management*. Vol. 3.
- Klinglmair, M. / Serenella, S. / Brandão, M. (2013): Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Klöpffer, W. / Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA): Ein Leifaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim.
- Köhler, U. (2011): Die Lithium-Ionen-Batterie: Ein modernes Energiespeichersystem für die Elektromobilität. Johnson Controls-Saft. MobilTec 2011, 6.04.2011. Hannover.
- Korthauer, R. (2013): Handbuch Lithium-Ionen-Batterien. Springer. Berlin, Heidelberg.
- Majeau-Bettez, G. / Hawkins, T. R. / Strømman, A. H. (2011): Life cycle environmental assessment of lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. In: *Environmental science & technology*. Vol. 45, No.10, S. 4548–54.
- Moawad, A. / Rousseau, A. (2012): Impact of Electric Drive Vehicle Technologies on Fuel Efficiency – Final Report. Argonne National Laboratory. Argonne.
- MWV (2001): Mineralöl-Zahlen 2001. Mineralölwirtschaftsverband e.V. Hamburg.

- NI (2010): E-Mail Korrespondenz mit Mark Mistry 02.04.2011.
- Notter, D. a / Gauch, M. / Widmer, R. / Wäger, P. / Stamp, A. / Zah, R. / Althaus, H.-J. (2010): Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. In: *Environmental science & technology*. Vol. 44, No.17, S. 6550–6.
- NPE (2012): Fortschrittsbericht der Nationalen Plattform Elektromobilität (Dritter Bericht). Nationale Plattform Elektromobilität. Berlin.
- NREL (2013a): Addressing the Impact of Temperature Extremes on Large Format Li-Ion Batteries for Vehicle Applications. Golden.
- NREL (2013b): Models for Battery Reliability and Lifetime: Applications in Design and Health Management. K. Smith, J. Neubauer, E. Wood, M. Jun, A. Pesaran. National Renewable Energy Laboratory. Ann Arbor.
- OECD (2011): OECD-Leitsätze für multinationale Unternehmen. Paris.
- Oeko-Institut (2011): OPTUM: Optimierung der Umweltentlastungspotenziale von Elektrofahrzeugen - Abschlussbericht. S. 30–40.
- OICA (2014): New Passenger Car Registrations or Sales. International Organization of Motor Vehicle Manufacturers (OICA). Paris. <http://www.oica.net/wp-content/uploads//pc-sales-2013-June-2014.pdf> (abgerufen am: 01.08.2014).
- Öko-Institut (2009): Renewability: Stoffstromanalyse nachhaltige Mobilität im Kontext erneuerbarer Energien bis 2030 - Teil 1: Methodik und Datenbasis. Berlin.
- Öko-Institut (2011a): Marktpotenziale und CO₂- Bilanz von Elektromobilität. Arbeitspakete 2 bis 5 des Forschungsvorhabens OPTUM: Optimierung der Umweltentlastungspotenziale von Elektrofahrzeugen. F. Hacker, R. Harthan, P. Kasten, C. Loreck, W. Zimmer. Öko-Institut. Gefördert vom Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berlin.
- Öko-Institut (2011b): Verbundprojekt : Entwicklung eines realisierbaren Recyclingkonzepts für die Hochleistungsbatterien zukünftiger Elektrofahrzeuge – LiBRI. M. Buchert, W. Jenseit, C. Merz, D. Schüler. Öko-Institut. Freiburg.
- Öko-Institut (2011c): Ökobilanz zum Recycling von Lithium-Ionen-Batterien (Projekt LithoRec). M. Buchert, W. Jenseit, C. Merz, D. Schüler. Öko-Institut. Freiburg.
- Öko-Institut (2011d): Study on Rare Earths and Their Recycling. D. Schüler, M. Buchert, R. Liu, S. Dittrich, C. Merz. Öko-Institut. Darmstadt.
