

*Technische Universität Berlin*



**Reinhard Eberle**

**Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im  
Automobilbau**

**Berlin 2000**

**D 83**

**Schriftenreihe B – Fahrzeugtechnik –  
des Institutes für Straßen-  
und Schienenverkehr**

**8**

**Im Institut für Straßen- und Schienenverkehr  
der Technischen Universität Berlin  
sind folgende Fachgebiete vertreten:**

<b>Betriebssysteme elektrischer Eisenbahnen:</b>	Prof. Dr.-Ing. Peter Mnich
<b>Integrierte Fertigungsplanung:</b>	N.N.
<b>Kraftfahrwesen:</b>	Prof. Dr.-Ing. Hans-Peter Willumeit
<b>Kraftfahrzeuge:</b>	Prof. em. Dr.-Ing. Hermann Appel
<b>Schienenfahrwege und Bahnbetrieb:</b>	Prof. Dr.-Ing. Jürgen Siegmann
<b>Schienenfahrzeuge:</b>	Prof. Dr.-Ing. Markus Hecht
<b>Straßenplanung und Straßenverkehrstechnik:</b>	N.N.
<b>Verkehrswirtschaft und Verkehrspolitik:</b>	Prof. Dr.rer.pol. G. Wolfgang Heinze

# **Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im Automobilbau**

vorgelegt von  
Diplom-Ingenieur  
Reinhard Eberle

Vom Fachbereich 10 – Verkehrswesen und Angewandte Mechanik  
der Technischen Universität Berlin  
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften  
– Dr.-Ing. –

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuß:

Vorsitzender: Prof. Dr. rer. pol. Wolfgang Heinze  
Berichter: Prof. Dr. rer. nat. Volker Schindler  
Berichter: Prof. em. Dr.-Ing. Hermann Appel  
Berichter: Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E. h. Hans-Hermann Braess  
TU Dresden, TU München

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 28. August 2000

Berlin 2000

D 83

## VORWORT

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer Kooperation zwischen dem Institut für Straßen- und Schienenverkehr, Fachgebiet Kraftfahrzeuge, der Technischen Universität Berlin und der Abteilung „Recycling“ der BMW Group. Meinem „Doktorvater“, dem emeritierten Leiter des obigen Fachgebietes, Herrn Prof. em. Dr.-Ing. Appel, möchte ich an dieser Stelle herzlich dafür danken, daß er diese interdisziplinär angelegte Arbeit stets mit sehr viel Engagement und Idealismus begleitet hat. Die mit ihm geführten Diskussionen, seine Anregungen und Lösungsvorschläge aber auch der wissenschaftliche Freiraum den er mir bei der Erstellung der Arbeit eingeräumt hat, waren wesentliche Faktoren, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Herrn Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E. h. Braess, dem ehemaligen Leiter des Bereichs Wissenschaft und Forschung der BMW Group, gilt mein besonderer Dank für das der Arbeit entgegengebrachte Interesse und seine Denkanstöße. Für die entgegenkommende Übernahme eines weiteren Gutachtens danke ich Herrn Prof. Dr. rer. nat. Schindler. Zudem möchte ich einen weiteren Dank an den Vorsitzenden des Promotionsausschusses, Herrn Prof. Dr. rer. pol. Heinze, richten.

Den Leitern der Abteilung „Recycling“ im Hause BMW, Herrn Pöttinger und seinem Nachfolger Herrn Fried, danke ich für die weitsichtige organisatorische Unterstützung, mit der sie die Umsetzung verschiedener fundamentaler Projekte dieser Arbeit erst ermöglichten. Weiterhin möchte ich mich bei allen Mitarbeitern dieser Abteilung bedanken. Insbesondere meinem „Bilanzierungskollegen“ Herrn Laaff danke ich für die vertiefenden fachlichen Diskussionen sowie für seine entgegengebrachte Motivation in schwierigen Stunden. Desweiteren gilt mein Dank dem Team von Herrn Weppert (Leiter Fahrzeugprüfstände) für die Unterstützung bei den empirischen Verbrauchsmessungen sowie Herrn Keller, für den Beitrag, den er durch die Verbrauchs- und Fahrleistungssimulationen im Rahmen seiner Diplomarbeit geleistet hat. Bei der ganzheitlichen Bilanzierung von Antriebsalternativen haben mich Fr. Dr. Wolf und Hr. Geier (beide Abt. Verkehr und Umwelt) sowie Hr. Strobl (Leiter alternative Antriebssystementwicklung), Hr. Dr. Schueers (Leiter Wasserstoffmotorenentwicklung) und Herr Heitzer (Erdgasfahrzeugentwicklung) maßgeblich unterstützt, wofür ich Ihnen herzlich danken möchte.

Ein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Saur und Herrn Stichling von der Fa. Product Engineering sowie den Herren Baitz, Betz, Faltenbacher und Schöch vom Institut für Kunststoffprüfung der Universität Stuttgart für die unermüdliche Unterstützung bei allen Fragen ums Thema „ganzheitliche Bilanzierung“. Desweiteren sei allen nicht namentlich Erwähnten gedankt, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Last but not least möchte ich aber auch meinen Geschwistern Birgit und Dr. Victor Eberle für die Korrektur der Arbeit sowie meiner Freundin Eveline Somers für die fortdauernde „moralische Unterstützung“ danken. Meinen Eltern, die mir meine akademische Ausbildung ermöglicht haben und mein Promotionsvorhaben mit großem Interesse verfolgt haben, sei diese Arbeit gewidmet.

## Abstract

### „Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im Automobilbau“

Im Rahmen dieser Arbeit wird eine Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im Automobilbau entwickelt. Mit dieser lassen sich sowohl die ökologischen als auch ökonomischen Auswirkungen von Automobilen bzw. Automobilbauteilen über ihren gesamten Lebenszyklus, d.h. von der Herstellung über die Nutzung bis hin zur Verwertung analysieren. Einen wesentlichen Einfluß auf das Ergebnis einer vergleichenden ganzheitlichen Bauteilbilanzierung übt der durch Leichtbau zu erzielende Minderverbrauch aus. In einem empirisch am Rollenprüfstand validierten Ansatz werden hierzu Kraftstoffeinsparungskoeffizienten mit dem BMW-Fahrleistungs- und -Verbrauchssimulationsprogramm FALKE berechnet. Diese zeigen einen Wertebereich zwischen 0,34 und 0,48 l/(100 kg · 100 km<sub>NEFZ</sub>) für benzinbetriebene und 0,29 und 0,33 l/(100 kg · 100 km<sub>NEFZ</sub>) für dieselbetriebene Fahrzeuge der Mittel- und Oberklasse auf.

Auf Basis der beschriebenen Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung von Automobilbauteilen werden die Werkstoffvarianten Stahl, Edelstahl und Aluminium einer Rohkarosserie der Fahrzeugoberklasse im Hinblick auf ihr Potential zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit untersucht. Aufgrund der zugrundegelegten hohen Gewichtseinsparung schneidet die Aluminiumkarosserie – mit Ausnahme des Ressourcenabbaus – in fast allen Umweltkategorien besser ab als die Stahlvarianten. Zwischen der stahl- und edelstahlintensiven Karosserievariante läßt sich aus gesamtökologischer Sicht keine eindeutige Priorisierung vornehmen.

In einer weiteren Bilanzierung werden die verbrennungsmotorisch betriebenen Antriebsalternativen Benzin-, Diesel-, LNG- und LH<sub>2</sub>-Antrieb bewertet. Es zeigt sich, daß der LNG-Antrieb aufgrund des hohen Wirkungsgrades der LNG-Bereitstellung zukünftig mit dem Dieselantrieb vergleichbare Energieaufwendungen verursacht und auf Seiten der treibhausrelevanten Emissionen unter allen fossilen Kraftstoff-Fahrzeug-Kombinationen am günstigsten abschneidet. Beim LH<sub>2</sub>-Antrieb kommt es hingegen darauf an, wie der flüssige Wasserstoff erzeugt wird. Während bei einer Bereitstellung des LH<sub>2</sub> aus Erdgas via Steamreformer bzw. aus teilweise fossilem und nuklearem Strom über Elektrolyse keine Entlastung der Umwelt erreicht werden kann, lassen sich mit LH<sub>2</sub>, das aus regenerativer Wasser- und Windkraft sowie aus Solarthermie gewonnen wird, in allen Umweltkategorien enorme Entlastungen erzielen.

Abschließend wird ein Modell zur Berechnung einer energetisch optimierten Nutzungsdauer von Automobilen aufgestellt. Bei einem Bilanzzeitraum von 48 Jahren erweist sich eine 16jährige Fahrzeugnutzung unter energetischen Aspekten als am günstigsten. Durch die Erhöhung der Jahresfahrleistung von 15 000 km auf 30 000 bzw. 50 000 km verschiebt sich dieses Optimum zu Nutzungsdauern von 12 bzw. 8 Jahren.

---

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1 EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
1.1 Ausgangssituation	1
1.2 Stand der Ökobilanzierung in der Automobilindustrie	4
1.3 Zielsetzung der Arbeit	5
1.4 Schwerpunkte bei der Methodikentwicklung	6
<b>2 GRUNDLAGEN DER ÖKOBILANZIERUNG</b>	<b>8</b>
2.1 Historische Entwicklung	8
2.2 Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen	10
2.3 Stand der Normierungsaktivitäten	12
2.4 Gesetzliche Regelungen	15
<b>3 METHODIK ZUR ÖKOLOGISCHEN BILANZIERUNG VON AUTOMOBILBAUTEILEN</b>	<b>17</b>
3.1 Definition von Bilanzierungsziel und Untersuchungsrahmen	17
3.2 Sachbilanz – Grundlagen der Systemmodellierung	20
3.2.1 Systemtheorie	20
3.2.2 Produktsystem	21
3.2.3 Prozeßkettenanalyse	23
3.2.4 Allokationen	25
3.2.4.1 Multi-System-Prozesse	25
3.2.4.2 Recyclingprozesse	28
3.2.5 Stoff- und Energiebilanz	31
3.3 Wirkungsabschätzung	34
3.3.1 Kumulierter Energieaufwand	35
3.3.2 Ressourcenabbau	37
3.3.3 Treibhauspotential	38
3.3.4 Stratosphärisches Ozonabbaupotential	39

3.3.5 Versauerungspotential	40
3.3.6 Eutrophierungspotential	41
3.3.7 Photochemisches Oxidantienbildungspotential	42
3.3.8 Toxizitätspotential	43
<b>3.4 Auswertung</b>	<b>45</b>
3.4.1 Normierung	45
3.4.2 Bewertung	47
3.4.3 Unsicherheitsbetrachtung	48
<b>4 LEBENSZYKLUSMODELLIERUNG VON AUTOMOBILBAUTEILEN</b>	<b>49</b>
<b>4.1 Modellierung der Herstellungsphase</b>	<b>49</b>
<b>4.2 Modellierung der Nutzungsphase</b>	<b>51</b>
4.2.1 Gewichtsinduzierter Kraftstoffminderverbrauch	51
4.2.1.1 Theoretische Grundlagen der Kraftstoffverbrauchsberechnung eines Pkw	53
4.2.1.2 Ermittlung des Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten – Vorgehensweise	58
4.2.1.3 Einfluß des Fahrzeuggewichts auf Verbrauch und Fahrleistungen	58
4.2.1.4 Einfluß der Achsübersetzung auf Verbrauch und Fahrleistungen	60
4.2.1.5 Einfluß des translatorischen Fahrzeuggewichts auf den Verbrauch bei Anpassung der Achsübersetzung	62
4.2.1.6 Einfluß sekundärer Leichtbaueffekte auf den Kraftstoffminderverbrauch	67
4.2.1.7 Relative Kraftstoffeinsparung – Grenzwertbetrachtungen	68
4.2.1.8 Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten verschiedener Fahrzeuge	70
4.2.1.9 Minderverbrauchsabschätzung zukünftiger Fahrzeuge	71
4.2.1.10 Empirische Validierung des Simulationsprogrammes FALKE	72
4.2.2 Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen	73
4.2.3 Zuordnung von Verbrauch und Emissionen zu einem Bauteil	75
4.2.3.1 Kraftstoffallokation	75
4.2.3.2 Emissionsallokation	76
<b>4.3 Modellierung der Verwertungs- bzw. Entsorgungsphase</b>	<b>76</b>
4.3.1 Stoffliches Recycling	78
4.3.1.1 Formen stofflichen Recyclings	78
4.3.1.2 Methodische Bewertung der Sekundärstoffe im Closed-Loop	80
4.3.1.3 Methodische Bewertung der Sekundärstoffe im Open-Loop	83
4.3.2 Thermische Verwertung	91
4.3.3 Entsorgung	92

---

<b>5 ÖKOLOGISCH-ÖKONOMISCH EFFIZIENTE BAUTEILENTWICKLUNG</b>	<b>93</b>
<b>5.1 Lebenszykluskostenrechnung</b>	<b>94</b>
5.1.1 Herstellungskosten	95
5.1.2 Nutzungskosten	95
5.1.3 Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten	98
<b>5.2 Kosteneffiziente Realisierung von Umweltzielen</b>	<b>99</b>
5.2.1 Herleitung der ökologischen Kostenfunktion	100
5.2.2 Effiziente Verteilung von Umweltzielen auf Leichtbau und Antrieb	101
5.2.3 Effiziente Verteilung von Umweltzielen zwischen verschiedenen Baureihen	102
5.2.4 Innerbetriebliches Zertifikatewesen	103
<b>5.3 Integration ganzheitlicher Bilanzierungen in den Produktentwicklungsprozeß</b>	<b>104</b>
<b>6 GANZHEITLICHER VERGLEICH DER ROHKAROSSERIEVARIANTEN STAHL, EDELSTAHL UND ALUMINIUM</b>	<b>108</b>
<b>6.1 Bilanzierungsumfang und Systemgrenzen</b>	<b>108</b>
<b>6.2 Sachbilanz</b>	<b>109</b>
6.2.1 Herstellungs- und Verwertungsphase	109
6.2.1.1 Stahlblechherstellung und -verwertung	110
6.2.1.2 Edelstahlblechherstellung und -verwertung	111
6.2.1.3 Aluminiumblechherstellung und -verwertung	113
6.2.1.4 Stahlkleinteilherstellung und -verwertung	114
6.2.2 Nutzungsphase	115
<b>6.3 Wirkungsabschätzung</b>	<b>115</b>
6.3.1 Kumulierter Energieaufwand	116
6.3.2 Ressourcenabbau	117
6.3.3 Treibhauspotential	118
6.3.4 Versauerungspotential	118
6.3.5 Eutrophierungspotential	119
6.3.6 Photochemisches Oxidantienbildungspotential	120
<b>6.4 Auswertung</b>	<b>120</b>
6.4.1 Normierung	120
6.4.2 Diskursive ökologische Bewertung	121
<b>6.5 Lebenszykluskostenrechnung</b>	<b>122</b>



<b>7 GANZHEITLICHER VERGLEICH DER VERBRENNUNGSMOTORISCHEN ANTRIEBSALTERNATIVEN BENZIN, DIESEL, FLÜSSIGERD GAS UND FLÜSSIGWASSERSTOFF</b>	<b>123</b>
<b>7.1 Bilanzierungsumfang und Systemgrenzen</b>	<b>123</b>
<b>7.2 Sachbilanz</b>	<b>125</b>
7.2.1 Entwicklungsstand der Erdgas- und Wasserstoffantriebstechnik für Pkw	125
7.2.2 Szenarien des Fahrzeugantriebs	126
7.2.2.1 Verbrauchsszenarien der Antriebsalternativen	126
7.2.2.2 Emissionsszenarien der Antriebsalternativen	131
7.2.3 Szenarien der Energieträgerbereitstellung	132
7.2.3.1 Konventioneller Benzin- und Dieselmotorkraftstoff	133
7.2.3.2 Flüssigerdgas (LNG)	134
7.2.2.3 Flüssigwasserstoff (LH <sub>2</sub> )	136
<b>7.3 Wirkungsabschätzung</b>	<b>142</b>
7.3.1 Kumulierter nichtregenerativer und regenerativer Energieaufwand	142
7.3.2 Kumulierter nichtregenerativer Energieaufwand	143
7.3.3 Ressourcenabbau	145
7.3.4 Treibhauspotential	147
7.3.5 Versauerungspotential	148
7.3.6 Eutrophierungspotential	150
7.3.7 Photochemisches Oxidantienbildungspotential	151
<b>7.4 Lebenszykluskostenrechnung</b>	<b>153</b>
<b>7.5 Auswertung</b>	<b>154</b>
<b>8 ÖKOLOGISCH OPTIMIERTE FAHRZEUGLEBENSDAUER</b>	<b>156</b>
8.1 Modell zur Berechnung der optimierten Fahrzeuglebensdauer	158
8.2 Opt. Lebensdauer bei Variation der Herstellungsparameter	160
8.3 Opt. Lebensdauer bei Variation der Nutzungsparameter	161
8.4 Opt. Lebensdauer bei Variation der Verwertungsparameter	163
8.5 Opt. Lebensdauer bei Kombination verschiedener Parameter	165
8.6 Opt. Lebensdauer bei Variation des Bilanzzeitraumes	166
<b>9 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK</b>	<b>168</b>

<b>ANHANG</b>	<b>173</b>
<b>A 1 Methoden der Wirkungsabschätzung und Bewertung im Vergleich</b>	<b>173</b>
A 1.1 Methode der kritischen Belastungsmengen (MKB)	173
A 1.2 Methode der ökologischen Knappheiten (MÖK)	174
A 1.3 Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS)	175
A 1.4 Integrated Substance Chain Management (ISCM)	176
A 1.5 Äquivalenzwert-Methode (CML-Methode)	178
A 1.6 Schadenfunktions-Methode (Eco-Indicator)	179
A 1.7 Environmental Priority Strategy System (EPS-System)	181
A 1.8 Bewertungsproblematik	183
A 1.9 Vergleich der Methoden	185
<b>A 2 Charakterisierungsfaktoren zur Wirkungsabschätzung</b>	<b>187</b>
A 2.1 Weltvorräte energetischer und mineralischer Rohstoffe	187
A 2.2 Treibhauspotentiale und atmosphärische Lebensdauern	188
A 2.3 Ozonabbaupotentiale halogener Kohlenwasserstoffe	189
A 2.4 Berechnung des Versauerungspotentiales verschiedener Substanzen	190
A 2.5 Berechnung des Eutrophierungspotentiales verschiedener Substanzen	190
A 2.6 Photochemische Ozonbildungspotentiale	191
<b>A 3 Leichtbauinduzierter Kraftstoffminderverbrauch</b>	<b>192</b>
A 3.1 Technische Daten des Versuchsfahrzeuges BMW 528i E39 (5M Getriebe)	192
A 3.2 Fahrzyklen	193
A 3.2.1 Neuer Europäischer Fahrzyklus mit zugrunde liegenden Schwungmassenklassen	193
A 3.2.2 Kundennahes Fahrprofil verbrauchsoptimiert	194
A 3.2.3 Kundennahes Fahrprofil sportlich	195
A 3.3 Simulation von Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen	195
A 3.3.1 Simulationsprogramm FALKE	195
A 3.3.2 Simulationsergebnisse BMW 528i	197
A 3.3.3 Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten von BMW Fahrzeugen	198
A 3.4 Empirische Validierung des Simulationsprogrammes FALKE	198
A 3.4.1 Rollenprüfstand	198
A 3.4.2 Coast-Down-Messungen	199
A 3.4.3 Meß- und Regelungstechnik	200
<b>A 4 Ganzheitlicher Vergleich von Rohkarosserievarianten</b>	<b>203</b>
A 4.1 Beispiel einer Sachbilanz – Herstellungsphase der Stahlkarosserie	203
A 4.2 Verfahrensablauf Stahlblecherzeugung über Hochofen-Route	205
A 4.3 Verfahrensablauf Stahlblecherzeugung über Elektroofen-Route	206
A 4.4 Verfahrensablauf Edelstahlblecherzeugung über Elektroofen-Route	207

A 4.5	Verfahrensablauf Aluminiumblecherzeugung	208
A 4.5.1	Primäraluminiumherstellung Import-Mix 1994	208
A 4.5.2	Aluminiumwalzblechherstellung	209
<b>A 5</b>	<b>Ganzheitlicher Vergleich von Antriebsalternativen</b>	<b>210</b>
A 5.1	Prozeßbeschreibungen der Benzin- und Dieselpreparierung	210
A 5.1.1	Erdölexploration und -förderung	210
A 5.1.2	Erdölraffination	210
A 5.2	Prozeßbeschreibungen der LNG-Bereitstellung	211
A 5.2.1	Erdgasbereitstellung Importmix BRD	211
A 5.2.2	Erdgasbereitstellung Algerien	211
A 5.2.3	Erdgasverflüssiger	212
A 5.2.4	Kombiniertes GuD-Erdgaskraftwerk	213
A 5.2.5	LNG-Hochseetanker	213
A 5.2.6	LNG-Tanklastkraftwagen	215
A 5.2.7	LNG-Tankstelle	215
A 5.3	Prozeßbeschreibungen der LH <sub>2</sub> -Bereitstellung	215
A 5.3.1	Erdgas-Steamreformer	215
A 5.3.2	Strommix Deutschland, Kanada, Island und Norwegen	216
A 5.3.3	Windkraftwerk	217
A 5.3.4	Wasserkraftwerk	217
A 5.3.5	Solarthermiekraftwerk	218
A 5.3.6	Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung (HGÜ)	219
A 5.3.7	Wasserelektrolyse (inkl. Verdichtung)	220
A 5.3.8	Wasserstoffverflüssiger	220
A 5.3.9	LH <sub>2</sub> -Hochseetanker	221
A 5.3.10	LH <sub>2</sub> -Tanklastzug	222
A 5.3.11	LH <sub>2</sub> -Tankstelle	223

<b>LITERATURVERZEICHNIS</b>	<b>224</b>
-----------------------------	------------

<b>ABKÜRZUNGS- UND FORMELZEICHENVERZEICHNIS</b>	<b>244</b>
---	------------

*„Es ist nicht genug, daß man  
verstehe, der Natur Daumen-  
schrauben anzulegen; man  
muß sie auch verstehen kön-  
nen, wenn sie aussagt.“*

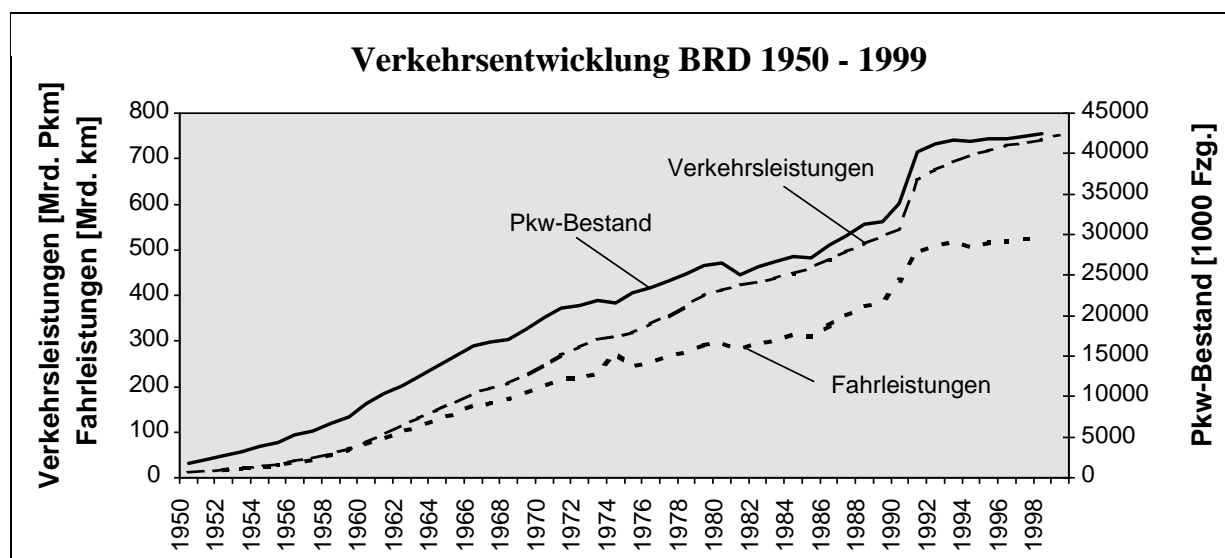
Arthur Schopenhauer

# 1 EINLEITUNG

## 1.1 Ausgangssituation

Die fortschreitende Massenmotorisierung, d.h. die immer größer werdende individuelle Mobilität aller Bevölkerungsschichten, stellt eines der Fundamente unserer Wohlstandsgesellschaft dar. Die große Akzeptanz dieser durch das Automobil gekennzeichneten Verkehrsform zur Raumüberwindung und Integration vernetzter, räumlicher, dynamischer Systeme bzw. Gesellschaften leitet sich aus dem hohen Maß an Flexibilität hinsichtlich Reisezeit und Reiseziel sowie Unabhängigkeit von öffentlichen Verkehrsmitteln ab. Nicht zuletzt trägt aber auch die Erfüllung erhöhter Komfortansprüche ebenso zur Attraktivität dieses Verkehrsmittels bei, wie die relativ geringen variablen Transportkosten, insbesondere bei hohem Besetzungsgrad des Pkw [APPEL 92/1; LARSSON 93].

Die mit dem wirtschaftlichen Aufschwung der westlichen Industrienationen einhergehende gesteigerte volkswirtschaftliche Kaufkraft hat gleichermaßen dazu beigetragen, daß sowohl der Pkw-Bestand als auch die Fahrleistungen in den hochindustrialisierten Ländern einen enormen Zuwachs erfahren haben (Bild 1.1). Fahrleistungen und Bruttosozialprodukt der Industrieländer haben sich dabei nahezu proportional zueinander entwickelt [BRAESS 91].

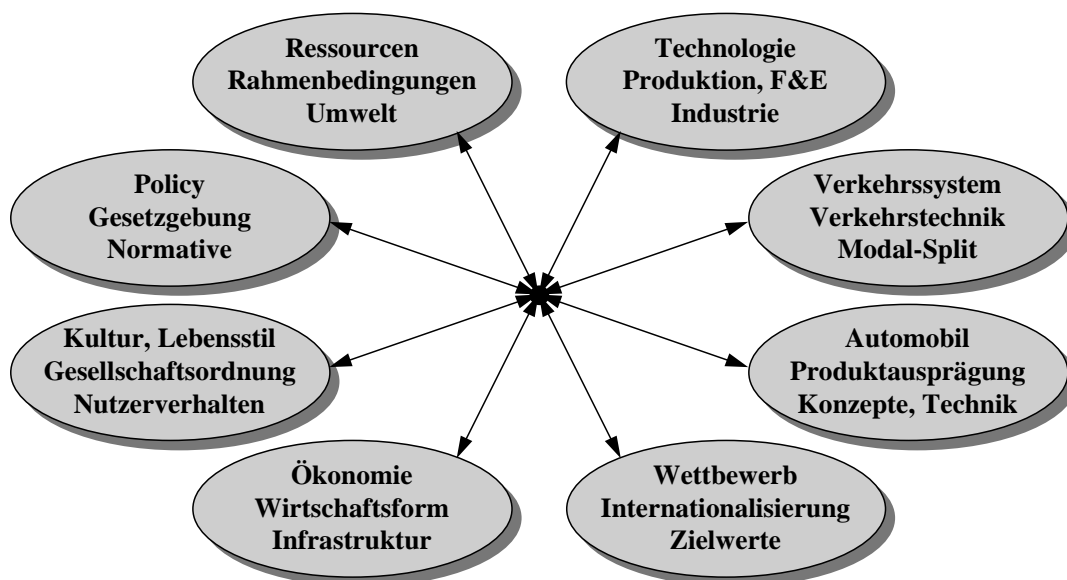


**Bild 1.1:** Entwicklung von Fahr- und Verkehrsleistungen sowie Bestand von Pkw in der Bundesrepublik Deutschland (ab 1991 neue Bundesländer berücksichtigt) [VIZ 92; VIZ 99]

Vor diesem Hintergrund und bei Berücksichtigung des zu erwartenden weiteren rapiden Anstieges des Pkw-Bestandes der bevölkerungsstarken industriellen Schwellenländer in Fernost

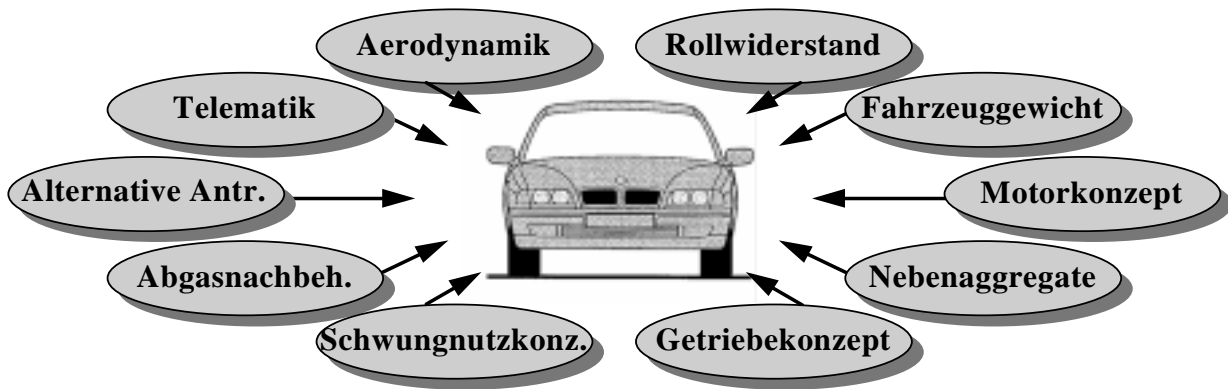
und Lateinamerika (derzeitiger Bestand dort ca. 1-3 Pkw/100 Einwohner im Vergleich zu ca. 50 Pkw/100 Einwohner in Europa und USA [GABNER 94]) wird die Stellung des Automobils vermehrt auch unter kritischen Gesichtspunkten gesehen. Verkehrskollaps, Treibhauseffekt, Ozonloch, Smog, Waldsterben und Verschwendung fossiler Energievorräte sind nur einige Schlagwörter, die immer häufiger in der teilweise stark emotional aufgeheizten öffentlichen Diskussion den unabstreitbaren Vorteilen des automobilen Individualverkehrs entgegengesetzt werden.

Während sich die Automobilentwicklung in der Vergangenheit überwiegend technischen und ökonomischen Fragestellungen gegenüber sah, sind zukünftige automobiler Verkehrskonzeptionen deshalb verstärkt auch an den umweltpolitischen, aber auch sozioökonomischen Erfordernissen im Sinne einer übergreifenden, stark interdisziplinär orientierten Gesamtbetrachtung auszurichten (siehe Bild 1.2). Die Entwicklung solcher ganzheitlicher Ansätze erfordert dabei aufgrund der komplexen Zusammenhänge und oftmals konfliktären Zielbeziehungen [BRAESS 98] nicht nur quantitative Detailergebnisse, sondern vielmehr auch kausal-analytische, qualitative Diagnosen und konzeptionelle Synthesen [APPEL 92/2].



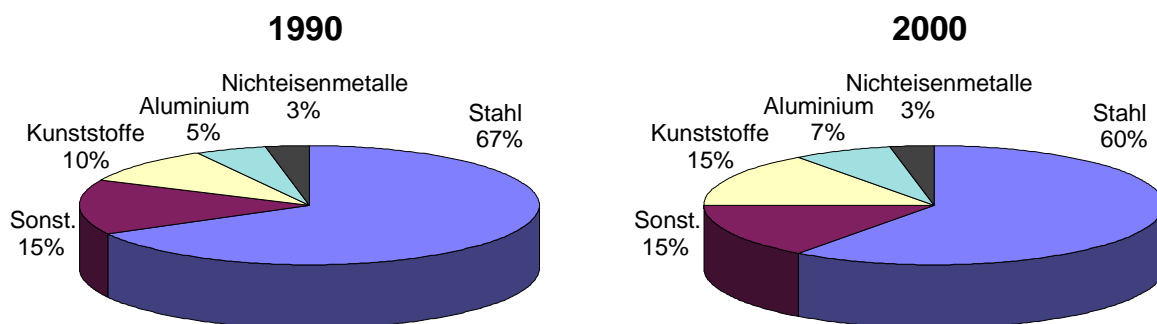
**Bild 1.2:** Einflussparameter zukünftiger automobiler Verkehrskonzeptionen [APPEL 92/2]

Konzentriert man die Diskussion auf die ökologische Dimension des Automobilverkehrs aus fahrzeugtechnischer Sicht, so lassen sich daraus die in Bild 1.3 dargestellten Einflussfaktoren zur Steigerung der Umweltverträglichkeit des automobilen Individualverkehrs ableiten [KRÄMER 95; MENNE 95; NEUBER 95; REITZLE 93; SEIFFERT 95/1].



**Bild 1.3:** Fahrzeugtechnische Einflußfaktoren zur Steigerung der Umweltverträglichkeit

Die Bemühungen zur Verringerung des Kraftstoffbedarfes und der Schadstoffemissionen haben sich bisher überwiegend auf die Optimierung der Nutzungsphase der Fahrzeuge bezogen. Dabei wurden die ökologischen Wechselwirkungen, die mit der Herstellung oder dem Recycling bzw. der Entsorgung eines Fahrzeuges einhergehen, größtenteils außer acht gelassen. Insbesondere vor dem Hintergrund eines im Vergleich zum Anstieg der Fahrleistungen stärker wachsenden Fahrzeugbestands (Bild 1.1) [LARSSON 93; TEUFEL 95] und bei Beachtung des zunehmenden Einsatzes energieintensiver Leichtbauwerkstoffe (Aluminium, Magnesium [FUCHS 93; ROBBERTAD 94]) sowie ökologisch umstrittener Kunststoffe (Recyclingquote bisher < 20 % [CLAUSIUS 95]) scheint diese Vereinfachung aber nicht mehr länger zulässig zu sein (Bild 1.4).



**Bild 1.4:** Materialanteil im durchschnittlichen Pkw (BRD; Angaben in Gew.-%) [POHL 92]

Als geeignetes Instrument zur ganzheitlichen und lebenswegbezogenen Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Produkten hat sich die Ökobilanzierung erwiesen. Die vergleichende Bilanzierung von Fahrzeug- bzw. Bauteilalternativen erlaubt es somit, ökologische Aspekte bereits während der Fahrzeugkonzeptionsphase zu berücksichtigen und kann damit im Sinne eines nachhaltigen Wirtschaftens einen entscheidenden Beitrag zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit zukünftiger Fahrzeuggenerationen leisten.

## 1.2 Stand der Ökobilanzierung in der Automobilindustrie

Ganzheitliche Betrachtungen finden derzeit zunehmend Einzug in die europäische Automobilentwicklung [EYERER 96/1]. Die Bilanzierungen beziehen sich dabei überwiegend auf den ökologischen Vergleich von Karosseriebauteilen. Ziel ist es i.a., die Frage zu beantworten, ob die i.d.R. höheren ökologischen Aufwendungen zur Herstellung von Leichtbauteilen gegenüber konventionell aus Stahl gefertigten Bauteilen durch die Minderaufwendungen der Nutzungs- und eventuell der Verwertungsphase kompensiert werden. Die Herstellungsphase der Bauteile wird dabei – auf Basis der Rohstoff-, Energie- und Emissionsdaten – von der Werkstoffgewinnung und -weiterverarbeitung bis hin zur Bauteilfertigung bilanziert.

In der Nutzungsphase werden die Energieverbräuche der leichteren Alternativbauteile über den Ansatz von Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten berechnet sowie die zugehörigen Rohstoffverbräuche und Emissionen ermittelt. Die Minderverbrauchskoeffizienten differieren zum Teil erheblich, so reicht die Spannweite bei Ottomotorfahrzeugen von 0,25 - 0,35 bei Daimler-Chrysler [KANIUT 1995] bis 0,5 - 0,6 l/(100 kg · 100 km) bei Audi [SCHÄPER 97/1; HALDENWANGER 94]. Von Seiten der Aluminiumindustrie werden mit Werten bis zu 1,0 l/(100 kg · 100 km) sogar noch weitaus höhere Kraftstoffeinsparungen propagiert [AICHINGER 95]. Die absoluten Einsparungen werden über durchschnittliche Fahrzeuglaufleistungen zwischen 150 000 (VW Golf [SCHWEIMER 96]) und 300 000 km (Audi A8 [SCHÄPER 96]) errechnet.

Die Verwertungs- bzw. Entsorgungsphase der Fahrzeugbauteile wird seitens der Fahrzeughersteller meist außer acht gelassen (BMW [FRANZE 97]) oder nur bis zum Shredder – bei Entsorgung – bzw. bis zur Bereitstellung eines Sekundär-Grundwerkstoffs – im Falle des Recyclings – bilanziert (DC [KANIUT 96], FIAT [LEVIZZARI 96], VW [SCHWEIMER 96]). Andere Hersteller, wie Audi [SCHÄPER 97/2], verweisen indirekt auf das Recyclingpotential energieintensiv hergestellter Materialien, indem sie bereits die Herstellungsphase sowohl auf Basis primärer als auch sekundärer Materialgewinnung bilanzieren. Eine konkrete Zuordnung der zukünftigen ökologischen Einsparungsmöglichkeiten durch das Recycling, im Sinne einer ökologischen Gutschrift auf den Automobillebenszyklus, unterbleibt jedoch.

Eine Abschätzung der potentiellen Umweltauswirkungen erfolgt teilweise nur anhand der kumulierten Energieaufwendungen und Stoffstrombilanzen (z.B. VW [SCHWEIMER 96]) bzw. beschränkt sich auf wenige umweltrelevante Faktoren. So zieht DC für die Beurteilung der



Umweltverträglichkeit noch den Treibhauseffekt heran [KANIUT 96], während BMW zusätzlich den Ressourcenverbrauch berücksichtigt [FRANZE 97] bzw. Audi das Versauerungspotential erfaßt [SCHÄPER 96]. Mit Ausnahme der bei Volvo angewandten monetär bewertenden Bilanzierungsmethodik *Environmental Priority Strategy* [LOUIS 97/1] unterbleibt bei allen anderen Automobilherstellern eine abschließende methodische Bewertung der einzelnen Umwelteffekte untereinander.

### **1.3 Zielsetzung der Arbeit**

Ziel dieser Arbeit ist es, eine nach wissenschaftlichen Gesichtspunkten optimierte Methodik zu entwickeln, mit der sowohl die ökologischen als auch ökonomischen Auswirkungen von Automobilen bzw. Automobilbauteilen über ihren gesamten Lebenszyklus, d.h. von der Herstellung über die Nutzung bis hin zur Verwertung, im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung differenziert quantifiziert und bewertet werden können. Die Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im Automobilbau unterstützt dabei die interne Entscheidungsfindung im Fahrzeugentwicklungsprozeß. Bereits in der Konzeptionsphase läßt sich somit die Umweltverträglichkeit verschiedener Fahrzeug- bzw. Bauteilalternativen beurteilen, wodurch im Sinne eines präventiven Umweltschutzes eine nachhaltige ökologische Verbesserung zukünftiger Automobile ermöglicht wird.

Zur Beschreibung der von den Fahrzeugen bzw. Fahrzeugbauteilen ausgehenden Umweltschädigungspotentiale wird sich die Methodik einerseits an den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen im Bereich der Ökosystemmodellierung orientieren. Basierend auf der Evaluierung verschiedener Ökobilanzierungsverfahren wird hierzu ein „Best Practice“-Ansatz erarbeitet, der die positiven Elemente der verschiedenen Methoden zusammenführen wird. Andererseits werden neue Ansätze entwickelt, mit denen die fahrzeugspezifischen Stoff- und Energieströme der 3 Lebenszyklusphasen exakter erfaßt werden können. Zudem wird ein neuartiges Verfahren aufgezeigt, das der bislang unberücksichtigten Forderung nach betriebswirtschaftlicher Effizienz der ökologischen Optimierung im Sinne eines integrativen Ansatzes gerecht wird.

Die Praxistauglichkeit des entwickelten Ansatzes soll anhand von ausgewählten Bilanzierungsbeispielen unter Beweis gestellt werden. Zum einen sollen die ökologischen Vorteile von werkstofflich unterschiedlichen Rohkarosserievarianten ermittelt werden. Zum anderen soll am Bei-

spiel des ökologischen Vergleichs der verbrennungsmotorischen Antriebsalternativen Benzin-, Diesel-, Flüssigerdgas- und Flüssigwasserstoffantrieb die Vorgehensweise bei der ganzheitlichen Bilanzierung von Antriebsalternativen verdeutlicht werden. Hier gilt es insbesondere aufzuzeigen, ob dem Energieträger Wasserstoff das Potential zum Ausstieg aus der fossilen Energiewirtschaft zukommt und somit eine nachhaltige Entlastung der Umwelt erzielt werden kann.

Abschließend soll der Frage nachgegangen werden, ob es eine ökologisch optimierte Fahrzeuglebensdauer gibt, d.h. ob bei Berücksichtigung des technischen Fortschritts die ökologisch sinnvolle Nutzungsdauer des Referenzfahrzeugs aufgrund der höheren Umweltverträglichkeit eines fortschrittlicheren Substitutionsfahrzeugs geringer ist als dessen maximale technische Lebenserwartung. Die Beantwortung dieser Fragestellung kann somit eine tendenzielle Aussage darüber liefern, ob es aus ökologischer Sicht überhaupt Sinn macht, die Fahrzeuge für eine immer höhere Lebenserwartung zu konzipieren.

#### **1.4            Schwerpunkte bei der Methodikentwicklung**

Die Auseinandersetzung mit den bisher praktizierten Bilanzierungsansätzen der Automobilindustrie ergibt, daß sowohl auf Seiten der Sachbilanz als auch bei der Wirkungsabschätzung und Bilanzbewertung noch erheblicher Entwicklungsbedarf besteht. Die thematischen Schwerpunkte im Bereich der Sachbilanz werden dabei auf der Modellierung von Kraftstoffminderungsverbrauchsprozessen sowie auf der Ableitung von Allokationsverfahren zur methodischen Behandlung von Mehrproduktsystemen (z.B. Koppelproduktion) und Recyclingsystemen liegen.

Als dominierender Faktor für die Gesamtbilanz hat sich der Kraftstoffverbrauch der Nutzungsphase erwiesen [BRAESS 94]. Die bisher angesetzten Kraftstoffminderverbrauchswerte zeigen eine zu große Bandbreite auf und erwecken zudem den Eindruck, stark politisch beeinflusst zu sein. So setzen die Fahrzeughersteller von schweren, stahlintensiv gebauten Fahrzeugen wesentlich niedrigere Werte an, als die Produzenten leichter, aluminiumintensiver Automobile.

In einem neuartigen Ansatz soll, basierend auf der Definition repräsentativer Fahrleistungen, der Einfluß des Leichtbaus und der Achsübersetzung auf den Fahrzeugverbrauch anhand von Rechnersimulationen ermittelt werden. In Abhängigkeit vom Fahrprofil lassen sich daraus fahrzeugspezifische, gewichtsinduzierte Kraftstoffverbrauchsfunktionen ableiten, die über die mathematische Beziehungen zwischen Kraftstoffverbrauch und Fahrzeuggewicht Auskunft

geben. Die Auswertung der Verbrauchsfunktionen verschiedener Fahrzeuge erlaubt somit, auch eine Aussage zu der umstrittenen Frage zu treffen, ob die Kraftstoffeinsparung bei schweren Fahrzeugen der Oberklasse größer ist als jene kleinerer und leichter motorisierter Fahrzeuge.

Ein weiterer Schwerpunkt bei der Erstellung der Sachbilanz liegt in der methodischen Erfassung potentieller Recyclingmöglichkeiten. Die von den meisten Herstellern praktizierte Bilanzierung der Verwertungsphase bis zum Shredder vernachlässigt etwaige ökologische Minder aufwendungen bei Wieder- bzw. Weiterverwertung der energieintensiven Materialien (z.B. Aluminium- und Magnesiumschrott) für zukünftige Produkte. In diesem Zusammenhang soll geprüft werden, ob bzw. in welchem Ausmaß der Ansatz von Ökogutschriften zur Erfassung dieses Recyclingpotentials zulässig ist.

Im Bereich der Wirkungsabschätzung sind weitere Umweltkategorien, wie z.B. Versauerungs- und Eutrophierungspotential sowie Human- und Ökotoxizität auf deren Eignung zur möglichst umfassenden und realitätsnahen Abbildung der Umwelt zu prüfen. Zudem soll die Bewertungsproblematik der ökologischen Bilanzierung vertieft werden und hieraus ein geeigneter Ansatz zur Bilanzbewertung abgeleitet werden.

Bislang beziehen sich nahezu alle Automobilbilanzen auf eine statische Datenbasis ohne Berücksichtigung von statistischen Schwankungsbreiten. Die sich hieraus auf den Kilometer genau ergebenden Amortisationsstrecken erwecken dabei den vermeintlichen Eindruck einer exakt prognostizierbaren Bilanz. Es zeigt sich, daß beispielsweise geringfügige Schwankungen des Verbrauchsreduktionskoeffizienten um  $\pm 0,1 \text{ l}/(100 \text{ kg} \cdot 100 \text{ km})$  die ökologische Amortisationsstrecke der Leichtbauvariante um ca.  $\pm 25 \text{ 000 km}$  beeinflussen können (Berechnung basierend auf [FRANZE 97]). In diesem Zusammenhang gilt es, einen pragmatischen Ansatz zur Fehlerabschätzung bzw. -eingrenzung aufzuzeigen.

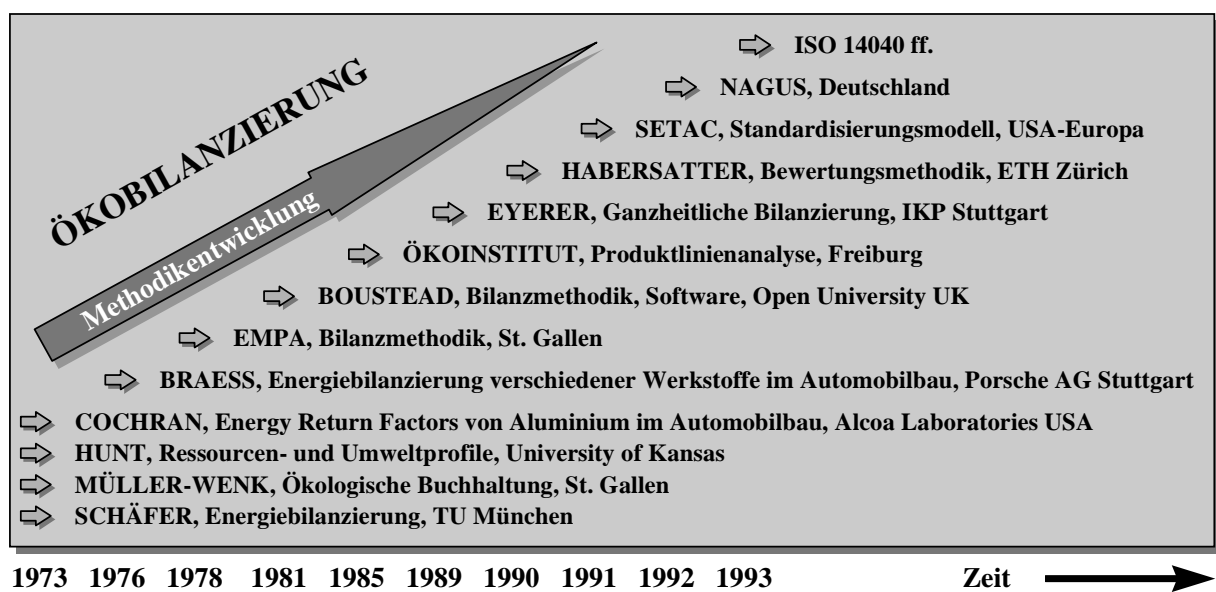
Da die Akzeptanz umweltfreundlicher Produkte in entscheidendem Maße von deren monetärer Wettbewerbsfähigkeit abhängt, sollen auch ökonomische Betrachtungen der Lebenszykluskosten in den Life-Cycle-Ansatz mit einbezogen werden. Zudem soll in diesem Zusammenhang ein Konzept aufgezeigt werden, mit dem sich unternehmensweit die Aktivitäten zur Entwicklung umweltfreundlicherer Produkte koordinieren und unter dem Aspekt einer bereichsübergreifenden Kosteneffizienz optimieren lassen.

## 2 GRUNDLAGEN DER ÖKOBILANZIERUNG

Zunehmende Rohstoffverbräuche und Umweltbelastungen haben zu der Erkenntnis geführt, daß ökonomischer und ökologischer Fortschritt nicht voneinander isoliert betrachtet werden können, sondern notwendigerweise als eine Einheit zu verstehen sind. Eng mit diesem Gedanken verbunden ist der Begriff des *Sustainable Development*, dessen zugrunde liegende Philosophie des nachhaltigen und zukunftsverträglichen Wirtschaftens einen sparsamen und effizienten Umgang mit den natürlichen Ressourcen fordert. Die Bedürfnisse der heute auf der Erde lebenden Menschen gilt es demnach so zu befriedigen, daß eine unangemessene Beeinträchtigung der Entwicklungsoptionen zukünftiger Generationen unterbleibt. Neben der ökonomischen Sustainability, die eine effiziente Allokation der knappen Güter und Ressourcen vorsieht, wird daher auch die Forderung nach einer ökologischen Sustainability postuliert, die auf das Einhalten der ökologischen Belastbarkeitsgrenzen sowie auf den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlage abzielt [JISCHA 96].