- Öko-Institut (2012): Strompreisentwicklungen im Spannungsfeld von Energiewende, Energiemärkten und Industriepolitik - Der Energiewende-Kosten-Index (EKX).
- Öko-Institut / Daimler AG (2011): Ressourceneffizienz und ressourcenpolitische Aspekte des Systems Elektromobilität: Arbeitspaket 7 des Forschungsvorhabens OPTUM: Optimierung der Umweltentlastungspotenziale von Elektrofahrzeugen. M. Buchert, W. Jenseit, S. Dittrich, F. Hacker, E. Schüler-Hainsch, K. Ruhland, S. Knöfel, D. Goldmann, K. Rasenack, F. Treffer. Öko-Institut. Freiburg. <http://www.oeko.de/oekodoc/1334/2011-449-de.pdf> (abgerufen am: 08.05.2014).
- Olofsson, Y. / Romare, M. (2013): Life Cycle Assessment of Lithium-ion Batteries for Plug-in Hybrid Buses. Master of Science Thesis. Chalmers University of Technology. Gothenburg.
- ÖVK (2012): Batterieelektrische Fahrzeuge in der Praxis. Institut für Fahrzeugantriebe und Automobiltechnik, Technische Universität Wien. Wien.
- Pehnt, M. / Helms, H. / Lambrecht, U. / Dallinger, D. / Wietschel, M. / Heinrichs, H. / Kohrs, R. / Link, J. / Trommer, S. / Pollok, T. / Behrens, P. (2011): Elektroautos in einer von

- erneuerbaren Energien geprägten Energiewirtschaft. In: *Zeitschrift für Energiewirtschaft*. Vol. 35.
- Pfister, S. / Koehler, A. / Hellweg, S. (2009): Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. In: *Environmental science & technology*. Vol. 43, No.11, S. 4098–104.
- Protoscar (2010): LAMPO 2 (PURE BATTERY EV): SPECIFICATIONS.
- Sauer, D. U. / Kampker, A. / Deutschens, C. / Heimes, H. (2013): Batteriesysteme und deren Steuerung. In: A. KAMPKER / D. VALLÉE / A. SCHNETTLER: *Elektromobilität: Grundlagen einer Zukunftstechnologie*. Springer Vieweg. Berlin, Heidelberg.
- Saxena, S. / Phadke, A. / Gopal, A. (2014): Understanding the fuel savings potential from deploying hybrid cars in China. In: *Applied Energy*. Vol. 113, S. 1127–1133.
- Schade, W. / Zanker, C. / Kühn, A. / Kinkel, S. / Jäger, A. / Hettesheimer, T. / Schmall, T. (2012): Zukunft der Automobilindustrie: Innovationsreport. Berlin.
- Smith, K. / Earleywine, M. / Wood, E. / Neubauer, J. / Pesaran, A. (2012): Comparison of Plug-In Hybrid Electric Vehicle Battery Life Across Geographies and Drive Cycles. In: *SAE International*. Vol. 01.
- TIC (2008): E-Mail Korrespondenz mit Ulric Schwela 29.08.2008. Tantalum-Niobium International Study Center.
- Treffer, F. (2013): Lithium-Ionen-Batterie-Recycling. In: R. KORTHAUER: *Handbuch Lithium-Ionen Batterien*. Berlin, Heidelberg. S. 345–355.
- UBA (1999a): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. In: *UBA TEXTE*. UBA Texte 1999/92. Umweltbundesamt. Berlin.
- UBA (1999b): Emissionsbilanz Pkw über den gesamten Lebensweg. Universität Stuttgart, Institut für Energie- und Umweltforschung, PE International. Umweltbundesamt. Stuttgart.
- UBA (2004): Auswirkungen der neuen Kraft- und Brennstoffqualität auf die Abwasser und Abgasreinigungstechniken der Mineralölraffinerien. H. Fehrenbach, J. Giegrich, D. Neuhoff, Institut für Energie- und Umweltforschung. Umweltbundesamt. Berlin.
- UBA (2010): Emissionsberichterstattung der Bundesrepublik Deutschland 2010. Umweltbundesamt. Dessau.
- UBA (2013): Position: Kurzfristig kaum Lärminderung durch Elektroautos. Dessau-Roßlau. S. 1–5
http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/position_kurzfristig_kaum_laerminderung_im_verkehr.pdf (abgerufen am: 22.07.2014).
- UBA (2014): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013.
- UN Human Rights Council (2011): Guiding Principles on Business and Human Rights: Implementing the United Nations “Protect, Respect and Remedy” Framework. Report of the Special Representative of the Secretary-General on the issue of human rights and transnational corporations and other business enterprises, John Ruggie. UN Dok. A/HRC/17/31. Genf.
- UN SC (2009): Resolution 1896. vom 30. November 2009. New York.
- UN SC (2010): Resolution 1952. vom 20. November 2010. New York.
- UNECE (2014): Electric Vehicle Regulatory Reference Guide - DRAFT - EVE-09-03e.

- UNEP (2011): Recycling Rates of Metals: A Status Report. United Nations Environment Programme. Paris.
http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/PDFs/Metals_Recycling_Rates_110412-1.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).
- USGS (2011): Minerals Yearbook 2011. Various Minerals. US Geological Survey.
<http://www.usgs.gov> (abgerufen am: 12.03.2014).
- Vattenfall Innovation GmbH / Daimler AG (2011): Abschlussbericht zum Verbundprojekt: Elektrifizierung von Mercedes-Benz Kleintransportern in Entwicklung und Produktion (EMKEP). Stuttgart. <http://www.erneuerbar-mobil.de/de/projekte/foerderprojekte-aus-dem-konjunkturpaket-ii-2009-2011/wirtschaftsverkehr-feldversuche/abschlussberichte-wirtschaftsverkehr/abschlussbericht-emkep.pdf> (abgerufen am: 19.05.2014).
- vbw / IW Consult (2012): Rohstoffversorgung langfristig sichern. IW Consult GmbH Köln, unter Mitwirkung von Prof. Reller (WZU Augsburg), vbw – Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft e. V. München.
- VW (2008): Der Golf. Umweltprädikat - Hintergrundbericht. Volkswagen AG. Wolfsburg.
- VW (2010a): Umweltprädikat Golf Modelljahr 2010 - Hintergrundbericht.
- VW (2010b): Daten per Mail. B. Boßdorf-Zimmer.Volkswagen AG. Wolfsburg.
- VW (2010c): Der neue Transporter. Umweltprädikat - Hintergrundbericht. Volkswagen AG. Wolfsburg.
- VW (2014): Umweltprädikat e-Golf - Hintergrundbericht.
- Waag, W. / Käbitz, S. / Sauer, D. U. (2013): Experimental investigation of the lithium-ion battery impedance characteristic at various conditions and aging states and its influence on the application. In: *Applied Energy*. Vol. 102, S. 885–897.
- Wallentowitz, H. / von Zengen, K.-H. / Parr, T. / Wohlecker, R. / Wynards, D. (2003): Leichtbaupotential eines aluminiumintensiven Fahrzeugs. In: *Automobiltechnische Zeitschrift (ATZ)*. Vol. 3, No.105.
- Wood, E. / Neubauer, J. / Brooker, A. D. / Gonder, J. (2012): Variability of Battery Wear in Light Duty Plug-In Electric Vehicles Subject to Ambient Temperature, Battery Size, and Consumer Usage. In: *International Battery, Hybrid and Fuel Cell Electric Vehicle Symposium 26 (EVS26)*.
- Zeyen, M. G. / Wiebelt, A. (2013): Thermisches Management der Batterie. In: R. KORTHAUER: *Handbuch Lithium-Ionen-Batterien*. Springer Berlin Heidelberg. S. 165–176.