### 2.1 Historische Entwicklung

Im folgenden soll ein kurzer Überblick über die historische Entwicklung von den ersten systemanalytischen Betrachtungen zur Beschreibung umweltrelevanter Parameter von Produkten und Prozessen bis hin zu den Bemühungen zur Entwicklung eines international standardisierten Ökobilanzierungsverfahrens gegeben werden (Bild 2.1).



**Bild 2.1:** Historische Entwicklung der Ökobilanzierungsmethodik (in Anlehnung an [EYERER 96/2])

Eine der ersten systematischen Erfassungen der Umweltrelevanz von Prozessen geht auf SCHÄFER zurück, der zu Beginn der 70er Jahre anhand energetischer Kenngrößen Prozesse analysiert und deren Optimierungspotential aufzeigt. Etwa zeitgleich hierzu werden unmittelbar werkstoff- und produktbezogene Untersuchungen von MÜLLER-WENK in der Schweiz und von HUNT in den USA durchgeführt. MÜLLER-WENK entwickelt in Anlehnung an das betriebswirtschaftliche Rechnungswesen das Instrumentarium der ökologischen Buchhaltung, mit dem Ziel, eine Vergleichbarkeit von Produkten anhand ihrer Massen- und Energieströme zu ermöglichen. HUNT stellt für Polymerwerkstoffe Betrachtungen an, die er über sogenannte Ressourcen- und Umweltprofile hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz zu erfassen versucht [EYERER 96/2].

Vor dem Hintergrund der ersten Ölkrise gerät in den USA die energieintensive Herstellung von Aluminium ins Blickfeld der öffentlichen Kritik. COCHRAN zeigt erstmals 1973 über die Berechnung sogenannter *Energy Return Factors* für den Fahrzeugsektor auf, daß der Herstellungsmehraufwand gegenüber einer konventionellen Stahlbauweise durch Energieeinsparungen während des Fahrzeugbetriebs kompensiert werden kann [COCHRAN 73]. Untersuchungen von BRAESS ET AL. legen in der zweiten Hälfte der 70er Jahre dar, welchen Einfluß die Werkstoffwahl auf den Gesamtenergieverbrauch verschiedener Fahrzeugkonzepte ausüben kann. Neben der Erfassung der Herstellungs- und Nutzungsenergieverbräuche wird bereits das Potential des stofflichen Recyclings zur Verbesserung der Energiebilanz erkannt [BRAESS 76; BRAESS 78/1].

Zur Beantwortung der teilweise kontrovers diskutierten Frage nach der ökologischen Vorteilhaftigkeit von Verpackungsmaterialien führt die *Eidgenössische Materialprüfanstalt St. Gallen* (EMPA) 1978 eine Bilanzierungsmethodik ein, die neben den mit dem Produkt in Verbindung stehenden Rohstoff- und Energieumsätzen auch die anfallenden Schad- und Reststoffe berücksichtigt. In diesem Umfeld wird erstmals der Begriff *Ökobilanz* verwendet, der als „objektiver Zahlensatz über Umweltbelastungen“ eines Produktes definiert wird [EYERER 96/2].

In England entwickelt BOUSTEAD zu Beginn der 80er Jahre seine Methodik der Energiebilanzierung zu einer *Ökobilanztechnik* weiter, indem er auch Emissionen in sein rechnergestütztes Bilanzierungsmodell einbezieht [KLÖPFFER 94; BOUSTEAD 90]. Am *Ökoinstitut Freiburg* wird wenige Zeit später die *Produktlinienanalyse* entwickelt, die neben den ökologischen auch noch ökonomische und soziale Faktoren in ihre Betrachtungen mit aufnimmt. Auch die am *Institut für Kunststoffprüfung* (IKP) der Universität Stuttgart entstehende Methodik der *Ganzheitlichen*

Bilanzierung geht durch den Einbezug technischer und wirtschaftlicher Fragestellungen über den primär ökologischen Aussagegehalt einer Ökobilanz hinaus [ÖKOINSTITUT 87; GABI 96].

Zu Beginn der 90er Jahre setzt HABERSATTER richtungweisende Maßstäbe für die zukünftige Methodikentwicklung, indem er erstmals Stoff- und Energieströme hinsichtlich ihrer umweltlichen Auswirkungen anhand von Belastungsindizes quantifiziert. Die jüngste Entwicklung ist von der Schaffung weiterer Wirkungsabschätzungs- und Bewertungsansätze geprägt. Für die systematische Erfassung der Wirkungspotentiale sind v.a. die Arbeiten der *Society for Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) hervorzuheben. Bemühungen zur internationalen Standardisierung der Bilanzierungsmethodik schließen sich an [CONSOLI 93; EYERER 96/2].

## 2.2 Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen

Die im Rahmen des DIN/NAGUS-Arbeitsausschusses 3 (AA 3) „Produkt-Ökobilanzen“ formulierten Grundsätze der Ökobilanzierung sehen folgende Definition und Zielbestimmung für die *produktbezogene Ökobilanz* vor [NAGUS 94]:

*„Ziel einer produktbezogenen Ökobilanz ist es, die mit Produkten, Prozessen und Dienstleistungen in Verbindung stehenden Beeinflussungen der Umwelt im Rahmen einer Systembeurteilung in ihrem Lebensweg unter Verwendung möglichst validierter Daten zu erfassen, transparent aufzuarbeiten, die jeweils spezifischen Wirkungen abzuschätzen und nachvollziehbar zu bewerten. Das Vorgehen sollte dabei wissenschaftlichen Ansprüchen genügen sowie transparent und nachvollziehbar gestaltet sein.“*

Der Sinn und Zweck von Ökobilanzen wird wie folgt charakterisiert [NAGUS 94]:

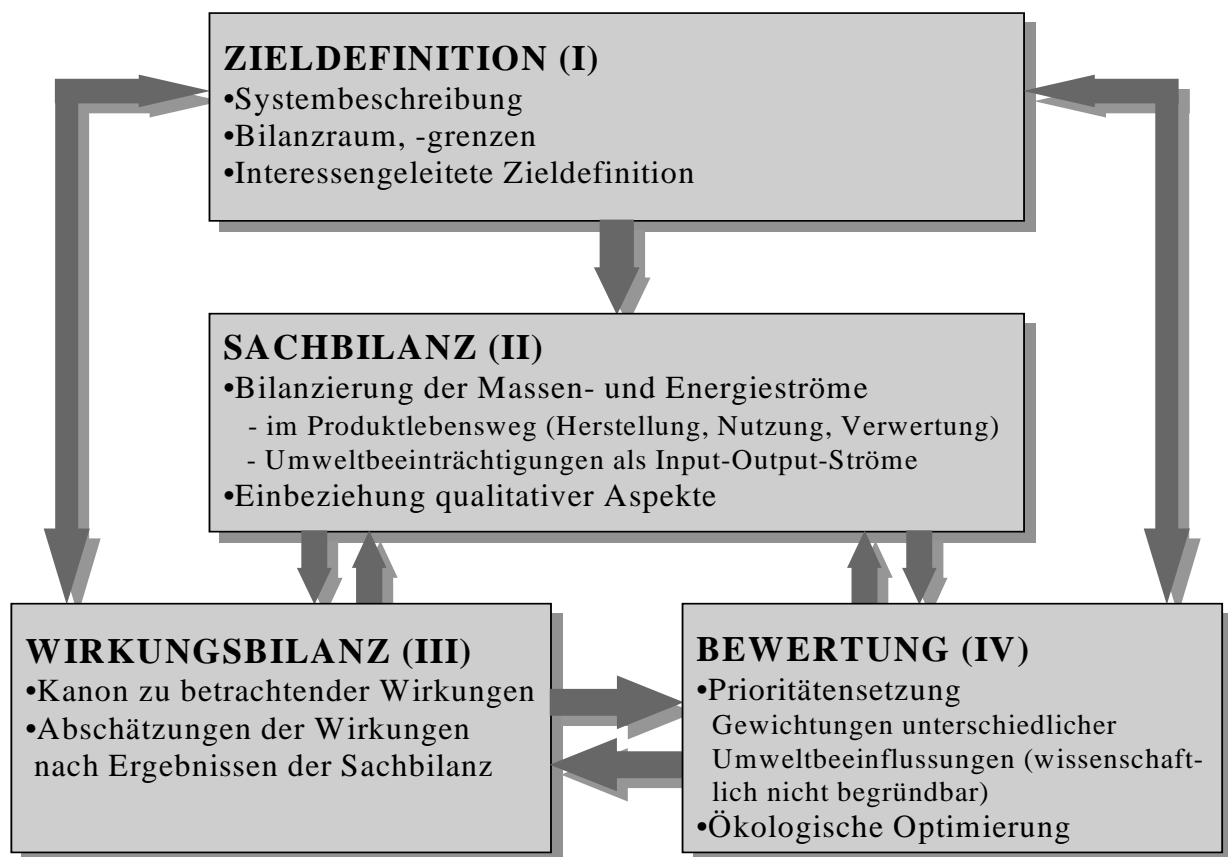
*„Ökobilanzen sind ein Hilfsmittel, das als Informations-, Planungs- und Zielverfolgungsinstrument eingesetzt werden kann, um die Schwachstellen im Lebensweg der Produkte<sup>1</sup> offenzulegen, die Umwelteigenschaften von Produkten zu verbessern, mögliche Alternativen zu vergleichen und Handlungsempfehlungen, z.B. für Beschaffung, Einkauf und Entsorgung zu begründen (Optimierungs- und Vergleichsfunktion). Sie sind daher ein Hilfsmittel zur Vorbereitung umweltorientierter Entscheidungen im Kontext des Lebensweges von Produkten.“*

---

<sup>1</sup> Der Begriff „Produkt“ umfaßt in dieser Schrift auch Prozesse und Dienstleistungen

Im angelsächsischen Sprachraum haben sich die Begriffe *Life Cycle Assessment* und *Life Cycle Analysis* (LCA) durchgesetzt, die synonym zur Bezeichnung Ökobilanz zu verwenden sind.

Das Prozeßschema einer produktbezogenen Ökobilanz ist nach [UBA 93] und [NAGUS 94] in die Bestandteile *Zieldefinition*, *Sachbilanz*, *Wirkungsbilanz* und *Bilanzbewertung* untergliedert. Weitere von der SETAC im „Code of Practice“ vorgeschlagene Schritte bestehen in einer Schwachstellen- und Optimierungsanalyse sowie in der Durchführung sogenannter *Peer Reviews*. D.h., daß die SETAC bei beabsichtigter Bilanzveröffentlichung das Erstellen eines Bilanzgutachtens durch einen unabhängigen Experten fordert [CONSOLI 93; ENGELFRIED 95]. Diese zusätzlichen Schritte sind im allgemeinen nicht zwingende Bestandteile einer Ökobilanz, so daß sich das Prozeßschema einer produktbezogenen Ökobilanz wie folgt darstellt (Bild 2.2).



**Bild 2.2:** Prozeßschema einer produktbezogenen Ökobilanz [NAGUS 94]

Aufgabe der *Zieldefinition* (Goal Definition and Scoping) ist es, den Untersuchungsgegenstand der Bilanz zu definieren und den Sinn und Zweck der Bilanzierung zu benennen. Gilt es mehrere Produkte miteinander ökologisch zu vergleichen, sollte auf deren funktionale Äquivalenz geachtet werden. Sowohl die zeitlichen als auch räumlichen Bilanz- und Systemgrenzen sind

aus Gründen der wissenschaftlichen Transparenz ebenso aufzuzeigen, wie systembeschreibende Randbedingungen anzugeben sind. In der *Sachbilanz* (Inventory) werden die mit dem Produkt verbundenen Stoff- und Energieströme einschließlich der Emissionen entlang des Produktlebensweges, d.h. von der Rohstofferschließung und -aufbereitung, Produktion und Weiterverarbeitung, Distribution und Transport bis hin zu Gebrauch und Verbrauch sowie Entsorgung bzw. Recycling, quantitativ erfaßt.

Gegenstand der *Wirkungsbilanz* (Life Cycle Impact Assessment) ist es einerseits, die in der Sachbilanz ermittelten In- und Outputströme den potentiellen Umweltbeeinträchtigungen zuzuweisen (Classification). Andererseits gilt es, den Beitrag dieser einzelnen Sachbilanzströme auf ausgewählte globale und regionale bzw. lokale ökologische Wirkungen, wie z.B. Treibhaus- und Versauerungspotential, anhand ihrer spezifischen Wirkungspotentiale abzuschätzen (Characterization). In der Wirkungsbilanz findet demzufolge eine Überführung der komplexen Einzeldaten der Sachbilanz in wenige unmittelbar umweltrelevante Größen statt.

Die *Bilanzbewertung* (Valuation) hat die Aufgabe, die Ergebnisse der Wirkungsbilanz auf der Grundlage ausführlich dargestellter und nachvollziehbarer Beurteilungsmaßstäbe zu bewerten. In der Bilanzbewertung werden die einzelnen Umweltbeeinflussungen und -wirkungen in ihrer relativen Bedeutung zueinander gewichtet, wodurch eine Beurteilung der ökologischen Vorteilhaftigkeit der betrachteten Produktalternativen ermöglicht wird. Ferner können die gewonnenen Erkenntnisse dazu benutzt werden, ökologische Schwachstellen und Entwicklungspotentiale aufzuzeigen.

Nach dem derzeitigen Entwicklungsstand der Ökobilanzierung lassen sich sowohl die Sach- als auch größtenteils die Wirkungsbilanz mit wissenschaftlich fundierten Methoden durchführen. Bei der Festlegung einzelner emissionspezifischer Wirkungspotentiale und im Bereich der Bilanzbewertung besteht jedoch noch ein großer Vorbehalt hinsichtlich einer wissenschaftlichen Begründbarkeit [CONSOLI 93; NAGUS 94; KECK 94; FRANZE 95/1; DIENER 96].

### **2.3 Stand der Normierungsaktivitäten**

Die wachsende Bedeutung umweltbezogener Fragestellungen und insbesondere die zunehmende Vielfalt der angewandten Methodiken zur ökologischen Bilanzierung haben dazu geführt,



daß sowohl auf nationaler wie auch auf internationaler Ebene Gremien ins Leben gerufen wurden, die sich mit einer Vereinheitlichung bzw. Standardisierung der Methodik befassen.

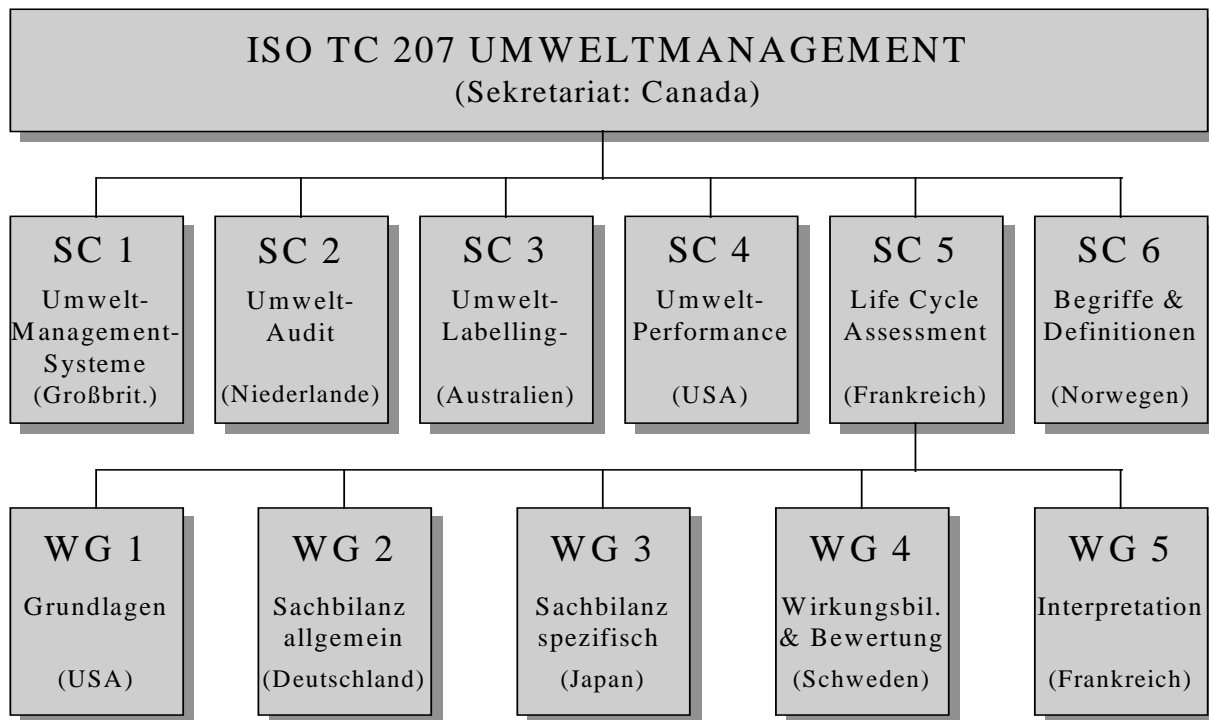
In Deutschland wurde hierzu 1992 der *Normenausschuß „Grundlagen des Umweltschutzes“* (NAGUS) im Deutschen Institut für Normung (DIN) unter Beteiligung von Vertretern aus Wirtschaft, Wissenschaft, Verbraucherorganisationen und Umweltverbänden gegründet. Die Aufgabe des in die 4 Arbeitsausschüsse *Terminologie* (AA 1), *Umweltmanagement* und *Umweltaudit* (AA 2), *Produktökobilanzen* (AA 3) sowie *Umweltbezogene Kennzeichnung* (AA 4) untergliederten NAGUS besteht u.a. in der Erarbeitung einer deutschen Position für die internationalen Normierungsaktivitäten.

Für den Bereich der Ökobilanzierung sind die Ausschüsse Terminologie und Produktökobilanzen von Bedeutung. Der Ausschuß Terminologie beschäftigt sich mit Fragestellungen der begrifflichen Definitionen aber auch mit der Abgrenzung zu anderen Normenausschüssen. Der Ausschuß Produktökobilanzen ist seinerseits wiederum in die *Unterausschüsse Sachbilanz* (UA 1) sowie *Wirkungsbilanz und Bewertung* (UA 2) unterteilt. Ein wesentliches Ergebnis des Ausschusses Produktökobilanzen stellen die in der DIN-Mitteilung 73-1994-Nr. 3 des NAGUS veröffentlichten „Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen“ dar, die neben Begriffsdefinitionen, Ziel- und Zweckbestimmungen sowie einem Ökobilanzierungs-Prozeßschema auch Abgrenzungen zu vergleichbaren Verfahren enthalten.

Die Arbeiten des NAGUS haben sich bisher hauptsächlich auf Grundlagendefinitionen sowie auf Richtlinien zur Erstellung der Sachbilanz konzentriert, während zu den Themengebieten der Wirkungsbilanz und der Bilanzbewertung nur wenige, nicht sehr konkrete Aussagen getroffen wurden [NAGUS 94; UBA 94; EYERER 96/2; KLÜPPEL 97].

Auf internationaler Ebene haben die Normierungsbemühungen 1993 zur Gründung des *Technical Committee 207* (TC) der International Standards Organisation (ISO) geführt, unter dessen Dachorganisation alle umweltbezogenen Normierungsaktivitäten zusammengefaßt sind. Die ISO TC 207 setzt sich dabei aus den *Sub Committees* (SC) *Umwelt-Managementsysteme* (SC 1), *Umwelt-Audit* (SC 2), *Umwelt-Labeling* (SC 3), *Umwelt-Performance* (SC 4), *Life Cycle Assessment* (SC 5) sowie *Begriffe und Definitionen* (SC 6) zusammen. Wie [Bild 2.3](#) zeigt, ist das Sub Committee Life Cycle Assessment weiter in die *Working Groups Grundlagen* (WG 1),

Sachbilanz allgemein (WG 2), Sachbilanz spezifisch (WG 3), Wirkungsbilanz und Bilanzbewertung (WG 4) sowie Bilanzinterpretation (WG 5) untergliedert [AFNOR 97].



**Bild 2.3:** Struktur des TC 207 Umweltmanagement der ISO [AFNOR 97]

Die Ergebnisse dieser Working Groups spiegeln sich in den ISO Normen 14040 bis 14043 wieder [ISO14040 97; ISO14041 98 - ISO14043 98]. In der ISO Norm 14040 werden allgemeine Richtlinien zur Vorgehensweise bei der Bilanzerstellung gegeben. Basierend auf umfassenden Begriffsdefinitionen werden der strukturelle Aufbau einer Ökobilanz sowie die methodischen Anforderungen erläutert. Die ISO Norm 14041 gibt detaillierte Richtlinien zu den Bilanzteilschritten Zieldefinition und Sachbilanz vor, während sich die erst im Entwurf vorliegenden ISO 14042 und ISO 14043 mit den Vorgehensweisen zur Erstellung der Wirkungsbilanz und der Bilanzbewertung bzw. der Interpretation des Bilanzergebnisses befassen.

Die vorliegenden ISO Normen 14040 ff. zeigen, daß sowohl die Teilschritte der Zieldefinition als auch der Sachbilanz in hinreichender Tiefe behandelt wurden. Insbesondere im Bereich der Wirkungsbilanz und der Bilanzbewertung herrscht aber noch erhebliches Entwicklungspotential, wenngleich auch hier deutliche Fortschritte gegenüber den Normierungsentwürfen des deutschen NAGUS zu erkennen sind. Ziel der kommenden Jahre sollte es deshalb sein, im Rahmen der Normierungsaktivitäten einheitliche Wirkungspotentiale vorzugeben und eine standardisierte Methodik zur Bilanzbewertung zu definieren.

## 2.4 Gesetzliche Regelungen

Die Notwendigkeit zum schonenden Umgang mit der Umwelt hat – neben der von der Bundesregierung formulierten Verpflichtung, von 1990 bis zum Jahr 2005 die CO<sub>2</sub>-Emissionen um 25 bis 30 % zu senken [DEMEL 95] – auch auf legislativer Ebene die verschiedensten Regelungen ins Leben gerufen, die sich dem Thema Umweltschutz annehmen. Innerhalb des bundesdeutschen Rechtsraumes existieren zwar noch keine zwingenden Vorschriften zur Erstellung von Ökobilanzen, jedoch gibt es eine Reihe von Gesetzen, deren Forderungen nach umweltverträglichen Produkten den Einsatz des Instrumentariums der Ökobilanzierung auf indirekte Weise begünstigen. Für die Automobilindustrie von Bedeutung sind in diesem Zusammenhang das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, die Altautoverordnung, die EU-Direktive „End of Life Vehicles“ sowie das Bundes-Immissionsschutzgesetz.

Das 1996 neu in Kraft getretene *Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz* (KrW-/AbfG) bezweckt die „*Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung*“ (§ 1 KrW-/AbfG). Der zentrale Gedanke des Gesetzes liegt in der konsequenten Durchsetzung der Produktverantwortung über den gesamten Lebenszyklus (§ 4 KrW-/AbfG). Die von der Herstellung über die Nutzung bis zur Entsorgung (sofern nicht vermeidbar) eines Produkts anfallenden Rückstände gilt es in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen. Ist dies nicht machbar, muß es das Ziel sein, möglichst keinen bzw. wenig Abfall zu erzeugen. Einer stofflichen Verwertung dieses Abfalls ist gegenüber der Abfallbehandlung (z.B. thermische Behandlung) und letztlich der Abfallentsorgung (z.B. Depositionierung) der Vorrang einzuräumen (Rangfolge: 1. Vermeiden, 2. stoffliche Verwertung, 3. Abfallbehandlung, 4. Abfallentsorgung) [FRITSCH 96; KRW-/ABFG 94].

Eine auf den Automobilssektor bezogene Konkretisierung der Produktverantwortung im Sinne des § 22 KrW-/AbfG spiegelt sich in der, unter Federführung des Verbands der Automobilindustrie (VDA) abgegebenen, *freiwilligen Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Altautoverwertung* wider. Diese umfaßt, neben dem Aufbau eines flächendeckenden Rücknahme- und Verwertungsnetzes für Altautos und -teile, die schrittweise Reduktion bislang nicht verwertbarer Abfälle aus der Altautoentsorgung von gegenwärtig ca. 25 Gew.-% auf weniger als 15 bzw. 5 Gew.-% in den Jahren 2002 bzw. 2015. Fahrzeuge mit einem maximalen Alter von 12 Jahren sind seitens der Automobilhersteller kostenlos zurückzunehmen, trocken-zulegen und einer Wiederverwendung (funktionsfähige Fahrzeugkomponenten) bzw. Verwertung (stoffliche vor

thermischer Verwertung) zuzuführen [FSV 96]. Die Stilllegung eines Fahrzeuges kann seit Inkrafttreten der *Verordnung über die Überlassung und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen* (AltautoV) am 1. April 1998 nur noch mit einem Nachweis über dessen ordnungsgemäße Entsorgung (Verwertungsnachweis gemäß § 27 a [STVZO 98]) erfolgen [ALTAUTOV 97].

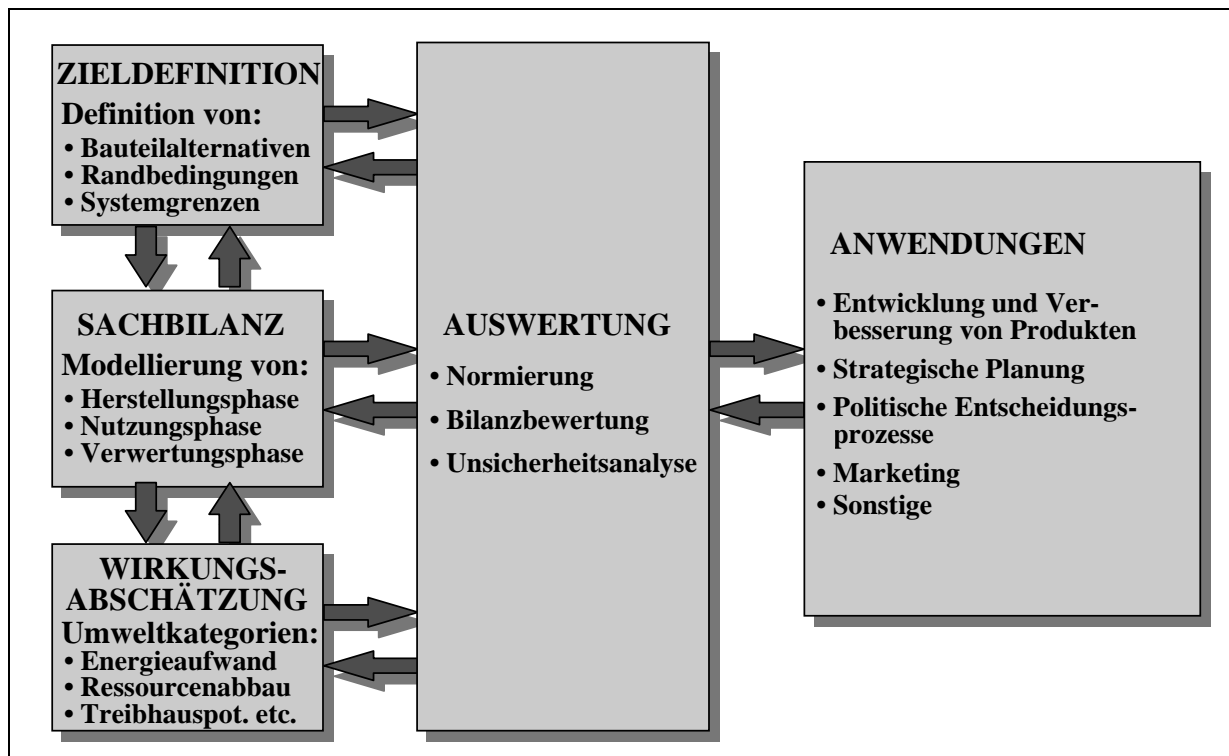
Eine inhaltlich über die AltautoV noch hinausgehende Festlegung von Verwertungszielen und Entsorgungsvorschriften für Altfahrzeuge wird derzeit auf europäischer Ebene von der Direction Générale XI der EU-Kommission angestrengt (*EU-Richtlinie „End of Life Vehicles“*). Die wichtigsten Forderungen liegen einerseits in der Festschreibung der Verwertungsquoten auf mindestens 85 bzw. 95 % ab dem Jahr 2006 bzw. 2015 (thermische Verwertung dabei max. 5 bzw. 10 %) für alle ab diesem Zeitpunkt zu entsorgenden Fahrzeuge. Andererseits sind Schwermetalle wie Blei, Quecksilber, Cadmium und Chrom<sup>VI</sup> vor dem Shreddern zu entfernen. Der Automobilhersteller hat ferner die Kosten der Fahrzeugverwertung für alle ab Juli 2002 zugelassenen Neufahrzeuge sowie ab 2007 für alle Fahrzeuge des Bestands (d.h. rückwirkend!) zu tragen (auch bei Fahrzeugen, die älter als 12 Jahre sind) [ACEA 97; FRIED 97; ELVDIR 00].

Das *Bundes-Immissionsschutzgesetz* (BImSchG) regelt die Errichtung und den Betrieb von Anlagen hinsichtlich Emissionen und Immissionen. Zweck des Gesetzes ist es, „*Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen ... zu schützen*“ (§ 1 BImSchG). Emissionen im Sinne dieses Gesetzes sind die von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Erscheinungen (§ 3 Abs. 2 BImSchG). Immissionen sind dagegen schädliche Umwelteinwirkungen, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen (§ 3 Abs. 1 BImSchG).

Der Geltungsbereich des BImSchG umfaßt explizit die Beschaffenheit, die Ausrüstung, den Betrieb und die Prüfung von Kraftfahrzeugen und ihren Anhängern (§ 2 Abs. 3 BImSchG). Kraftfahrzeuge und ihre Anhänger müssen nach § 38 Abs. 1 BImSchG so beschaffen sein, daß ihre durch die Teilnahme am Verkehr verursachten Emissionen bei bestimmungsgemäßem Betrieb die zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen einzuhaltenden Grenzwerte nicht überschreiten. Sie müssen ferner so betrieben werden, daß vermeidbare Emissionen verhindert und unvermeidbare Emissionen auf ein Mindestmaß beschränkt bleiben [BIMSCHG 94].

### 3 METHODIK ZUR ÖKOLOGISCHEN BILANZIERUNG VON AUTOMOBILBAUTEILEN

Das Ziel dieses Kapitels besteht darin, eine nachvollziehbare, transparente Methodik zur ökologischen Bilanzierung von Automobilbauteilen zu entwickeln, die deren potentielle Umweltauswirkungen möglichst vollständig erfasst und dennoch durch einen vertretbaren Bilanzierungsaufwand gekennzeichnet ist. Die Methodik wird sich dabei in der schematischen Vorgehensweise eng an das von der ISO 14040 ff. vorgegebene Gerüst anlehnen (Bild 3.1). Wo dies mangels konkreter Vorgaben, bzw. aufgrund von methodischen Ansatzspielräumen, nicht möglich ist, insbesondere in den Bereichen Allokation, Wirkungsabschätzung und Auswertung, wird sich das Verfahren an den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen im Bereich der Umweltmodellierung orientieren und aus diesen einen „Best Practice“-Ansatz ableiten.



**Bild 3.1:** Bestandteile einer Ökobilanz (in Anlehnung an [ISO14040 97])

#### 3.1 Definition von Bilanzierungsziel und Untersuchungsrahmen

Zur Durchführung einer Ökobilanz sind in einem ersten Schritt das Bilanzierungsziel und der Untersuchungsrahmen genau einzugrenzen. Die *Zieldefinition* (Goal Definition) dient einerseits der genauen Beschreibung des Zweckes der Bilanzierungsstudie, umfaßt aber andererseits auch

Angaben zu den Gründen für die Durchführung der Studie und benennt deren Auftraggeber und die Zielgruppe, die es anzusprechen gilt [ISO14040 97; SAUR 96].

Bei der *Definition des Untersuchungsrahmens* (Scope Definition) werden das zu bilanzierende *Produktsystem* beschrieben und die *Systemgrenzen* sowie die *Randbedingungen* der Bilanzierung aufgezeigt. Als Maß für den von einem Produktsystem ausgehenden Nutzen wird der Begriff der *funktionalen Einheit* (Functional Unit) eingeführt. Bei der Bilanzierung von Automobilkomponenten kann dies der Nutzen eines einfachen Bauteiles, wie z.B. eines Kotflügels sein, der in verschiedenen Werkstoffen darstellbar ist. Es können aber auch komplexe Baugruppen wie Antriebsstränge, die vergleichbare Leistungskriterien erfüllen, als funktionale Einheit definiert werden. Durch die Normierung der Input- und Outputdaten auf diese Referenzbasis lassen sich somit verschiedene Produktsysteme untereinander ökologisch vergleichen. Für den Fall, daß eines der zu vergleichenden Systeme zusätzliche Funktionen aufweist, die nicht im Rahmen der Bilanz berücksichtigt werden, müssen diese Extrafunktionen dokumentiert werden [ISO14040 97; ISO14041 98; HAES 96].

Der *Detailierungsgrad* der Bilanz ergibt sich einerseits aus der angestrebten „Breite“ der ökologischen Betrachtung, d.h. aus der Wahl der einzubeziehenden Teilsysteme (z.B. Produktherstellung, -nutzung und -verwertung, aber auch Transport, Energiebereitstellung, Herstellung der Produktionsanlagen, Hilfsprozesse wie Beleuchtung und Heizung etc.) [ISO14041 98; REICHE 94; SCHUCKERT 96]. Dabei ist es im Hinblick auf die Aussagekraft der Bilanz nicht immer erforderlich, möglichst viele der Teilsysteme zu bilanzieren. Im Falle einer vergleichenden Bilanzierung von Automobilbauteilen lassen sich hier z.B. die Teilsysteme Fahrzeugwartung und Verkehrsnetz anführen, die von den zu betrachtenden Fahrzeugalternativen oftmals gleichermaßen in Anspruch genommen werden und somit ausgeblendet werden können.

Andererseits hängt die Detailgenauigkeit von der „Bilanzierungstiefe“, d.h. von der Anzahl der zu erfassenden Stoff- und Energieströme ab. In diesem Zusammenhang ist jedoch darauf hinzuweisen, daß der Forderung nach einer möglichst vollständigen Erfassung aller Stoff- und Energieströme nicht nur aufgrund des zunehmenden zeitlichen und ökonomischen Aufwands, sondern auch wegen des abnehmenden Einflusses der Detailgenauigkeit auf das Gesamtergebnis nur in beschränktem Umfang zuzustimmen ist. Bei der *Definition der Systemgrenzen* werden aus diesem Grund *Abschneidekriterien* vereinbart, die es erlauben, alle als nicht relevant

eingestuften Ströme zu vernachlässigen [ISO14041 98; REICHE 94; SAUR 96]. Detaillierte Regeln zur Definition der Systemgrenzen stellt [BÜCHEL 96] auf, indem er beispielsweise Stoff- und Energieströme, deren Anteile weniger als 1 % am Gesamtsystem ausmachen, nicht mehr zum Produktsystem zählt (weitere Vertiefung dieser Thematik in [FRISCHKNECHT 97]).

Die Festlegung der Systemgrenzen erfolgt einerseits in räumlicher Hinsicht, d.h. hier gilt es, den geographischen Bezug des Systems eindeutig zu definieren (lokal, national, kontinental, global). Andererseits ist das System bezüglich des zu betrachtenden Zeitraumes (z.B. maximales Alter der Daten) und des technologischen Erfassungsbereiches (z.B. gewichteter Mittelwert der tatsächlich betriebenen Prozesse, beste verfügbare Technologie oder schlechtester Anlagenstand) genau einzugrenzen [ISO14040 97; ISO14041 98]. Die räumliche und zeitliche sowie die technologische Definition des Bilanzsystems wirkt sich somit insbesondere auf die Datenerhebung aus, bedenkt man z.B. die unterschiedlichen Wirkungsgrade der Strombereitstellung verschiedener Länder oder den mit der Wahl des Zeithorizontes der Betrachtung einhergehenden technologischen Fortschritt der Produktionsprozesse.

Neben den geographischen, zeit- und technologiebezogenen Aspekten der Datenerhebung hat die Qualität der herangezogenen Daten einen entscheidenden Einfluß auf die *Repräsentativität* des zu modellierenden Bilanzierungssystems. Bereits in der Definitionsphase des Untersuchungsrahmens ist deshalb möglichst anhand von Deskriptoren auf die Art und Qualität der Daten einzugehen. Hier soll einerseits aufgezeigt werden, ob die Studie auf real *gemessenen*, auf *Literaturdaten* oder auf *errechneten* bzw. *geschätzten Daten* beruht. Andererseits sind Angaben über die *Genauigkeit* der verwendeten Daten zu treffen (z.B. Varianz als Maß für die statistische Schwankungsbreite der Werte). Zudem soll auf die *Konsistenz* der verwendeten Daten eingegangen werden, d.h. es soll beschrieben werden, wie einheitlich die Studie methodologisch auf die einzelnen Komponenten der Analyse angewendet wird. Zu den methodologischen Ansätzen zählen z.B. *Allokationsverfahren* und *Methoden zur Wirkungsabschätzung*, die zur Wahrung der Verfahrenssymmetrie besonders beim Vergleich verschiedener Produktsysteme einheitlich anzuwenden sind [ISO14040 97; ISO14041 98; FLEISCHER 96].

Die Vorgehensweise bei der Definition des Untersuchungsrahmens folgt keineswegs einem starren chronologischen Muster, vielmehr zeichnet sich eine Ökobilanzierungsstudie als *iterativer Prozeß* aus. Bei der Sammlung von Daten und Informationen können neue Erkenntnisse

gewonnen werden, die eine Abänderung des Untersuchungsrahmens erfordern, um das ursprüngliche Ziel der Studie zu erreichen [ISO14041 98; HAES 96]. Nachdem die methodischen Rahmenbedingungen des Untersuchungsrahmens offengelegt sind, gilt es, noch die Art und den Aufbau des *Studienberichts* nach formellen Kriterien zu dokumentieren. Im Falle einer beabsichtigten Veröffentlichung der Bilanz muß zudem noch eine *kritische Prüfung* (Peer Review) durchgeführt werden, d.h. es muß die Studie daraufhin überprüft werden, ob den Anforderungen der ISO 14040 ff. hinsichtlich Methodik, Daten und Berichterstattung nachgekommen wird [ISO14040 97].

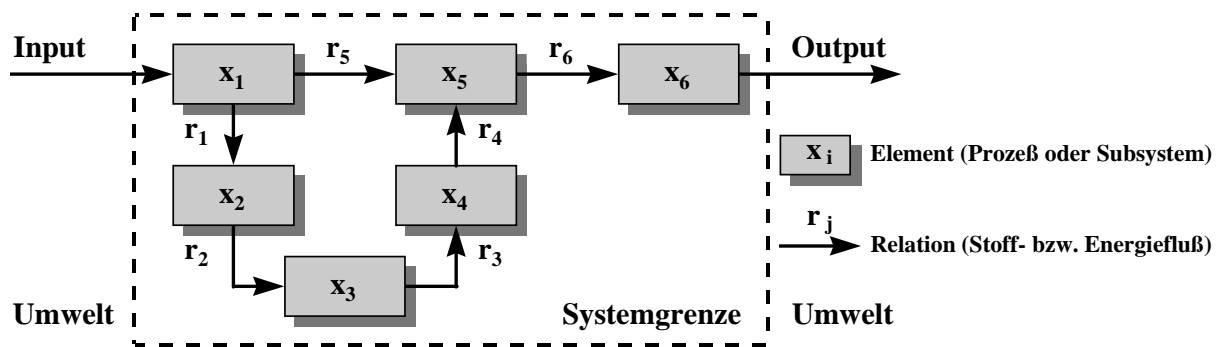
## 3.2 Sachbilanz – Grundlagen der Systemmodellierung

Die Sachbilanz beschreibt die Phase der Ökobilanz, in der anhand umfassender Datensammlungen und Berechnungsverfahren die relevanten Input- und Outputströme des zu untersuchenden Produktsystems quantifiziert werden. Das Ergebnis der Sachbilanz stellt somit eine umfangreiche Datenmatrix der medienübergreifenden Umweltbelastungen des gesamten Produktlebenszyklusses dar, in der die gleichartigen Stoff- und Energieströme aller bilanzierten Teilsysteme aggregiert sind [ISO14040 97; SAUR 96]. Die von *Wassily Leontief* begründete *Input-Output-Stoffstromanalyse* [BEYER 98] hat ihren methodischen Ursprung in der volkswirtschaftlichen Abbildung güterwirtschaftlicher Vorgänge. Im Unterschied zur wirtschaftswissenschaftlichen Handels- und Steuerbilanz, die auf Bestandsgrößen zurückgreift, stellt die Input-Output-Analyse eine auf Stoffströmen basierende Bilanzierungsmethode dar [REICHE 94].

### 3.2.1 Systemtheorie

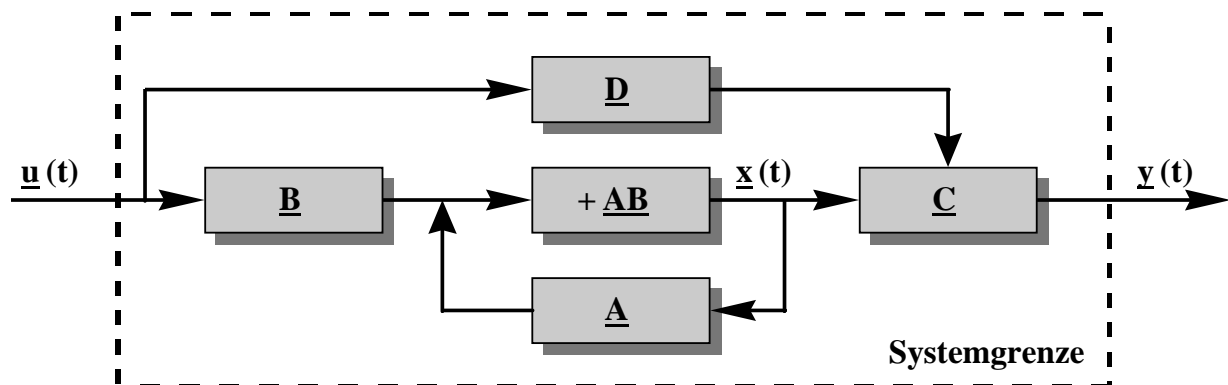
Unter einem *System* (Bild 3.2) versteht man nach [SCHUCKERT 96/2] eine abgegrenzte Menge von *Elementen*  $x_i$  ( $i = 1; n$ ), die miteinander und mit der *Umwelt* des Systems in Wechselwirkung stehen. Die Wechselwirkungen drücken sich aus in Form von *Relationen*  $r_j$  ( $j = 1, m$ ). Die Menge der Relationen wird als *Struktur des Systems* bezeichnet. Den Elementen ist eine Menge von Eigenschaften zugeordnet. Bei der Modellierung von Produktsystemen stellen die Elemente Prozesse bzw. Subsysteme dar, die Relationen spiegeln Stoff- und Energieflüsse wider. Sind die Outputs eines Elements zugleich Inputs eines anderen Elements, so liegt eine Kopplung von Elementen vor. Weist das System eine *Rückkopplung* auf, so spricht man von *dynamischen Systemen*, da Änderungen der Ausgangsgrößen auf die Eingänge zurückwirken.





**Bild 3.2:** *Klassisches System als Input-Output-Analyse (in Anlehnung an [SCHUCKERT 96/2])*

**Bild 3.3** zeigt am Beispiel des *kybernetischen Systemmodells*, wie sich ein rückgekoppeltes System mathematisch abbilden läßt (Kybernetik: Lehre von der Steuerung und Regelung von Systemen [KORNWACHS 94]). Im kybernetischen System wirkt die geschlossene Rückkopplung über die Systemmatrix  $\underline{A}$  zurück auf den Zustand des Systems  $\underline{x}(t)$ . Die Kontrollmatrix  $\underline{B}$  bestimmt, wie stark der Input  $\underline{u}(t)$  den Systemzustand beeinflusst, während die Ergebnismatrix  $\underline{C}$  bestimmt, inwiefern dieser Zustand auf die Ausgangsgröße  $\underline{y}(t)$  rückwirkt. Mit der Durchgriffsmatrix  $\underline{D}$  läßt sich das Ausmaß direkter Einwirkungen der Eingangsgröße  $\underline{u}(t)$  auf die Ausgangsgröße  $\underline{y}(t)$  determinieren [KORNWACHS 94; SCHUCKERT 96/2].

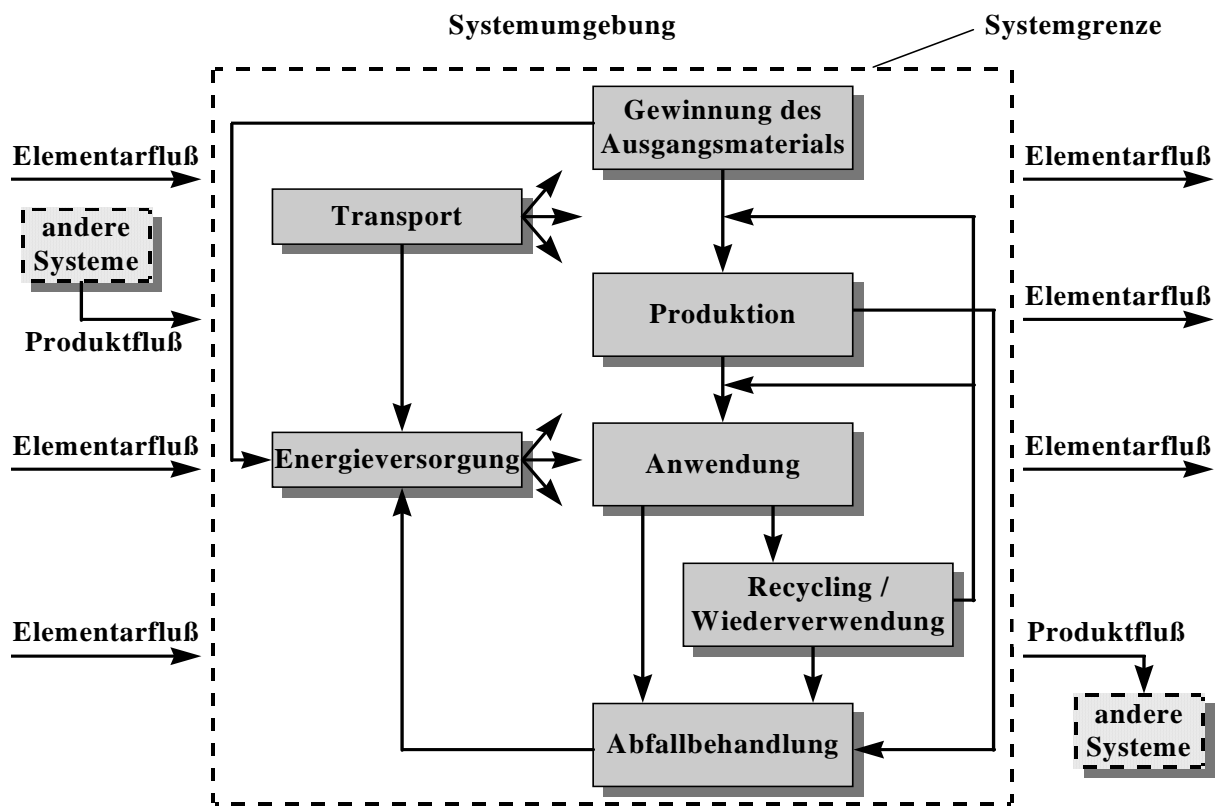


**Bild 3.3:** *Kybernetisches Systemmodell [KORNWACHS 94]*

### 3.2.2 Produktsystem

Das Produktsystem umfaßt alle Stoff- und Energieflüsse sowie *Module* (Prozesse und Prozeßketten), die zur Gewährleistung der Funktion des Produkts benötigt werden (**Bild 3.4**). Die Abgrenzung zur Systemumgebung erfolgt über die Definition der Systemgrenzen. In das Produktsystem treten Produkte aus anderen Systemen sowie Stoffe und Energien aus der Umwelt ein, bzw. sie treten aus dem System heraus. Während der Austausch zwischen den einzelnen

Modulen innerhalb des Produktsystems auch in Form von *Zwischenprodukt-Flüssen* erfolgen kann, sollten die Stoffe und Energien, die in das System eintretenden bzw. es verlassen, sogenannte *Elementarflüsse* darstellen, d.h. es sollten Inputs- oder Outputs sein, die ohne vorherige bzw. anschließende Behandlung durch den Menschen aus der Umwelt entnommen bzw. an sie abgegeben werden. Die Elementarflüsse der Inputseite bestehen aus stofflichen und energetischen Ressourcen während Emissionen in Luft, Wasser und Boden sowie Ablagerungsgüter, d.h. Abfälle die outputseitigen Elementarflüsse darstellen [GABi 96; ISO14040 97; ISO14041 98].



**Bild 3.4:** Beispiel eines Produktsystems für eine Ökobilanz [ISO14041 98]

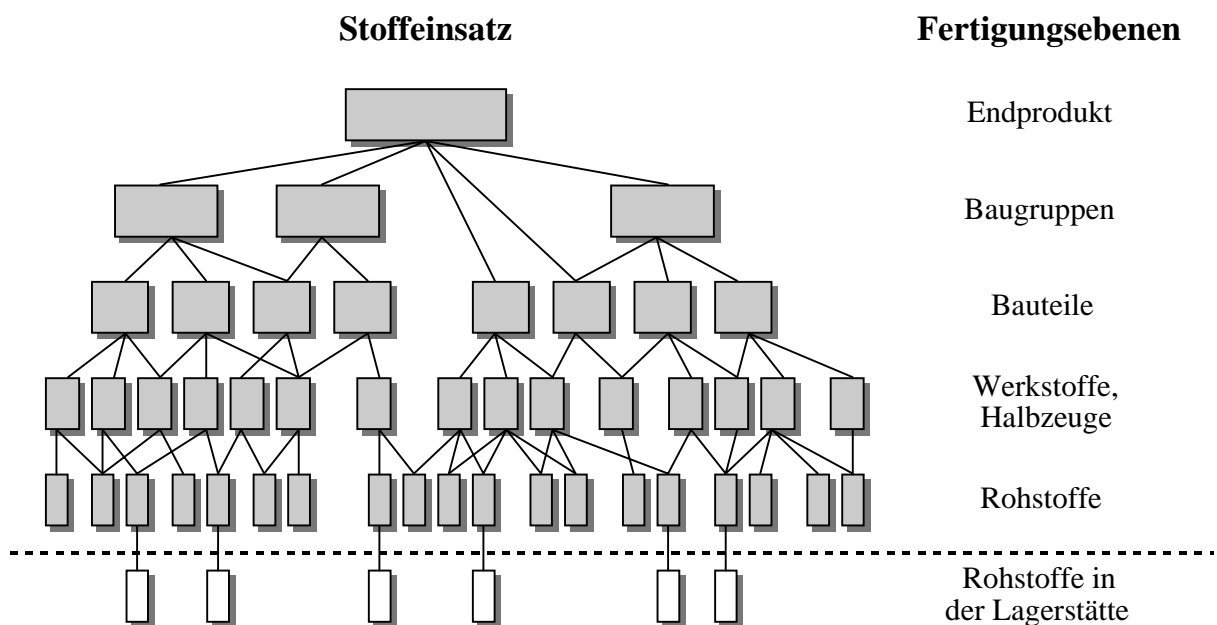
Da es sich bei dem Produktsystem um ein physikalisches System handelt, unterliegen alle einzelnen Module sowie das gesamte Produktsystem dem Gesetz der Erhaltung der Masse und der Energie (Gl. 3.1). Diese physikalischen Grundsätze erweisen sich insbesondere bei der Überprüfung der Konsistenz des modellierten Systems als nützlich [HEIJUNGS 92].

$$\sum_{i=1}^n \text{Masse}_{\text{Input}}(i) + \sum_{j=1}^m \text{Energie}_{\text{Input}}(j) = \sum_{k=1}^r \text{Masse}_{\text{Output}}(k) + \sum_{l=1}^s \text{Energie}_{\text{Output}}(l) \quad \text{Gl. 3.1}$$

### 3.2.3 Prozeßkettenanalyse

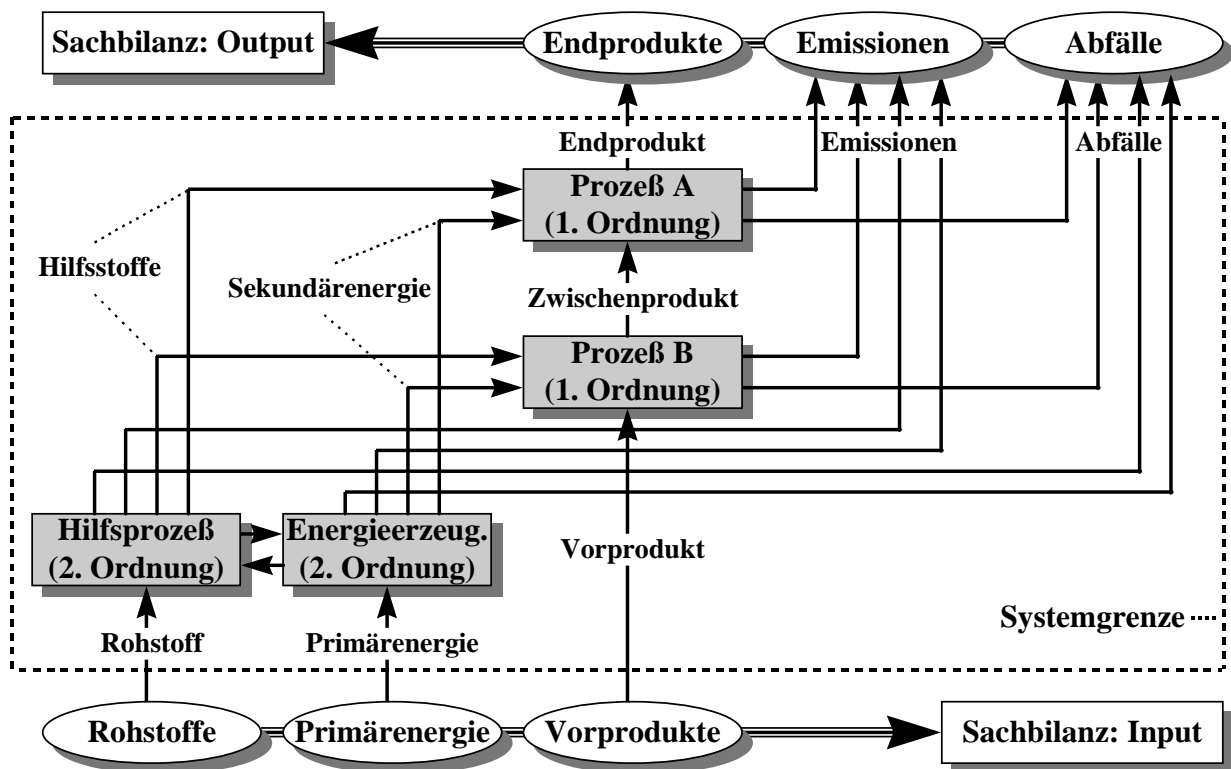
Die in Bild 3.4 vereinfacht dargestellten Module wie z.B. Produktion, Anwendung und Energieversorgung greifen ihrerseits wiederum auf eine Reihe weiterer Prozesse und Subsysteme zurück. Zur Ermittlung dieser dem Produktsystem zugrunde liegenden Einzelprozesse bzw. Prozeßketten sowie den hiermit verbundenen Stoff- und Energieströmen entlang der gesamten *Produktionslinie* wird auf das Instrument der *Prozeßkettenanalyse* zurückgegriffen, deren prinzipieller Aufbau am Beispiel des Moduls Produktherstellung erläutert werden soll.

Ausgehend vom Endprodukt lassen sich anhand eines *Materialstammbaums* (Bild 3.5) die jeweiligen Stoffeinsatzmengen der verschiedenen Fertigungsebenen des Produkts bis hin zur Exploration der Rohstoffe zurückverfolgen (Top-Down-Ansatz). Die im Rahmen dieses sogenannten *Material Break Down* ermittelten *Hauptstoffströme* (Vor-, Zwischen- und Endprodukte) stellen die Bindeglieder zwischen vor- und nachgelagerten Prozessen der einzelnen Hierarchieebenen dar und werden auch als Stoffströme erster Ordnung bezeichnet. Sie bilden das Mengengerüst ab, auf das bei der Modellierung der Prozeßkette Bezug genommen wird. So besteht das Endprodukt beispielsweise aus mehreren Baugruppen, die in einem Montageprozeß zusammengeführt werden. Die Baugruppen greifen ihrerseits auf Bauteile zurück, die wiederum aus Werkstoffen und Halbzeugen hergestellt sind, die unmittelbar auf in der Natur vorkommende Rohstoffe zurückgreifen [MAUCH 96].



**Bild 3.5:** Schema eines Materialstammbaums (nach [MAUCH 96])

Die Verknüpfung der Hauptstoffströme entlang der unterschiedlichen Fertigungsebenen basiert auf Prozessen, die neben den vorgelagerten Hauptstoffströmen Stoff- und Energieströme zweiter Ordnung wie Hilfsstoffe (z.B. Schmiermittel) und Energie (z.B. elektrischer Strom, Wärme) als weitere Inputgrößen benötigen und andererseits zusätzlich zu dem End- bzw. Zwischenprodukt Emissionen und Abfälle an die Umwelt abgeben (Bild 3.6).



**Bild 3.6:** Struktur einer vereinfachten Prozesskette erster und zweiter Ordnung

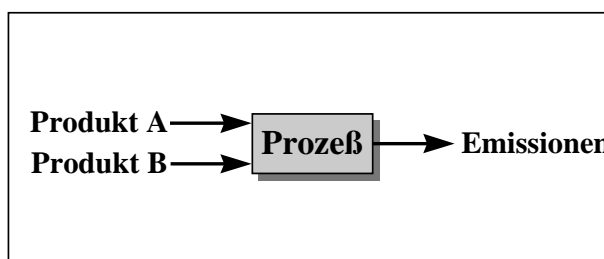
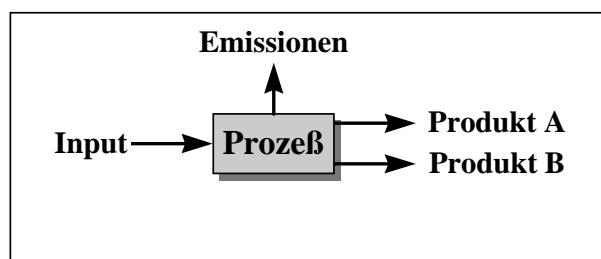
Das Ziel der Prozesskettenanalyse ist es, die den einzelnen Hauptstoffströmen zugrunde liegenden Prozesse (Prozesse erster Ordnung) zu quantifizieren. Greifen diese Prozesse ihrerseits wiederum auf Vor- bzw. Zwischenprodukte zurück, so sind auch die hierfür notwendigen Prozesse (Prozesse zweiter Ordnung) zu erfassen. Diese Iterationsschleifen (Bild 3.6) sind solange zu wiederholen, bis entweder einerseits alle erfaßten Stoff- und Energieströme Elementarflüsse darstellen oder andererseits eine weitere Herunterbrechung der Prozeßstrukturen (Prozesse n-ter Ordnung) keine signifikanten Auswirkungen auf das Gesamtergebnis mehr hat bzw. zu Werten führt, die innerhalb der Meßtoleranz übergeordneter Prozeßebenen liegen (vgl. hierzu *Detaillierungsgrad* und *Definition von Abschneidekriterien* in Abschnitt 3.1) [BÜCHEL 96; FLEISCHER 96; MAUCH 96].

### 3.2.4 Allokationen

In der Realität lassen sich nicht alle Produktsysteme derart modellieren, daß neben dem Endprodukt nur Elementarflüsse die Systemgrenzen überschreiten, vielmehr treten in realen Produktsystemen oftmals Prozesse und Prozeßketten auf, die durch weitere wertschöpfende Vor- bzw. Endprodukte gekennzeichnet sind, die nicht der untersuchten funktionalen Einheit zuzuordnen sind. In diesen Fällen, in denen mehr als ein Prozeßbezug vorliegt, ist eine *Allokation*, d.h. eine Aufteilung der Umweltbelastungen zwischen dem Hauptprodukt (funktionale Einheit) und diesen nicht zum Produktsystem gehörenden Nebenprodukten nötig. Der Allokation kommt ebenso wie der Definition der Systemgrenzen eine besondere Bedeutung im Hinblick auf das Gesamtergebnis der Bilanz zu [MAILLEFER 96]. Insgesamt sind 4 Prozeßstrukturen denkbar, die einer Zuordnung der Prozeßströme bedürfen. Sie lassen sich in die Kategorien *Multi-System-Prozesse* und *Recycling* einteilen [FINNVEDEN 96].

#### 3.2.4.1 Multi-System-Prozesse

Werden in einem Prozeß neben dem untersuchten Produkt weitere wertschöpfende Produkte, sogenannte *Koppelprodukte* erzeugt, so spricht man von einem *Multi-Output-Prozeß* (Bild 3.7). Koppelprodukte entstehen insbesondere bei chemischen Prozessen. So führt z.B. die Raffination von Erdöl zur gleichzeitigen Herstellung einer Vielzahl von Produkten (Benzin, Diesel etc.). Ein Beispiel für einen *Multi-Input-Prozeß* (Bild 3.8) stellt der *Abfallbehandlungsprozeß* (z.B. Müllverbrennung) dar, dessen Emissionen nicht mehr eindeutig dem durch das Produkt bestimmten Müllanteil zugeordnet werden können [FINNVEDEN 96; HAES 96].



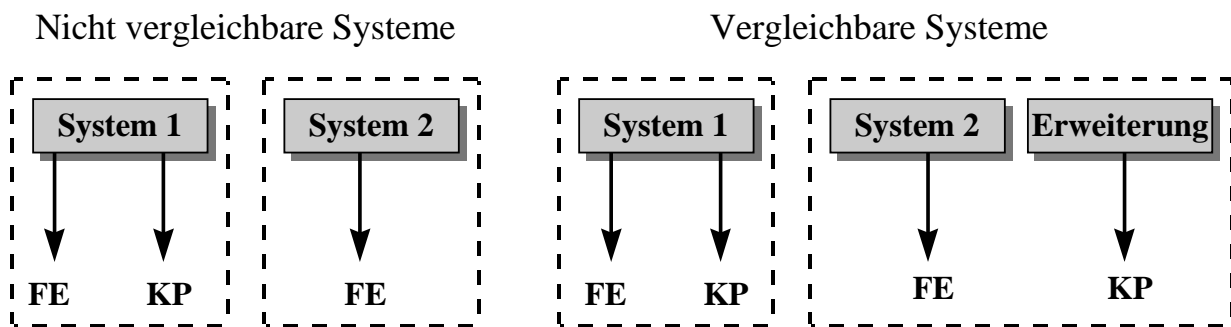
**Bild 3.7:** Multi-Output-Prozeß [FINNVEDEN 96]

**Bild 3.8:** Multi-Input-Prozeß [FINNVEDEN 96]

#### *Methoden der Allokationsvermeidung*

Grundsätzlich sollten Allokationen bei der Prozeßmodellierung so gut als möglich vermieden bzw. minimiert werden [FRISCHKNECHT 97]. Dies kann durch *Teilung der betroffenen Module*

in zwei oder mehrere Teilprozesse oder im Fall der Koppelproduktion durch *Erweiterung des Produktsystems* erfolgen [ISO14041 98]. Werden beispielsweise zwei Produktsysteme miteinander verglichen und weist eines der Systeme aufgrund von Koppelproduktion einen höheren Nutzen als die zugrundegelegte funktionale Einheit (FE) auf, so kann das Nutzenniveau des zweiten Systems durch eine Systemerweiterung dem Nutzen des ersten Systems angepaßt werden (Bild 3.9). Die Systemerweiterung ist dabei so zu modellieren, daß sie als Endprodukt den Nutzen des Koppelprodukts (KP) darstellt [LINDFORS 95/1; FLEISCHER 96].



**Bild 3.9:** Vergleichbarkeit von Systemen durch Systemerweiterung [FLEISCHER 96]

Eine der Systemerweiterung ähnliche Vorgehensweise zur Vermeidung der Allokation bei Koppelproduktion stellt die *Äquivalenzprozeßbilanzierung* dar. Für den Fall, daß die zusätzlich entstehenden Koppelprodukte gleichartige Produkte aus anderen Produktionslinien substituieren, lassen sich die mit diesen Produktionslinien verbundenen Umweltlasten vom betrachteten Prozeß subtrahieren. Hierdurch wird der Prozeß so modifiziert, daß er nur noch das gewünschte Hauptprodukt liefert und um die Umweltlasten der Koppelprodukte bereinigt ist [PATYK 96]. Im Falle hoher Umweltlasten des Äquivalenzprozesses kann dies jedoch zu negativen Umweltlasten des ausschließlich das Hauptprodukt erzeugenden Produktsystems führen.

### **Allokationsverfahren**

Ist eine Allokation unumgänglich, so wirft sich die Frage auf, nach welchem *Verteilungsschlüssel* eine Zuordnung der Umweltbelastungen zu den einzelnen Vor- (Multi-Input-Prozeß) bzw. Endprodukten (Multi-Output-Prozeß) verursachungsgerecht erfolgen kann. Hierbei stellt sich das Problem, daß i.d.R. keine physikalisch oder chemisch zwingend begründete Aufteilung des Ressourcenverbrauchs und der Prozeßemissionen vorgenommen werden kann und deshalb die Wahl eines Zuordnungsschlüssels zwangsläufig subjektiver Natur ist [MAUCH 96]. Betrachtet man etwa die Verwertungsphase eines schwermetallfreien Produktes, so kann es möglich sein, daß die Gesamtemissionen des Verbrennungsprozesses aufgrund der beigemengten

Abfallstoffe dennoch Schwermetallemissionen enthalten, die über den Allokationsschlüssel dem Produkt zugeordnet werden, obwohl dieses nicht ursächlich hierfür war [HEIJUNGS 92].

Bei der Wahl des Allokationsschlüssels sollte trotz der Unmöglichkeit einer vollständig verursachungsgerechten Zuordnung ein Kriterium herangezogen werden, das die zugrunde liegenden physikalischen und chemischen Beziehungen zwischen den einzelnen Produkten und den Systeminputs und -outputs möglichst vollständig widerspiegelt [ISO14041 98]. Eine Verteilung auf Basis physikalischer Kriterien kann z.B. anhand der Masse, des Volumens oder des Heizwerts der einzelnen Stoffströme erfolgen, während chemische Beziehungen z.B. über das molare Gewicht aufgestellt werden können [FINNVEDEN 96; MAILLEFER 96]. Sind weder physikalische noch chemische Zuordnungsschlüssel denkbar, so sollte der Allokationsparameter die ökonomischen Stoff- und Energiebeziehungen des untersuchten Systems widerspiegeln [HAES 96; FRISCHKNECHT 97]. Die Anwendung eines monetären Schlüssels hat allerdings zur Folge, daß bei Marktschwankungen die Aufteilung der Umweltlasten infolge des abgeänderten Allokationsschlüssels ebenfalls Schwankungen unterworfen ist [MAILLEFER 96].

Grundsätzlich gilt für alle Allokationsschlüssel, daß die Summe der durch die Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Prozesses gleich den Inputs und Outputs des Prozesses vor der Allokation sein muß [ISO14041 98]. Der Saldo der Massen- und Energiebilanz der zu verteilenden Stoffströme wird daher durch die Allokation nicht angetastet, lediglich die prozentuale Zuordnung der Umweltbelastungen zu den einzelnen Endprodukten kann je nach Wahl des Schlüssels verschoben werden.

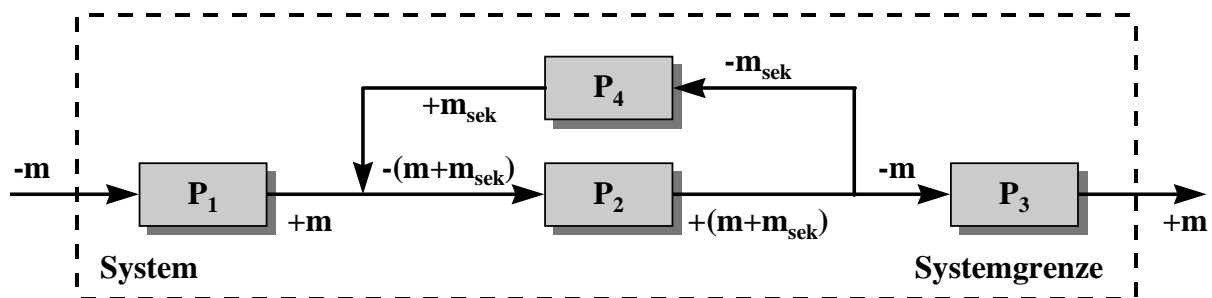
Die Bestimmung des Allokationsverfahrens kann nicht im Sinne einer Konvention allgemeingültig auf das gesamte Produktsystem erfolgen, vielmehr sind alle allokationsbedürftigen Prozesse eines Produktsystems auf ihren individuellen Allokationsschlüssel hin zu überprüfen. Hierzu sind die betrachteten Prozesse mittels verschiedener in Frage kommender Allokationsverfahren zu modellieren. Das Ergebnis dieser Sensitivitätsanalysen gilt es anschließend auf die Plausibilität des Verteilungsschlüssels hin zu verifizieren [ISO14041 98; FRISCHKNECHT 97]. In [FEUERHERD 96; HAAGENSEN 96; PATYK 96; SCHUCKERT 96/2] sind Beispiele zur Wahl des Allokationsschlüssels von Multi-System-Prozessen angeführt, die die fallspezifische Eignung unterschiedlicher Verteilungsschlüssel für den jeweiligen Anwendungsfall verdeutlichen.

### 3.2.4.2 Recyclingprozesse

Prozesse, in die *Sekundärstoffe* eingehen bzw. die als Ausgangsprodukte Sekundärstoffe abgeben, lassen sich in die Kategorien *Closed-Loop-Recycling* und *Open-Loop-Recycling* einteilen. Während sich beim Closed-Loop-Recycling der Sekundärstoffkreislauf innerhalb des Produktsystems befindet (z.B. Aluminium-Blech wird zu Aluminium-Blech rezykliert), tritt beim Open-Loop-Recycling der Fall ein, daß der im ersten Produktsystem erzeugte Sekundärstoff die Systemgrenzen überschreitet und in ein zweites Produktsystem eingeht (z.B. Aluminium-Blech wird zu Aluminium-Guß rezykliert) [HEIJUNGS 92].

#### *Closed-Loop-Recycling*

Das Closed-Loop-Recycling stellt in seiner typischen Ausprägung als *Produktionsrücklaufrecycling* eine Form des Recyclings dar, bei dem die im Produktionsprozeß anfallenden Sekundärstoffe umgehend wieder aufgearbeitet und in den Materialfluß des Produktionsprozesses zurückgeführt werden. Beim Closed-Loop-Recycling tritt demzufolge eine *Rückkopplung* (vgl. Abschnitt 3.2.1) zwischen der den Produktionsprozeß in Form eines Sekundärstoffes verlassenden Ausgangsgröße und den in den Produktionsprozeß einfließenden Eingangsgrößen auf. Bild 3.10 zeigt ein Beispiel für ein Produktsystem mit Closed-Loop-Recycling.



**Bild 3.10:** Produktsystem mit Closed-Loop-Recycling (z.B. P<sub>1</sub>: Produktion des Grundwerkstoffes; P<sub>2</sub>: Verarbeitung zum Halbzeug mit Verschnitt; P<sub>3</sub>: Bauteilherstellung; P<sub>4</sub>: Materialaufbereitung durch Recycling, d.h. Herstellung des Grundwerkstoffes aus Sekundärstoff [NEUMANN 96/3])

Neben dem durch den Hauptstoffstrom  $m$  gekennzeichneten Primärstofffluß ( $P_1 \Rightarrow P_2 \Rightarrow P_3$ ) existiert beim Closed-Loop-Recycling noch ein geschlossener *Sekundärstoffkreislauf* mit dem Durchsatz  $m_{\text{sek}}$  ( $P_2 \Rightarrow P_4 \Rightarrow P_2$ ). Die in die Prozesse P (bzw. Systeme) eintretenden Inputs weisen dabei nach der Konvention von [HEIJUNGS 92] ein negatives Vorzeichen auf, während Outputs mit einem positiven Vorzeichen versehen sind. Betrachtet man den Teilprozeß P<sub>2</sub>, so zeigt sich, daß für die Prozeßführung nicht nur der als Ausgangsstoff gewünschte Hauptstoffstrom



der Masse  $m$  benötigt wird, sondern aufgrund von auftretenden Produktionsrückständen der Input um den Sekundärstoff  $m_{\text{sek}}$  höher sein muß. Die Höhe des Sekundärstoffes  $m_{\text{sek}}$  hängt dabei vom *Recyclinggrad*  $r$  (z.B. Verschnitt), d.h. vom Verhältnis zwischen Produktionsrückständen und Produktionsinput ab, wie aus Gl. 3.2 hervorgeht [NEUMANN 96/3].

$$\text{Recyclinggrad} \quad r = \frac{m_{\text{sek}}}{m + m_{\text{sek}}} \quad [--] \text{ bzw. } [\%] \quad \text{Gl. 3.2}$$

Ist der Recyclinggrad eines Prozesses bekannt, so läßt sich die Höhe des Sekundärstoffflusses zur Modellierung der Prozeßgrößen nach Gl. 3.3 bestimmen:

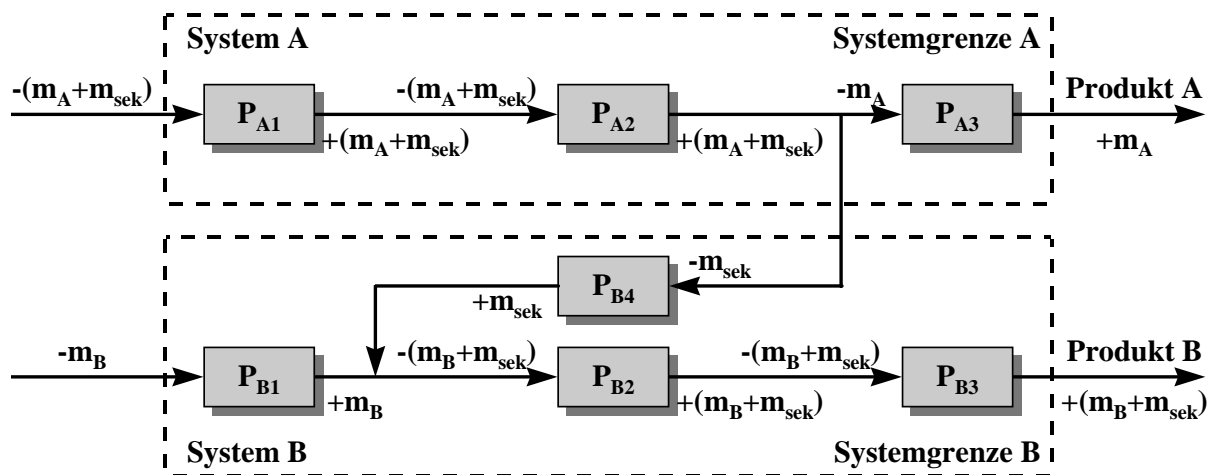
$$\text{Sekundärstofffluß} \quad m_{\text{sek}} = \frac{r \cdot m}{(1 - r)} \quad [\text{kg}] \quad \text{Gl. 3.3}$$

Der Sekundärstoffkreislauf muß zur Bewerkstelligung der Kreislaufführung einmal „aufgefüllt“ werden, d.h. beim ersten Durchlauf des Prozesses  $P_2$  muß neben dem Primärstoff  $m$  der Sekundärstoff  $m_{\text{sek}}$  eingebracht werden (Bild 3.10). Dies wirft die Frage auf, ob die mit der Erzeugung des Sekundärstoffes verbundenen Umweltbelastungen dem Produkt anzurechnen sind. Bei Betrachtung des Gesamtsystems zeigt sich, daß bei einem Closed-Loop-Recycling aufgrund der geschlossenen Kreislaufführung kein Sekundärstoff die Systemgrenze überschreitet. D.h. der Sekundärstoff muß zwar zur Ingangsetzung des ersten Kreislaufs erst einmal erzeugt werden, er bleibt aber anschließend in gleicher Qualität und Quantität dem System erhalten. Insofern sollen die zu seiner Erzeugung notwendigen ökologischen Aufwendungen nicht erfaßt werden.

### **Open-Loop-Recycling**

Beim Closed-Loop-Recycling werden Sekundärstoffe nur innerhalb des Produktsystems in einem geschlossenen Kreislauf geführt, so daß eine Allokation vermieden werden kann. Anders stellt sich der Sachverhalt beim Open-Loop-Recycling dar. Hier tritt der im ersten Produktsystem (System A) erzeugte Sekundärstoff über dessen Systemgrenzen hinweg und findet in einem zweiten Produktsystem (System B) Anwendung (Bild 3.11). Das Problem beim Open-Loop-Recycling liegt darin, eine möglichst verursachungsgerechte Aufteilung der durch die Erzeugung des Sekundärstoffes  $m_{\text{sek}}$  auftretenden Umweltbelastungen vorzunehmen. Werden die Umweltbelastungen des Sekundärstoffes z.B. gänzlich dem System A zugeteilt, so profitiert

System B von dem „gratis“, d.h. ohne ökologische Belastungen zur Verfügung gestellten Sekundärmaterial und umgekehrt.



**Bild 3.11:** Produktsysteme A und B mit Open-Loop-Recycling (z.B.  $P_{A1}$ ,  $P_{B1}$ : Produktion des Grundwerkstoffes;  $P_{A2}$ ,  $P_{B2}$ : Verarbeitung zum Halbzeug mit Verschnitt;  $P_{A3}$ ,  $P_{B3}$ : Bauteilherstellung;  $P_{B4}$ : Materialaufbereitung)

Open-Loop-Recycling sollte aufgrund dieser methodischen Schwierigkeiten soweit als möglich vermieden werden. Dies kann einerseits durch die Erweiterung des Systems dergestalt erfolgen, daß alle Open-Loop-Recycling enthaltenden Systeme zu einem Gesamtsystem zusammengefaßt werden (Kaskadenrecycling) bzw. daß Produktsysteme, die nur den Sekundärstoff produzieren, über die Äquivalenzprozeßbilanzierung vom Open-Loop-System subtrahiert werden (vgl. „Methoden der Allokationsvermeidung“ in Abschnitt 3.2.4.1). Dies setzt allerdings voraus, daß die vormaligen bzw. weiteren Verwendungen des Sekundärstoffes bekannt sind und die Umweltdaten, die von den diesbezüglichen Produktsystemen ausgehen, verfügbar sind [LINDFORS 95/1; FINNVEDEN 96; PATYK 96].

Andererseits läßt sich ein hypothetisches Produktsystem modellieren, das den Sekundärstoff nicht mehr nach außen abgibt, sondern intern in Form eines Closed-Loop-Recycling benutzt (vgl. „Closed-Loop-Recycling“). Eine Voraussetzung für diese Closed-Loop-Modellierung ist allerdings, daß der Sekundärstoff die gleichen inhärenten Eigenschaften aufweist, wie das verwendete Primärmaterial. Diese Bedingung ist dann erfüllt, wenn das Sekundärmaterial in seinen physikalischen Eigenschaften mit denen des Primärmaterials vergleichbar ist. In diesen Fällen, in denen kein sogenanntes *Downcycling* stattfindet, kann die Allokation vermieden werden, da die Verwendung von Sekundärstoffen den Einsatz von primärem Material substituiert [LINDFORS 95/1; ISO14041 98].

In allen anderen Fällen ist eine Allokation der Umweltbelastungen notwendig. Bei Betrachtung des Systems A in Bild 3.11 wirft dies die Frage auf, in welchem Ausmaß die Umweltbelastungen des Systems A dem Sekundärstoff zugerechnet werden können und somit die Umweltverträglichkeit des Produktes A steigern bzw. inwiefern Produkt B durch die mit der Verwendung des Sekundärstoffes implizierten Umweltauswirkungen belastet werden kann. Aus methodischer Sicht läßt sich der im Open-Loop-System erzeugte Sekundärstoff als Koprodukt interpretieren [FINNVEDEN 96], so daß prinzipiell die aus Abschnitt 3.2.4.1 bekannten Allokationsverfahren angewendet werden können. Bei Kenntnis aller vom Sekundärstoff zu durchlaufenden Produktsysteme besteht nach [FRISCHKNECHT 97] auch die Möglichkeit, die Umweltbelastungen der gesamten Recyclingkaskade auf die Anzahl der Produktsysteme zu verteilen.

Auch bei der Allokation von Open-Loop-Recycling gilt, daß kein universeller Allokationsschlüssel existiert, vielmehr ist die Wahl des Verteilungsverfahrens von den fallspezifischen Gegebenheiten des zu untersuchenden Produktsystems abhängig [MAILLEFER 96]. LINDFORS ET AL. haben in diesem Zusammenhang sehr detailliert verschiedene Allokationsverfahren fallspezifisch auf ihre Plausibilität hin überprüft und daraus für die Allokation von Open-Loop-Recycling eine Vorgehensweise zur Auswahl des geeigneten Allokationsschlüssels abgeleitet [LINDFORS 95/1].

### 3.2.5 Stoff- und Energiebilanz

Nachdem die Prozeßkette vollständig erfaßt worden ist, läßt sich die nach gleichartigen Stoff- und Energieströmen aggregierte Sachbilanz, d.h. der Sachbilanzvektor  $\beta_k$  des Produktsystems, aufstellen. Gemäß dem ersten Hauptsatz der Thermodynamik gilt, in Analogie zum Gesetz der Massenerhaltung, daß die Summe aller Energieänderungen in einem abgeschlossenen System gleich null ist [STEPHAN 90]. Für die Sachbilanz (bilanx: lateinisch Waage) bedeutet dies, daß im Falle einer vollständigen Sachbilanz, sinngemäß zur betriebswirtschaftlichen Bilanz, die „Aktiva“ gleich der „Passiva“ sein müssen bzw. die Summe aller Inputströme gleich der Summe aller Outputströme sein muß (Tabelle 3.1).

Die Sachbilanz umfaßt alle einheitlich bewerteten Stoff- und Energiemengen, die während der Betrachtungszeit in das Produktsystem eintreten bzw. es verlassen [MAUCH 96]. Unter dem Begriff Stoffe werden dabei die massebezogen (in kg) ermittelten Substanzen bzw. Kombina-

tionen mehrerer Substanzen subsumiert, die ihrerseits chemische Elemente oder Verbindungen darstellen. Zu den Eintragsstoffen der Massenbilanz gehören Rohstoffe (primäre und sekundäre) oder Vorprodukte, während zu den Austragsstoffen das Prozeßprodukt, eventuelle Koppelprodukte und Emissionen in Luft, Wasser und Boden sowie Abfälle zählen [FLEISCHER 96].

**Tabelle 3.1:** Datenstruktur einer fiktiven Sachbilanz (nach [GABI 96])

<b>SACHBILANZ</b>					
<b>INPUT</b>			<b>OUTPUT</b>		
<b>Flußgruppe</b>	<b>Untergr.</b>	<b>Beispiel</b>	<b>Flußgruppe</b>	<b>Untergr.</b>	<b>Beispiel</b>
<b>Vorprodukte</b>	Energieträger Wertstoffe Reststoffe	El. Strom Kühlwasser Stahlschrott	<b>Endprodukte</b>	Energieträger Wertstoffe Reststoffe	El. Strom Stahlblech Stahlschrott
<b>Energetische Ressourcen</b>	Regenerativ	Wasserkraft Windkraft Solarkraft	<b>Emissionen in Luft</b>	Standard Summenwert Anorganisch Organisch Schwermetalle Dissip. Wärme Radioaktiv Lärm Gerüche	Stickoxide PAH's Ammoniak Benzol Arsen Abwärme Cäsium 137 Schallpegel Schwellenwerte
	Nicht regenerativ	Braunkohle Steinkohle Erdgas Erdöl Uran			
<b>Stoffliche Ressourcen</b>	Regenerativ	Holz Raps	<b>Emissionen in Wasser</b>	Summenwert Anorganisch Organisch Schwermetalle Dissip. Wärme Radioaktiv	BSB Chlorid Sulphat Chrom Abwärme Radium 226
	Nicht regenerativ	Bauxit Eisenerz Kalkstein			
			<b>Emissionen in Boden</b>	Summenwert Anorganisch Organisch Schwermetalle Dissip. Wärme Radioaktiv	BSB Chlorid Sulphat Chrom Abwärme Radium 226
<b>Fläche als Ressource</b>	Natürlichkeitsgrade (Hemerobiestufen) <sup>2</sup>		<b>Ablagerungsgüter</b>	Haldengut Industriemüll Hausmüll Sondermüll Radioaktive Abfälle	
<b>Σ Inputströme = Σ Outputströme</b>					

Die Energiebilanz erfaßt die energiebezogen (in kJ bzw. Wh) ermittelten Energiemengen chemischer, thermischer und potentieller Energie sowie Strahlung und Lärm (Schwingungsenergie). Der Energieinhalt von Rohstoffen wird über die rohstoffspezifischen Heizwerte<sup>3</sup> er-

<sup>2</sup> Vgl. hierzu [KLÖPFER 94]

<sup>3</sup> Zu unterscheiden sind der spezifische Brennwert  $H_o$  (oberer Heizwert) mit Rückgewinnung der Kondensationswärme des bei Verbrennung gebildeten Wasserdampfs und der in der Verbrennungstechnik übliche Wert, der spezifische Heizwert  $H_u$  (unterer Heizwert) ohne die Kondensationswärme (vgl. DIN 5499) [MARESKE 90].

rechnet, wobei die mit heutiger Technologie tatsächlich aus dem Brennstoff zu gewinnende Wärmeenergie als Maßstab für die Wahl des Heizwertkriteriums herangezogen wird. Mit Ausnahme gasförmiger Energieträger, bei denen die Berechnung auf Basis des oberen Heizwerts  $H_o$  (Brennwert) erfolgt, dient i.d.R. der untere Heizwert  $H_u$  als Bezugsgröße für die Errechnung der freiwerdenden Wärmeenergie [SCHUCKERT 96/2].

Eine besondere Bedeutung im Hinblick auf die Energiebilanz kommt der stofflich gebundenen Energie beim Durchlaufen von chemischen Umwandlungsprozessen zu. So ist einerseits bei Oxidationsprozessen (z.B. Oxidation von Ethylen zu Ethylenoxid) aufgrund deren exothermer Prozeßverläufe der Endenergieeinsatz kleiner als der Energieinhalt der bei diesen Prozessen anfallenden Prozeßwärme. Bei Reduktionsprozessen (z.B. Reduktion von Aluminiumoxid zu Aluminium) stellt sich in Folge der endothermen Prozeßführung der umgekehrte Sachverhalt dar. Dadurch, daß ein Teil der Prozeßenergie im Material chemisch gespeichert wird, liegt der eingesetzte Endenergieverbrauch über den bilanzierten Energieverlusten [MAUCH 96].

Der spezifische Energieinhalt des Werkstoffs ( $E_W$ ) liegt daher bei exothermen Prozessen infolge deren negativer Syntheseenergie ( $\Delta E$ ) unterhalb des spezifischen Energieinhalts des Rohstoffs ( $E_R$ ), während endotherme Prozesse aufgrund deren positiver Syntheseenergie zu einer Erhöhung des spezifischen Werkstoffenergieinhalts führen, wie aus Gl. 3.4 hervorgeht [SCHUCKERT 96/2].

**Energieinhalt Werkstoff**

$$E_W = E_R + \Delta E$$

**Gl. 3.4**

Die Ermittlung der Sachbilanzen wird seit Mitte der 80er Jahre durch computerbasierte Berechnungsverfahren unterstützt [FLORIN 96]. Der Schwerpunkt dieser ersten Softwareversionen bestand in der Möglichkeit zur virtuellen Nachbildung von Prozessen und deren anschließender Aggregation zu Stoff- und Energiestrombilanzen sowie in der Datenarchivierung. Neben der verbesserten Bearbeitung dieser ursprünglichen Aufgaben bieten die derzeit am Markt erhältlichen Softwareprogramme (ECO-IT, GABI, HERAKLIT, SIMAPRO, TEAM<sup>TM</sup> etc. [ECODESIGN 98; SAMBA 98]) zusätzlich die Möglichkeit der computergestützten Bilanzbewertung und Ergebnisdarstellung. Eine Aggregation der Stoff- und Energieströme des Produktsystems erfolgt bei diesen Programmen über die *sequentielle Auflösung von Prozeßbäumen* [SCHWEIMER 97] oder durch die *Lösung linearer Gleichungssysteme* [HEIJUNGS 92; WILL 96].

### 3.3 Wirkungsabschätzung

Ziel der *Wirkungsabschätzung* ist es, die potentiellen Umweltwirkungen der in der Sachbilanz ermittelten Stoff- und Energieströme zu bestimmen. Die Wahl der Anwendung findenden Wirkungsabschätzungs- und Bewertungsmethode kann einen erheblichen Einfluß auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung ausüben, wie ein Vergleich verschiedener aktueller Methoden zeigt (siehe Anhang A 1.8). Basierend auf einer Evaluierung dieser Methoden (Anhang A 1) soll das über Wirkungspotentiale definierte Aggregationsverfahren der CML-Methodik (Anhang A 1.5) die Ausgangsbasis für den im folgenden beschriebenen Ansatz zur Wirkungsabschätzung darstellen. Bei der Wirkungsabschätzung nach der CML-Methode werden im Einklang mit der ISO 14040 ff. [ISO14040 97; ISO14042 98] die Stoff- und Energieströme ausgewählten umweltrelevanten Problemfeldern, sogenannten *Wirkungs- bzw. Umweltkategorien*, zugeordnet (Klassifizierung). Anschließend erfolgt innerhalb jeder einzelnen Wirkungskategorie eine Aggregation dieser Stoff- und Energieströme anhand ihrer spezifischen *Wirkungspotentiale* (Charakterisierung) [HEIJUNGS 92].

Eine Erweiterung der Ursache-Wirkungskette um konkrete Schadensbeschreibungen, wie sie etwa im Eco-Indicator oder in der EPS-Methode stattfindet (vgl. Anhang A 1.6 und A 1.7), soll bei dieser Methode der Wirkungsabschätzung so weit als möglich unterbleiben, da mit zunehmender Modellkomplexität die Unschärfe des vereinfachten Modells (z.B. lineare Schadensfunktionen; unberücksichtigte Abhängigkeiten verschiedener Umwelteffekte untereinander) im Vergleich zur hochgradig nichtlinearen Realität zunimmt. So soll z.B. für die Beschreibung des Treibhauseffektes über den Ansatz von Äquivalenzwerten lediglich das Potential eines Produktes zur Beeinträchtigung der Strahlungsbilanz der Erde und damit zur tendenziellen Erwärmung der Atmosphäre aufgezeigt werden. Der quantitative Zusammenhang zwischen den vom Produkt verursachten Emissionen und dem globalen Temperaturanstieg sowie weiterführende Konsequenzen, wie etwa das Abschmelzen des Polareises und der Anstieg des Meeresspiegels, sollen unberücksichtigt bleiben.

Die Erfassung der zur Potentialbeschreibung herangezogenen Äquivalenzwerte ist jedoch bereits mit Schwierigkeiten behaftet. Einerseits unterliegen die Äquivalenzwerte zur Beschreibung des Treibhauseffektes einer zeitlichen Abhängigkeit infolge unterschiedlicher Verweilzeiten der Spurengase in der Atmosphäre. So müßte anstelle des heute überwiegend herangezogenen Zeithorizontes von 100 Jahren ein über die Zeit integriertes Potential ermittelt werden.

Andererseits ist das Potential zur Umweltbeeinträchtigung bei regionalen Umweltkategorien, wie z.B. der Versauerung oder der Eutrophierung, von den spezifischen Gegebenheiten am Ort der Immissionseinwirkung und teilweise von der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung abhängig. So wäre das Versauerungspotential bei einer Schadstoffexposition in der Nähe von großen Wäldern als wesentlich höher einzustufen als dasjenige bei einer Exposition auf freiem Meer. Solange solche zeitlich und räumlich differenzierenden Äquivalenzwerte nicht verfügbar sind, kann nur auf allgemeine Äquivalenzwerte zurückgegriffen werden, die ihrerseits implizieren, daß die vom Produkt verursachten Emissionen an sensitive Standorte gelangt sind, wodurch das Produkt mit dem maximal möglichen Wirkungspotential belastet wird.

Gegenstand der Wirkungsabschätzung auf Basis der CML-Methodik sollen die in Tabelle 3.2 aufgeführten umweltrelevanten Themenfelder sein. Daneben sind noch weitere Umweltkategorien wie beispielsweise Abfallaufkommen, Flächenverbrauch, Lärm, Geruch, Abwärme etc. denkbar, die aber ebenso unberücksichtigt bleiben, wie die bislang unzureichend operationalisierbaren ökologischen Risiken der Kernenergie.

**Tabelle 3.2:** *Umweltkategorien der Wirkungsabschätzung*

<b>Umweltkategorien</b>	
<b><u>Global</u></b>	<b><u>Regional / lokal</u></b>
• Kumulierter Energieaufwand	• Versauerungspotential
• Ressourcenabbau	• Eutrophierungspotential
• Treibhauspotential	• Photochemisches Oxidantienbildungspot.
• Stratosphärisches Ozonabbaupotential	• Toxizitätspotential

*Differenzierung in globale, regionale bzw. lokale Wirksamkeit nach [HENSHAW 94]*

### **3.3.1 Kumulierter Energieaufwand**

Der Energieverbrauch wurde bisher überwiegend als Leitgröße herangezogen, um sowohl die ökonomische als auch ökologische Effizienz von Produkten bzw. Prozessen zu beurteilen. Obwohl der Energieverbrauch an sich keine direkten umweltschädigenden Einflüsse ausübt und damit keine Umweltkategorie im klassischen Sinn darstellt, soll er aufgrund seiner Funktion als Leitindikator dennoch in die Wirkungsabschätzung mit aufgenommen werden. So zeigen sich beispielsweise bei der Betrachtung der Nutzungsphase von Automobilen nahezu vollständige

Korrelationen zwischen dem Energieverbrauch und dem durch die Verbrennung des Kraftstoffes verursachten Ressourcenabbau und Treibhauspotential einerseits. Andererseits muß einschränkend hinzugefügt werden, daß diese Korrelationen nicht zwangsläufig auftreten müssen, denkt man an die energieverbrauchsunabhängigen Emissionen der limitierten Schadstoffe CO, HC und NO<sub>x</sub> infolge der Abgasnachbehandlung mit Dreiwegekatalysator.

Im Juni 1997 wurde erstmals eine umfassende VDI-Richtlinie zum Themenkomplex Kumulierter Energieaufwand und zur Erstellung von Energiebilanzen publiziert. Der *Kumulierte Energieaufwand* (KEA) gibt nach [VDI4600 97] die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann. Der KEA berechnet sich aus den *Endenergien*  $EE_i$ , den *Nichtenergetischen Verbräuchen*  $NEV_j$  (stofflicher Verbrauch der in der nationalen Energiestatistik erfaßten Energieträger, z.B. Werkstoffe aus fossilen Rohstoffen) sowie den *Stoffgebundenen Energieinhalten*  $SEI_k$  (stofflicher Verbrauch der in der nationalen Energiestatistik nicht erfaßten Energieträger, z.B. Werkstoffe aus Biomasse), die über ihre jeweiligen *Bereitstellungswirkungsgrade*  $g$  primärenergetisch bewertet werden (Gl. 3.5). Der Bereitstellungsaufwand von Stoffen errechnet sich dabei aus dem Verhältnis des Heizwertes  $H_u$  des Stoffes am Einsatzort zum KEA für die Bereitstellung [VDI4600 97].

$$\text{Kum. Energieaufw. } KEA = \sum_{i=1}^l \left( \frac{EE_i}{g_i} \right) + \sum_{j=1}^m \left( \frac{NEV_j}{g_j} \right) + \sum_{k=1}^n \left( \frac{SEI_k}{g_k} \right) \quad [MJ \text{ bzw. kWh}] \quad \underline{\text{Gl. 3.5}}$$

Für bisherige, überwiegend auf nicht regenerativen Primärenergien beruhenden Energiebereitstellungungsverfahren scheint der KEA ein geeigneter Grobindikator zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Produkten zu sein. Betrachtet man aber regenerative Energiebereitstellungssysteme wie z.B. die Photovoltaik, so ergibt sich infolge des bislang geringen Bereitstellungswirkungsgrades ( $g_{\text{Photovoltaik}} < 0,15$ ;  $g_{\text{Mix, Deutschland}} \text{ ca. } 0,30$ ) eine Benachteiligung solcher Endenergiebereitstellungungsverfahren. Für eine vergleichende Bewertung regenerativer und nicht regenerativer Energiebereitstellungungsverfahren sollte daher eine Aufteilung des Energieaufwandes in regenerative und nicht regenerative Energieaufwendungen vorgenommen werden und nur der nicht regenerative Verbrauch in die Bewertung einfließen. Zudem müßten aufgrund des i.d.R. höheren Herstellaufwandes regenerativer Kraftanlagen [VDI4600 98] die anteiligen Aufwendungen der Anlagenerstellung auf die Endenergie umgeschlagen werden.



**3.3.2 Ressourcenabbau**

Der *Ressourcenabbau* soll auf die endliche Verfügbarkeit von Rohstoffen hinweisen. Zudem führen zunehmende Rohstoffverknappungen dazu, auch schwieriger zu erschließende Rohstoffquellen zu explorieren, womit i.d.R. höhere Umweltbelastungen verbunden sind. Hieraus ergibt sich ein Bedarf, die unterschiedlichen Knappheiten verschiedener Ressourcen zu bewerten. Ressourcen lassen sich in *stoffliche* und *energetische*, diese wiederum in *regenerative* und *nicht regenerative Ressourcen* einteilen. Für die regenerativen Ressourcen gilt, daß die Abbaurrate nicht deren Regenerationsrate übersteigen darf. D.h. in Analogie zum kaufmännischen Wirtschaften darf nur von den Zinsen, nicht aber vom Kapitalstock gelebt werden, sonst tritt zwangsläufig eine immer schnellere Reduzierung des ökologischen Kapitalstockes mit zunehmendem Zeithorizont zu Tage.

Die nicht regenerativen Ressourcen setzen sich aus den energetischen und mineralischen Ressourcen zusammen. Während die energetischen Ressourcen verbraucht, d.h. in stofflose Energieformen gewandelt werden können, zeichnen sich aus mineralischen Ressourcen gewonnene Werkstoffe, wie z.B. Eisen und Aluminium als Kreislaufgüter aus, die je nach Verfahrenstechnik der Verwertung einer mehr oder minder großen Materialdissipation unterworfen sind. Eine weitere Aufteilung der Ressourcen kann nach Tabelle 3.3 vorgenommen werden.

**Tabelle 3.3:** Aufteilung der Welt-Ressourcen (nach [BGR 99])

Gesamtpotential			
Kumulierte Förderung	Gesamtressourcen / Verbleibendes Potential		
Kumulierte Förderung	Reserven	Ressourcen	
Kumulierte Förderung	Technisch und wirtschaftlich gewinnbar	nachgewiesen, derzeit technisch und / oder wirtschaftlich nicht gewinnbar	nicht nachgewiesen, geologisch möglich

Zur Quantifizierung des Ressourcenabbaus RA werden nach [HEIJUNGS 92] die von dem Produkt verursachten Ressourcenbeanspruchungen  $\beta_k$  (Sachbilanzvektor) ins Verhältnis zu den technisch und wirtschaftlich gewinnbaren Vorräten, d.h. den *Reserven*  $R_k$ , gesetzt (Gl. 3.6). Der Skalierungsfaktor  $10^{12}$  dient lediglich dazu, handhabbare Zahlendimensionen zu erzielen. Die von der *Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hannover)* ermittelten Reserven [BGR 97] sollen als Berechnungsgrundlage für die Beschreibung des Ressourcenabbaus dienen (vgl. Anhang A 2.1).

$$\text{Ressourcenabbau} \quad RA = 10^{12} \cdot \sum_{k=1}^s \frac{\beta_k}{R_k} \quad [--] \quad \text{Gl. 3.6}$$

### 3.3.3 Treibhauspotential

Unter dem *Treibhauseffekt* versteht man die Erwärmung der Erdatmosphäre, die mit der beeinträchtigten Wärmeabstrahlung in den Weltraum verbunden ist. Kohlendioxid, Wasserdampf, Aerosole und Spurengase lassen die in die Erdatmosphäre eintretende kurzwellige Sonnenstrahlung (UV-Strahlung) weitgehend ungehindert passieren. Beim Auftreten auf die Erdoberfläche wird diese Strahlung in Wärme und langwellige Wärmestrahlung (IR-Strahlung) umgesetzt. Die reflektierte IR-Strahlung wird hauptsächlich von Wasserdampf, Kohlendioxid, Methan, FCKW und Distickstoffoxid absorbiert und somit an der Abstrahlung in den Weltraum gehindert. Dieses Phänomen hat in den letzten 100 Jahren zu einer unerwünschten Temperaturerhöhung in der Troposphäre um + 0,45 °C geführt [SCHÄFER 93; LENZ 95].

Im Rahmen der folgenden Wirkungsabschätzung soll allerdings nicht der Treibhauseffekt, sondern lediglich das Potential zur Beeinträchtigung der Wärmeabstrahlung (*Treibhauspotential*) anhand der unterschiedlichen Absorptionsfähigkeiten treibhausrelevanter Gase beschrieben werden. Das *Treibhauspotential* (*Global Warming Potential*) einer Substanz  $k$  ergibt sich nach [HEIJUNGS 92] aus dem Wärmestrahlung-Absorptionskoeffizienten  $a_k$  des betrachteten Gases  $k$  multipliziert mit dessen Konzentration  $c_k$  zum Zeitpunkt  $t$  im Vergleich zu den korrespondierenden Werten der Bezugssubstanz  $\text{CO}_2$  (Gl. 3.7). Aufgrund unterschiedlicher Verweilzeiten verschiedener Gase in der Atmosphäre ergeben sich je nach betrachtetem Zeithorizont  $T$  auch unterschiedliche GWP-Äquivalenzwerte. Derzeit stehen GWP-Werte für die Horizonte 20, 100 und 500 Jahre zu Verfügung. Üblicherweise wird das  $\text{GWP}_{100}$  für die Berechnungen herangezogen.

$$\text{Global Warming Potential} \quad \text{GWP}_{T;k} = \frac{\int_0^T a_k \cdot c_k(t) dt}{\int_0^T a_{\text{CO}_2} \cdot c_{\text{CO}_2}(t) dt} \quad [\text{CO}_2\text{-Äquiv.}] \quad \text{Gl. 3.7}$$

Als Berechnungsgrundlage sollen die vom *Intergovernmental Panel on Climate Change* [IPCC 96] ermittelten GWP-Werte herangezogen werden (Anhang A 2.2). Bei der Berechnung

des Gesamt-Treibhauspotentials des untersuchten Produktes werden schließlich die treibhausrelevanten Substanzen  $\beta_k$  der Sachbilanz mit ihren jeweiligen Treibhauspotentialen  $GWP_{100; k}$  gewichtet und aufsummiert (Gl. 3.8). Weitergehende Ausführungen zur Treibhausproblematik sind in [BMUNR 97; HOUGHTON 92; GLOBALCHANGE 98 und FCCC 98] zu finden.

$$\text{Gesamttreibhauspotential} \quad GWP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot GWP_{100; k} \quad [kg \text{ CO}_2\text{-Äquiv.}] \quad \text{Gl. 3.8}$$

### 3.3.4 Stratosphärisches Ozonabbaupotential

Das *stratosphärische Ozonabbaupotential* gehört ebenso wie das Treibhauspotential zu den bereits etablierten Umweltkategorien, über dessen Bestimmung allgemeiner wissenschaftlicher Konsens herrscht [FINNVEDEN 97]. Ozon ( $O_3$ ) tritt sowohl in der Stratosphäre (ca. 90 %) als auch in vermindertem Ausmaß in der Troposphäre (ca. 10 %) auf. Die ökologischen Wechselwirkungen sind jedoch grundlegend verschieden. Der stratosphärische Ozonmantel, der insbesondere über der Antarktis einen starken Rückgang erfahren hat (antarktisches „Ozonloch“), schützt aufgrund seines Absorptionsvermögens an UV-B- ( $\mu$  319-286 nm) und UV-C-Strahlung ( $\mu$  285-40 nm) das Leben auf der Erde, während die seit Beginn der Industrialisierung verzeichnete Zunahme an troposphärischem (bodennahem) Ozon in der nördlichen Hemisphäre mit toxikologischen Auswirkungen verbunden ist. Diese sollen durch die Umweltkategorie des photochemischen Oxidantienbildungspotentiales gesondert Berücksichtigung finden. Als Folgen des stratosphärischen Ozonabbaus werden Tumorindikationen (Haut- und Augenkrebs), Mutationen der Erbsubstanz, aber auch Störungen der Photosynthese sowie Abnahmen des Meeresplanktons angeführt [METZ 96; SAUR 98; WMO/UNEP 95].

Das durch Auf- und Abbauprozesse charakterisierte dynamische Gleichgewicht der stratosphärischen Ozonkonzentration wird durch die Emission von Halogenkohlenwasserstoffen gestört. Diese werden in der Stratosphäre durch die energiereiche UV-Strahlung zerstört und führen über die hierbei freigesetzten katalytisch wirksamen Chlor- und Bromradikale einen Abbau der Ozonmoleküle herbei. Als Schlüsselparameter für das Zerstörungspotential verschiedener Halogenkohlenwasserstoffe haben sich die Anzahl der Halogenatome sowie deren atmosphärische Lebensdauer erwiesen [ENQUETE 90; SAUR 98]. Zur Bestimmung der Ozonschädigungspotentiale unterschiedlicher Halogenkohlenwasserstoffe wird im folgenden auf das in [HEIJUNGS 92] beschriebene klassische Modell der CML-Methodik zurückgegriffen. Das

Ozonabbaupotential (*Ozone Depletion Potential*, ODP) wird nach Gl. 3.9 durch das Verhältnis des von der betrachteten Substanz  $k$  ausgehenden Ozonabbaus  $\delta [O_3]_k$  zum Abbau  $\delta [O_3]_{FCKW-R11}$  der gleichen Emissionsmenge des Referenz-FCKW R11 definiert.

$$\text{Ozone Depletion Potential} \quad ODP_k = \frac{\delta [O_3]_k}{\delta [O_3]_{FCKW-R11}} \quad [FCKW-R11\text{-Äquiv.}] \quad \underline{\underline{Gl. 3.9}}$$

Von der World Meteorological Organization (WMO) wurden 1995 Ozonabbaupotentiale für halogenierte Kohlenwasserstoffe im Rahmen von Modellrechnungen ermittelt. Diese in Anhang A 2.3 aufgeführten ODP-Werte bilden die Grundlage für die Bestimmung des Gesamt-Ozonabbaupotentiales der betrachteten Produktalternative (Gl. 3.10). Vertiefende Betrachtungen zu den Ozonabbaumechanismen bzw. den ODP-Modellrechnungen werden in [ENQUETE 90] bzw. [WMO/UNEP 95] vorgenommen.

$$\text{Gesamtozonabbaupotential} \quad ODP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot ODP_k \quad [kg \text{ FCKW-R11-Äquiv.}] \quad \underline{\underline{Gl. 3.10}}$$

### 3.3.5 Versauerungspotential

Durch die Reaktion von Schwefeldioxid und Stickoxiden mit in der Troposphäre existentem Wasser tritt eine Versauerung der Niederschläge ein („Saurer Regen“), die negative Wirkungen auf menschliche Gesundheit, Vegetation (neuartige Waldschäden), Böden (Bodenversauerung) und Gewässer („Umkippen“ von Gewässern) ausübt. Die Quantifizierung des *Versauerungspotentiales*  $AP_k$  (*Acidification Potential*) verschiedener Substanzen  $k$  erfolgt nach [HEIJUNGS 92] anhand der Anzahl an  $H^+$ -Ionen  $v_k$ , die, auf die molare Masse des betrachteten Stoffes  $M_k$  bezogen, im Verhältnis zur Referenzsubstanz  $SO_2$  freigesetzt werden können (Gl. 3.11 und Anhang A 2.4).

$$\text{Acidification Potential} \quad AP_k = \frac{v_k / M_k}{v_{SO_2} / M_{SO_2}} \quad [SO_2\text{-Äquiv.}] \quad \underline{\underline{Gl. 3.11}}$$

Der Gesamtbeitrag eines Produktes zum Versauerungspotential errechnet sich durch Multiplikation der versauerungsrelevanten Sachbilanzwerte mit ihren jeweiligen Versauerungspotentialen nach Gl. 3.12. Eine Vertiefung der Thematik wird in [BLAU 95] vorgenommen.

$$\text{Gesamtversauerungspotential} \quad AP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot AP_k \quad [\text{kg } SO_2\text{-Äquiv.}] \quad \underline{\text{Gl. 3.12}}$$

### 3.3.6 Eutrophierungspotential

*Eutrophierung* bezeichnet eine durch Stickstoff- bzw. Phosphorverbindungen verursachte *Überdüngung* von Böden (*terrestrische Eutrophierung*) oder Gewässern (*aquatische Eutrophierung*). Die negativen potentiellen Auswirkungen der Eutrophierung führen beispielsweise bei der Eutrophierung von Oberflächengewässern zu einem schnelleren Algenwachstum, was seinerseits mit einer verminderten Photosynthese und damit mit einer geringeren Sauerstoffproduktion in tieferen Wasserschichten verbunden ist und somit tendenziell die Lebensgrundlage der Fische einschränkt (Fischsterben). Die Eutrophierung von Böden dagegen geht mit einer verstärkten Anfälligkeit der überdüngten Pflanzen gegenüber Krankheiten und Schädlingen sowie mit Nitrat-Akkumulationen sowohl in der Pflanze als auch im Grundwasser einher, die wiederum bei einer weiteren Reduktion zu Nitrit toxisch bedenkliche Auswirkungen auf die Nahrungskette des Menschen ausüben [HEIJUNGS 92; GABI 99/1; SAUR 98].

Eine Quantifizierung des Eutrophierungspotentials ( $EP_k$ ) erfolgt in Analogie zur Vorhergehensweise bei der Bestimmung des Versauerungspotentials nach [HEIJUNGS 92] über die Anzahl an eutrophierungswirksamen N- bzw. P-Anionen  $v_k$ , die auf die molare Masse des betrachteten Stoffes  $M_k$  bezogen, im Verhältnis zur Referenzsubstanz  $PO_4^{3-}$  (Phosphat-Anion) freigesetzt werden können (Gl. 3.13 und Anhang A 2.5). Für die Ermittlung des Gesamteutrophierungspotentials sind die Emissionen der Sachbilanz mit ihren eutrophierungsrelevanten Äquivalenzwerten nach Gl. 3.14 zu multiplizieren und aufzuaddieren. Auch zu dieser Thematik sind weitergehende Betrachtungen in [BLAU 95] zu finden.

$$\text{Eutrophierungspotential} \quad EP_k = \frac{v_k / M_k}{v_{PO_4^{3-}} / M_{PO_4^{3-}}} \quad [PO_4^{3-}\text{-Äquiv.}] \quad \underline{\text{Gl. 3.13}}$$

$$\text{Gesamteutrophierungspotential} \quad EP_{ges} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot EP_k \quad [\text{kg } PO_4^{3-}\text{-Äquiv.}] \quad \underline{\text{Gl. 3.14}}$$

### 3.3.7 Photochemisches Oxidantienbildungspotential

Stickstoffoxide ( $\text{NO}_x$ ), Kohlenwasserstoffe (HC) und Kohlenmonoxid (CO) begünstigen unter der Einwirkung von Sonnenlicht die Bildung von atomarem Sauerstoff (O), der wiederum mit dem Luftsauerstoff zu troposphärischem Ozon ( $\text{O}_3$ ) reagiert. Die  $\text{NO}_2$ -Photolyse stellt dabei die Grundreaktion für die Ozonbildung dar (Gl. 3.15). Hieraus ergibt sich eine Abhängigkeit der Ozonkonzentration vom  $\text{NO}_2/\text{NO}$ -Konzentrationsverhältnis. Zudem haben Kohlenwasserstoffe die Eigenschaft, über die Bildung von Peroxiden eine weitere Oxidierung des Stickstoffmonoxides herbeizuführen, wodurch bei starker Sonnenstrahlung die Ozonbildung verstärkt wird. Bei Lichtarmut dagegen findet eine Umkehrung des Prozesses statt [SAUR 98].



Die Auswirkungen der *photochemischen Oxidantienbildung* (auch als „Sommer-Smog“ bzw. „Los Angeles-Smog“ bezeichnet) sind vielfältig und reichen von Vegetationsschäden bis zu toxikologischen Erscheinungen. Beim Menschen verursacht Ozon in entsprechender Konzentration Augen- und Schleimhautreizungen sowie Atemnot, insbesondere bei körperlichen Anstrengungen. Gesundheitsunbedenklich gelten Konzentrationen bis  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [SCHÄFER 93].

Die Quantifizierung des photochemischen Oxidantienbildungspotentiales (POCP, Photochemical Ozone Creation Potential) findet nach [HEIJUNGS 92] über die Abhängigkeit der Ozonkonzentration  $a_k$  von der VOC-Emission  $b_k$  (Volatile Organic Compound; HC-Emission) im Verhältnis zu der Referenzsubstanz Ethylen innerhalb eines definierten Zeitraumes statt (Gl. 3.16).

$$\text{Photochem. Oxidantienbildungspot.} \quad \text{POCP}_k = \frac{a_k/b_k}{a_{\text{C}_2\text{H}_4}/b_{\text{C}_2\text{H}_4}} \quad [\text{Ethylen-Äquiv.}] \quad \text{Gl. 3.16}$$

Die Emissionen der Sachbilanz  $\beta_k$  sind wiederum mit ihren jeweiligen POCP-Werten zu gewichten und zu summieren (Gl. 3.17). Die zur Anwendung kommenden POCP-Äquivalenzwerte sind in Anhang A 2.6 aufgeführt. Eine weitere Vertiefung der Thematik wird in [DERWENT 91; GABI 99/1; METZ 96 und NICHOLS 96] vorgenommen.

$$\text{Gesamtoxidantienbildungspotential} \quad \text{POCP}_{\text{ges}} = \sum_{k=1}^s \beta_k \cdot \text{POCP}_k \quad [\text{kg Ethylen-Äquiv.}] \quad \text{Gl. 3.17}$$

### 3.3.8 Toxizitätspotential

Obwohl beispielsweise die kanzerogene Gefährdung einer Reihe von Substanzen, wie z.B. Asbest, Benzol und einigen Vertretern der PAH's, eindeutig nachgewiesen ist [METZ 00], stellt die Abschätzung des *Toxizitätspotentials* verschiedener Substanzen auf Mensch und Ökosystem innerhalb der ökobilanziellen Wirkungsabschätzung bislang eine der umstrittensten Umweltkategorien dar. Dies ist v.a. auf die äußerst komplexen Wirkungsmechanismen von der Schadstoffemission über deren Exposition bis hin zur Rezeption zurückzuführen, die in Wirkungsabschätzungsmodellen oftmals nur unzureichend nachgebildet werden können. Zudem ist die toxische Wirkung verschiedener Schadstoffe bei nichtlinearer Dosis-Wirkungsbeziehung von der Hintergrundbelastung abhängig, so daß diesbezügliche Informationen ebenso wie etwaige Abbaureaktionen der Schadstoffe in das Toxizitätsmodell einbezogen werden müßten.

Zur Beurteilung der Toxizität verschiedener Substanzen wurden in jüngster Vergangenheit eine Reihe von Modellen entwickelt [AHBE 90; ASSIES 94; GUINÉE 96; HEIJUNGS 92; JOLLIET 96]. Ein Vergleich dieser Methoden zeigt allerdings, daß lediglich die *Critical Surface-Time* 95 [JOLLIET 96] sowie das *LCA Impact Assessment of Toxic Releases* [GUINÉE 96] eine vollständige Modellierung sowohl der Schadstoffexposition als auch der potentiellen Effekte beinhaltet. Abhängigkeiten von der Hintergrundkonzentration der Schadstoffe sowie räumliche Differenzierungen der Schadstoffexpositionen könnten zwar über entsprechend differenzierte Expositions- und Effektfaktoren einbezogen werden, unterbleiben jedoch beim derzeitigen Entwicklungsstand auch bei diesen Modellen. Im folgenden wird das von GUINÉE ET AL. entwickelte *LCA Impact Assessment of Toxic Releases* vorgestellt.

Die Risikoabschätzung toxischer Substanzen erfolgt hierbei auf Basis des vom *National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM)* in Zusammenarbeit mit weiteren niederländischen Forschungsinstituten entwickelten Ausbreitungs- und Wirkungsmodelles USES 1.0 (Uniform System for the Evaluation of Substances). Ausgehend von der Schadstoffemission werden über ein Distributionsmodell die unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen in den Umweltkompartimenten Luft, Wasser und Boden berechnet. Über die in USES 1.0 implementierten Rezeptionsmodelle lassen sich hieraus Risikoabschätzungen für die Toxizitätskategorien *aquatische und terrestrische Ökotoxizität* sowie *Humantoxizität* vornehmen.

Die Höhe des toxikologischen Risikos einer Substanz  $k$  wird dabei für die Ökotoxizitäten über das Verhältnis aus erwarteter Expositionskonzentration  $PEC$  (*Predicted Environmental Concentration*) und der Höhe der Schwellenkonzentration  $PNEC$  (*Predicted No-Effect Concentration*), bei der keine Schäden zu erwarten sind, abgeschätzt. Setzt man die hierbei ermittelten Werte in Bezug zu den korrespondierenden Werten der *Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol*, so ergeben sich hieraus die Äquivalenzwerte für das aquatische ( $AETP$ : *Aquatic Ecotoxicity Potential*) und das terrestrische Ökotoxizitätspotential ( $TETP$ : *Terrestrial Ecotoxicity Potential*) der betrachteten Substanz in den Kompartimenten Luft, Wasser und Boden (Gl. 3.18 und 3.19).

$$AETP_{k, \text{compartment}} = \frac{\left( \frac{PEC_{\text{water}, k, \text{compartment}}}{PNEC_{\text{aquatic ecosystems}, k}} \right)}{\left( \frac{PEC_{\text{water}, 1,4\text{-dichlorobenzene}, \text{water}}}{PNEC_{\text{aquatic ecosystems}, 1,4\text{-dichlorobenzene}}} \right)} \quad [1,4\text{-Dichlorbenzol-Äquiv.}] \quad \underline{\text{Gl. 3.18}}$$

$$TETP_{k, \text{compartment}} = \frac{\left( \frac{PEC_{\text{agricultural soil}, k, \text{compartment}}}{PNEC_{\text{terrestrial ecosystems}, k}} \right)}{\left( \frac{PEC_{\text{agricultural soil}, 1,4\text{-dichlorobenzene}, \text{industrial soil}}}{PNEC_{\text{terrestrial ecosystems}, 1,4\text{-dichlorobenzene}}} \right)} \quad [1,4\text{-Dichlorbenzol-Äquiv.}] \quad \underline{\text{Gl. 3.19}}$$

Bei der Ermittlung des aquatischen Ökotoxizitätspotentiales findet sowohl die Emission der Referenzsubstanz als auch die Effektmessung im Kompartiment Wasser statt, während das 1,4-Dichlorbenzol bei der Bestimmung des terrestrischen Ökotoxizitätspotentiales in industriellen Boden emittiert wird und die Effektmessung in agrarischem Boden erfolgt. Die toxische Wirkung der zu untersuchenden Substanzen wird jedoch für verschiedene Emissionsmedien (Luft, Wasser und Boden) abgeschätzt. Die Referenzsubstanz *1,4-Dichlorbenzol* weist bei Emission in Wasser somit zwar per Definition den Äquivalenzwert 1 auf, bei Emission in Luft fällt deren aquatisches ökotoxisches Potential mit einem Wert von 0,011 allerdings geringer aus [GUINÉE 96]. Insgesamt ergeben sich hieraus je Toxizitätskategorie 3 Äquivalenzwerte, je nachdem, in welches Kompartiment der Schadstoff emittiert wird.

Die Berechnung des Humantoxizitätspotentiales erfolgt nicht über  $PEC/PNEC$ -Verhältnisse, sondern auf Basis sogenannter MOS-Werte (Margin of Safety). Diese Kenngrößen ergeben sich aus der Relation von akzeptabler täglicher Schadstoffaufnahme ( $ADI$ : *Acceptable Daily Intake*) zu vorhergesagter täglicher Schadstoffaufnahme ( $PDI$ : *Predicted Daily Intake*). Als Ver-



gleichsmaßstab zur Abschätzung des humantoxikologischen Risikos wird wiederum der MOS-Wert der Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol herangezogen, woraus sich die Humantoxizitäts-Äquivalenzwerte (*HTP: Human Toxicity Potential*) toxikologisch wirksamer Substanzen für die unterschiedlichen Kompartimente Luft, Wasser und Boden ableiten lassen [GUINÉE 96]:

$$HTP_{k, \text{compartment}} = \frac{MOS_{1,4\text{-dichlorobenzene, air}}}{MOS_{k, \text{compartment}}} \quad [1,4\text{-Dichlorbenzol-Äquiv.}] \quad \underline{\underline{Gl. 3.20}}$$

Die Äquivalenzwerte verschiedener Substanzen für die aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitäten sowie für die Humantoxizitäten beziehen sich auf USES 1.0 und sind in [GABI 99/1] enthalten. Zur Berechnung der Gesamtoxizitätspotentiale werden die toxizitätsrelevanten Substanzen  $\beta_k$  der Sachbilanz mit ihren jeweiligen Toxizitätswerten gewichtet und für jedes Kompartiment aufsummiert (Gl. 3.21 - 3.23). Die Ergebnisse werden in kg 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalenten angegeben. Ferner werden sowohl die aquatische als auch die terrestrische Ökotoxizität zu einem Ökotoxizitätssummenwert addiert [GABI 99/1; GUINÉE 96].

$$\text{Ökotox}_{\text{aquat. ges}} = \sum_{k=1}^s (AETP_{k, \text{air}} \cdot b_{k, \text{air}}) + \sum_{k=1}^s (AETP_{k, \text{water}} \cdot b_{k, \text{water}}) + \sum_{k=1}^s (AETP_{k, \text{soil}} \cdot b_{k, \text{soil}}) \quad \underline{\underline{Gl. 3.21}}$$

$$\text{Ökotox}_{\text{terr. ges}} = \sum_{k=1}^s (TETP_{k, \text{air}} \cdot b_{k, \text{air}}) + \sum_{k=1}^s (TETP_{k, \text{water}} \cdot b_{k, \text{water}}) + \sum_{k=1}^s (TETP_{k, \text{soil}} \cdot b_{k, \text{soil}}) \quad \underline{\underline{Gl. 3.22}}$$

$$\text{Humantox}_{\text{ges}} = \sum_{k=1}^s (HTP_{k, \text{air}} \cdot b_{k, \text{air}}) + \sum_{k=1}^s (HTP_{k, \text{water}} \cdot b_{k, \text{water}}) + \sum_{k=1}^s (HTP_{k, \text{soil}} \cdot b_{k, \text{soil}}) \quad \underline{\underline{Gl. 3.23}}$$

### 3.4 Auswertung

Ziel der Auswertung ist es, anhand der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung eine Aussage über die ökologische Rangfolge der untersuchten Produktvarianten abzuleiten.

#### 3.4.1 Normierung

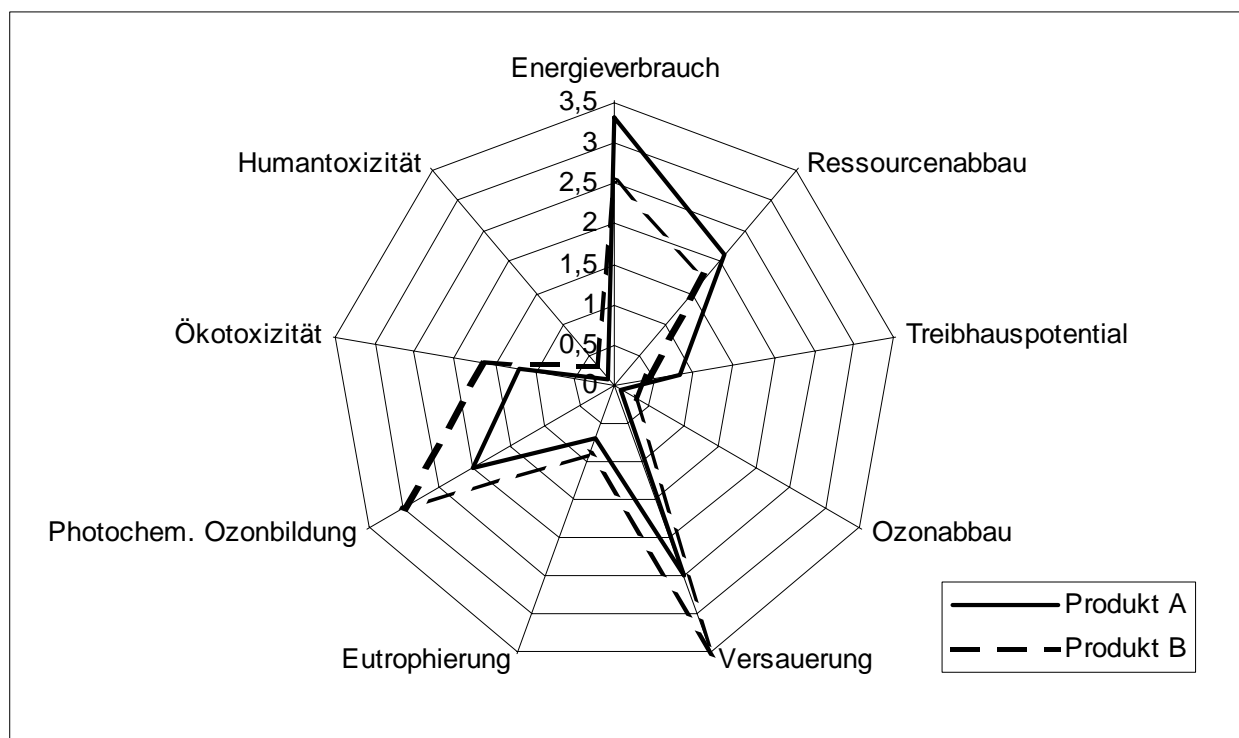
Die Normierung der errechneten Werte der Wirkungsbilanz stellt die Verhältnismäßigkeit des vom Produkt verursachten Umwelteffektes zum Gesamtumwelteffekt dar. Die im Rahmen der Wirkungsbilanz errechneten Gesamtwirkungspotentiale werden hierzu in Relation zur jährli-

chen Belastung der Umweltkategorie gesetzt. Als Bezug soll die weltweite jährliche Umweltbelastung der einzelnen Umweltkategorien pro Einwohner dienen (Tabelle 3.4).

**Tabelle 3.4:** Normierungswerte – Vergleichswerte pro Einwohner und Jahr [GABI 99/1; BGR 97]

Umweltkategorie	Einheit	Deutschland	EU	OECD	Welt
Energieverbrauch	MJ	174 000	190 000	178 000	64 000
Ressourcenabbau	dimensionslos	199,8	363,9	203,1	159,8
Treibhauspotential	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	13 900	11 900	14 000	7 100
Ozonabbaupotential	kg R11-Äq.	0,013	0,22	0,27	0,21
Versauerungspotential	kg SO <sub>2</sub> -Äq.	77,2	78,1	89,4	57,2
Eutrophierungspotential	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äq.	8,4	12,1	9,5	15,1
Oxidantienbildungspot.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Äq.	1,68	2,24	2,13	0,75
Ökotoxizität	kg Benzol-Äq.	7	12	8	2
Humantoxizität	kg Benzol-Äq.	150	200	160	60

Die Ergebnisse der normierten Wirkungsabschätzung können in einem Spinnennetz-Diagramm dargestellt werden. Aus dem fiktiven Beispiel in Bild 3.12 läßt sich einerseits ablesen, daß beispielsweise der Energieverbrauch des Produktes A mehr als 3 mal so hoch ist als der durchschnittliche jährliche Pro-Kopf-Energieverbrauch. Andererseits wird die Belastung der unterschiedlichen Umweltkategorien untereinander relativiert. So liegt die Inanspruchnahme der Kategorien Ozonabbau und Humantoxizität in dem Beispiel um eine Größenordnung niedriger als die Pro-Kopf-Belastung der restlichen Kategorien.



**Bild 3.12:** Spinnennetz-Darstellung einer normierten Wirkungsbilanz (fiktives Beispiel)

### 3.4.2 Bewertung

Aus wissenschaftlicher Sicht stellt der Bewertungsschritt eine der am schwierigsten operationalisierbaren Teilschritte der Ökobilanzierung dar. Eine Reduktion komplexer Sachverhalte auf einfache und dennoch aussagekräftige Größen war zwar im Bereich der Wirkungsabschätzung noch auf wissenschaftlicher Grundlage möglich. Eine weitere Aggregation der in den unterschiedlichen Umweltkategorien berechneten potentiellen Umwelteffekte kann nun jedoch nur noch anhand überwiegend subjektiv wertender Elemente erfolgen, wie der Methodenvergleich in Anhang A 1 zeigt. Erwartet der Auftraggeber der Bilanzierungsstudie dennoch eine eindeutige Entscheidungsgrundlage, so empfiehlt sich aus Gründen der Transparenz eine Aggregation der Wirkungsbilanzergebnisse auf Basis eines nutzwertanalytischen Ansatzes (Gl. 3.24).

**Tabelle 3.5:** Wertsysteme zur Gewichtung der Umweltkategorien (Umfrageergebnisse aus [SAUR 98])

Umweltkategorie (UK)	Automobilbranche $g_{UK}$ [%]	Elektrobranche $g_{UK}$ [%]
Energieverbrauch	18,1	5,2
Ressourcenabbau	11,2	27,1
Treibhauspotential	24,6	5,7
Ozonabbaupotential	11,6	4,7
Versauerungspotential	4,7	1,5
Eutrophierungspotential	1,3	0,6
Oxidantienbildungspot.	5,1	0,1
Ökotoxizität	5,8	23,6
Humantoxizität	17,6	31,5

$$\text{Ökologischer Gesamtaufwand des Bauteils } \quad \text{ÖA}_{ges, Bauteil i} = \sum_{UK} \frac{WP_{ges, UK}}{N_{UK}} \cdot g_{UK} \quad \text{Gl. 3.24}$$

Die Wichtungen  $g_{UK}$  der in den einzelnen Umweltkategorien ermittelten normalisierten Gesamtwirkungspotentiale  $WP_{ges, UK} / N_{UK}$  sollten sich an den ökologischen Strategiezielen des Unternehmens orientieren. Von [SAUR 98] wurde in diesem Zusammenhang eine Umfrage in der Elektro- und Automobilbranche durchgeführt. Bereits in diesen beiden Industriebranchen divergiert die ökologische „Wertschätzung“ der unterschiedlichen Umweltkategorien zum Teil erheblich (Tabelle 3.5). Hier manifestiert sich wiederum, daß nach heutigem Erkenntnisstand jeglicher Bewertungsschlüssel subjektiver Natur ist. Deshalb sollte im Falle einer vollständigen Aggregation der Bilanzergebnisse eine explizite Trennung zwischen weitgehend objektiver Wirkungsabschätzung und subjektiver Bewertung vorgenommen werden, so daß auch bei einer Vollaggregation (Single Score) die Wirkungsabschätzung gesondert eingesehen werden kann.

### 3.4.3 Unsicherheitsbetrachtung

Bei der Erstellung einer Ökobilanz wird auf eine Vielzahl von Daten zum Teil verschiedenartigster Herkunft und Qualität zurückgegriffen (gemessene, berechnete oder geschätzte Daten, Literaturdaten, allgemein gemittelte oder spezifische Daten). Die hiermit verbundenen unterschiedlichen statistischen Unsicherheiten in den Absolutwerten dieser Eingangsgrößen (z.B. im Falle eines schwankenden Minderverbrauchswertes C) können die Stabilität des Gesamtergebnisses einer Ökobilanz stark beeinträchtigen, so daß im Extremfall eines instabilen Bilanzergebnisses keine eindeutige Aussage mehr über die ökologische Rangfolge der untersuchten Produktalternativen möglich ist.

Zur Erfassung statistischer Unschärfen in Ökobilanzen sind derzeit eine Reihe von Verfahren in Entwicklung. Im einzelnen sind dies stochastische Methoden auf Basis der klassischen physikalischen Fehlerrechnung bzw. Fehlerfortpflanzungsrechnung [KLÖCKNER 96], auf Fuzzy-Sets gestützte Abschätzungsverfahren [POHL 96; ROŠ 96; WECKENMANN 98] sowie Unsicherheitssimulationen nach der Monte Carlo Methode [TEAM 98]. All diese Ansätze benötigen als Eingangsgrößen Informationen über statistische Fehlerintervalle der betrachteten Prozesse, um daraus den Gesamtfehler der Prozeßkette bestimmen zu können. Für die unterschiedlichen Prozeßparameter liegen i.d.R. allerdings weder Angaben über Verteilungstyp (z.B. Normal-, Exponential-Verteilung) noch über Streuung (Standardabweichung, Varianz) vor, so daß die Praxistauglichkeit dieser statistischen Modelle bislang an der Datenverfügbarkeit scheitert.

Um dennoch eine Aussage zur Stabilität des erzielten Bilanzergebnisses machen zu können, wird vorgeschlagen, anhand von Szenarien die Sensitivität des Gesamtergebnisses auf einzelne Parametervariationen zu beschreiben. Neben der Bilanzierung auf Basis der als realistisch erachteten Datengrundlage sollen über Parametervariationen zusätzlich für alle Produktalternativen sowohl pessimistische als auch optimistische Lebenszyklusmodelle aufgestellt werden. Die jeweils ungünstigsten Modelle der verschiedenen Produkte werden anschließend gegenübergestellt und zu den Szenarien „Real“, „Leichtbaupessimistisch“ und „Leichtbauoptimistisch“ zusammengefaßt. Zeigt sich für eine betrachtete Wirkungskategorie, daß in allen 3 Szenarien die Rangfolge „Produkt A besser als Produkt B“ gilt, so ist das Ergebnis auch unter Berücksichtigung statistischer Unschärfen stabil. Ergibt sich hingegen in einem der Szenarien eine von dem Realszenario abweichende Priorisierung der Produktalternativen, so ist das Ergebnis instabil. Die aus dem Realszenario resultierende Priorisierung ist damit nicht signifikant.

## 4 LEBENSZYKLUSMODELLIERUNG VON AUTOMOBILBAUTEILEN

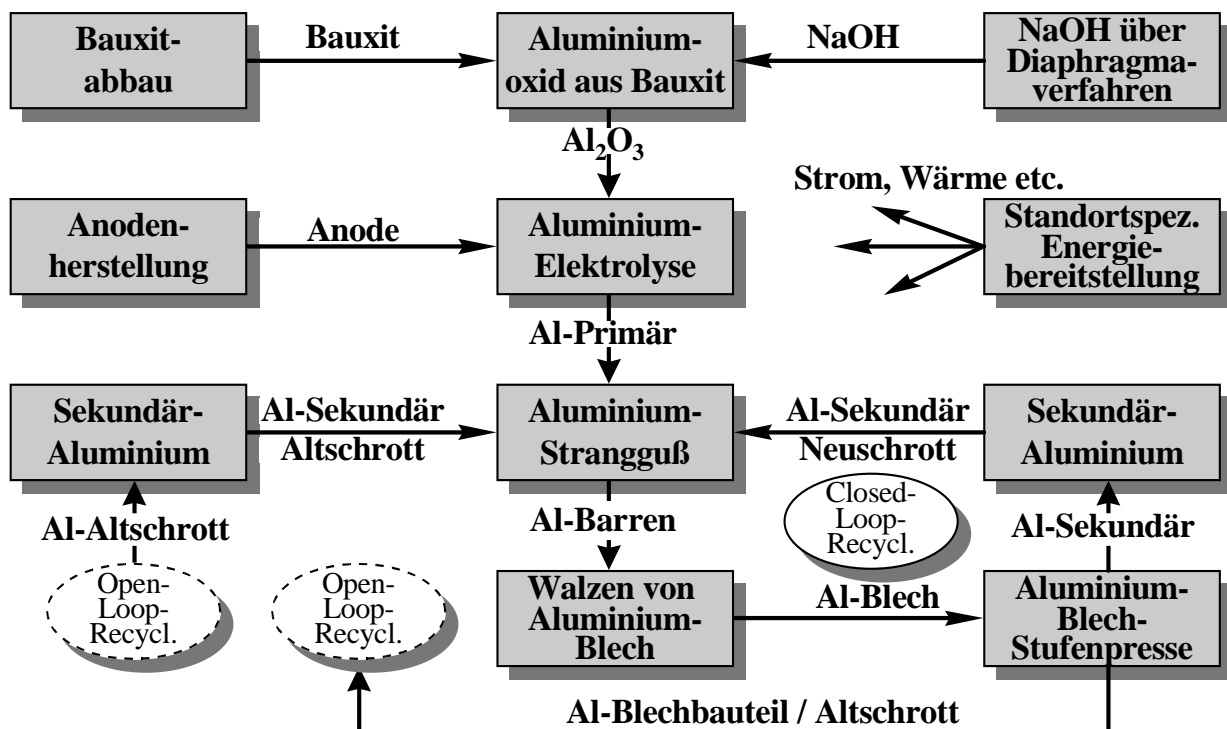
Das Ziel dieses Kapitels ist es, aufbauend auf den vorangegangenen allgemeinen Grundlagen der Systemmodellierung (vgl. Abschnitt 3.2), Verfahren aufzuzeigen, mit denen die ergebnisdominanten fahrzeugspezifischen Stoff- und Energieströme des in die Phasen *Herstellung*, *Nutzung* und *Verwertung* unterteilten Automobillebenszyklusses methodisch exakter erfaßt werden können. Die an verschiedenen Sachbilanzen durchgeführten Sensitivitätsanalysen ergeben übereinstimmend, daß neben den prozeßspezifischen Gegebenheiten, die etwa durch die Verfahrenstechnik, aber auch durch den länderspezifischen Strommix gekennzeichnet sind, insbesondere die methodische Bewertung von Sekundärstoffen im Rahmen der Herstellungs- und Verwertungsphase sowie die Höhe der angesetzten Minderverbrauchskoeffizienten zur Modellierung der Nutzungsphase von Automobilen maßgeblich das Gesamtergebnis der Bilanz bestimmen und deshalb einer methodischen Vertiefung bedürfen.

### 4.1 Modellierung der Herstellungsphase

Die Modellierung der Herstellungsphase beinhaltet in einem ersten Schritt die Erstellung eines Flußdiagrammes zur Abbildung der zur Produktherstellung erforderlichen Prozeßkette (vgl. hierzu auch Abschnitt 3.2.3). Am Beispiel der Aluminiumblechproduktion soll die grundsätzliche Vorgehensweise aufgezeigt werden (Bild 4.1). In einem nächsten Schritt sind für die einzelnen Module der Prozeßkette die exakten Prozeßdaten zu erfassen. Generell wird zwischen *allgemein gemittelten*, d.h. über mehrere vergleichbare Produktionsverfahren gemittelte Datensätze, und *spezifischen Daten*, d.h. auf das konkrete Produktionsverfahren bezogene Daten, unterschieden. Zur Erhöhung der Aussagekraft der Bilanz sollte soweit als möglich auf spezifisches Datenmaterial zurückgegriffen werden. Infolge unterschiedlicher länderspezifischer Wirkungsgrade der Energiebereitstellung ist es beispielsweise von entscheidender Bedeutung, welcher Produktionsstandort der Bilanzierung zugrunde liegt. So wirkt sich ein Produktionsstandort, der in hohem Maße auf regenerativ erzeugten Strom zurückgreifen kann (z.B. Kanada, Norwegen), vorteilhaft auf das Bilanzergebnis aus.

Zum Prozeß der Datensammlung gehört auch eine Datenvalidierung [ISO14041 98]. Hier ist insbesondere auf die Homogenität der Daten (zeitlich, räumlich, vergleichbare Meßgrundlage etc.) zu achten. Zudem sollten die ermittelten Daten anhand von Massen- und Energiebilanzen

auf ihre Konsistenz hin überprüft werden. In diesem Zusammenhang gilt es auch, Datenlücken offenzulegen und gegebenenfalls durch begründete Werte zu schließen. Diese treten beispielsweise dadurch auf, daß für manche Module nur wenige Datenkategorien (z.B. nur Emissionen in Luft) erfaßt werden, während andere Module wiederum sehr umfangreiches Datenmaterial zu vielen Datenkategorien enthalten (Emissionen in Luft, Wasser und Boden etc.). Für alle Prozesse sollten daher Informationen zu den in der Wirkungsabschätzung berücksichtigten Datenkategorien vorliegen.



**Bild 4.1:** Prozesskette zur Herstellung eines Aluminiumblechbauteils (nach [NEUMANN 96/3])

Nachdem die Module der Prozesskette erfaßt worden sind, lassen sich die Verknüpfungen zwischen den einzelnen Modulen herstellen. Der in **Bild 4.1** gezeigte Produktionsrücklauf an Neuschrott aus der Stufenpresse kann über den Recyclinggrad (vgl. Abschnitt 3.2.4.2) berechnet werden und läßt sich als Closed-Loop-Recycling modellieren. Im Gegensatz hierzu stellt sich die Frage, wie der aus einem anderen Produktsystem stammende Sekundärstoff Aluminiumaltschrott bilanziell berücksichtigt werden soll. Ein methodisch ähnliches Problem tritt bei der Bilanzierung der Verwertungsphase auf, in der das Aluminium-Blechbauteil einem anderen, bislang unbekanntem Produktsystem zur Verfügung gestellt wird. Die methodische Behandlung von systemüberschreitenden Sekundärstoffen soll aufgrund dieser Analogie bei der Modellierung der Verwertungsphase aufgezeigt werden.

## 4.2 Modellierung der Nutzungsphase

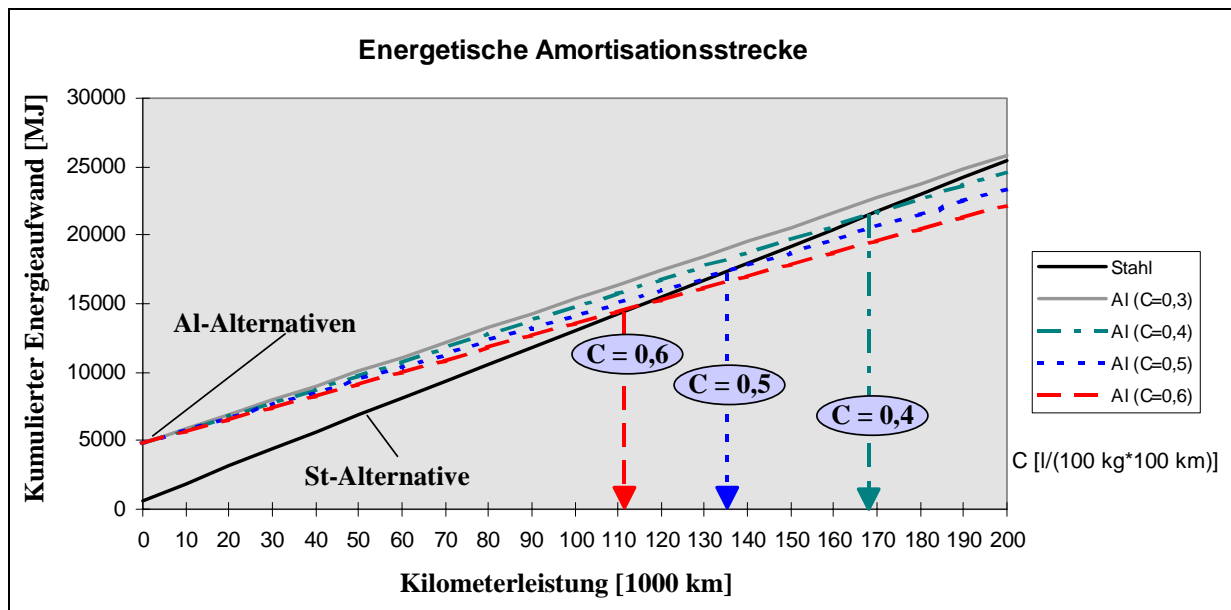
Gegenstand der folgenden Ausführungen soll es sein, die als wesentlich erachteten Parameter der Fahrzeugnutzungsphase abzuleiten. Insbesondere gilt es hierbei, ein Verfahren zur Bestimmung des *Kraftstoffminderverbrauches infolge von Gewichtsreduzierungen* aufzuzeigen. Im Rahmen der weiteren Betrachtungen wird alleine der Einfluß einer Verringerung des *translatorischen Fahrzeuggewichtes* untersucht. Bei einer Reduzierung der rotatorischen Massen des Fahrzeuges lassen sich prinzipiell darüber hinausgehende Verbrauchseinsparungen erzielen, die im folgenden allerdings nicht weiter vertieft werden. Ferner gilt es, die Emissionen beim Fahrzeugbetrieb zu erfassen sowie einen geeigneten Zuordnungsschlüssel dieser beiden Größen zu den betrachteten Bauteilen zu finden. Daneben existieren weitere Einflußgrößen, wie etwa die zu erwartende Laufleistung des Kraftfahrzeuges, deren Höhe bereits bekannt ist. Die Umweltlasten der Fahrzeugwartung sowie der -reparatur sollen nicht berücksichtigt werden, da sie i.d.R. von den betrachteten Bauteilvarianten gleichermaßen in Anspruch genommen werden.

### 4.2.1 Gewichtsinduzierter Kraftstoffminderverbrauch

Die Höhe des durch Leichtbaumaßnahmen zu erzielenden Kraftstoffminderverbrauchs übt einen entscheidenden Einfluß auf die ökologische Amortisation energieintensiv hergestellter Leichtbaualternativen (Al, Mg, Kunststoffe) aus, wie die Lebenszyklusbetrachtung in Bild 4.2 am Beispiel einer wahlweise in Stahl oder Aluminium darstellbaren Hinterachse des BMW 730i (E38) zeigt. Bei Kraftstoffeinsparungen unterhalb ca.  $0,35 \text{ l}/(100 \text{ kg} \cdot 100 \text{ km})$  amortisieren sich die höheren energetischen Herstellaufwendungen der Aluminiumachse nicht innerhalb der durchschnittlichen Laufleistung von 200 000 km. Auf den Gesamtlebenszyklus bezogen schneidet Stahl in diesem Fall günstiger ab als die Aluminiumalternative. Setzt man hingegen höhere Werte für den leichtbauinduzierten Minderverbrauch an ( $C > 0,35 \text{ l}/(100 \text{ kg} \cdot 100 \text{ km})$ ), so ist aus energetischer Sicht die Aluminiumvariante vorzuziehen.

Die Beantwortung der Frage nach der Höhe des als realistisch zu erachtenden Minderverbrauchs gestaltet sich weit schwieriger als vermutet. So zeigen bisherige Angaben über gewichtsbedingte Kraftstoffeinsparungspotentiale eine zu große Bandbreite auf, wodurch die Aussagekraft einer – zumindest aus energetischer Sicht – nutzungsphasedominierten Fahrzeugbilanz stark eingeschränkt wird. Diese enormen Streuungen, die nach [AICHINGER 95], je nach Interessenlage zwischen  $0,15$  und  $1,0 \text{ l}/(100 \text{ kg} \cdot 100 \text{ km})$  betragen, führen daher beim

Vergleich von Leichtbauteilen mit konventionellen Bauteilen zwangsläufig zu unterschiedlichen Bilanzergebnissen und lassen somit keine eindeutige ökologische Empfehlung zu.



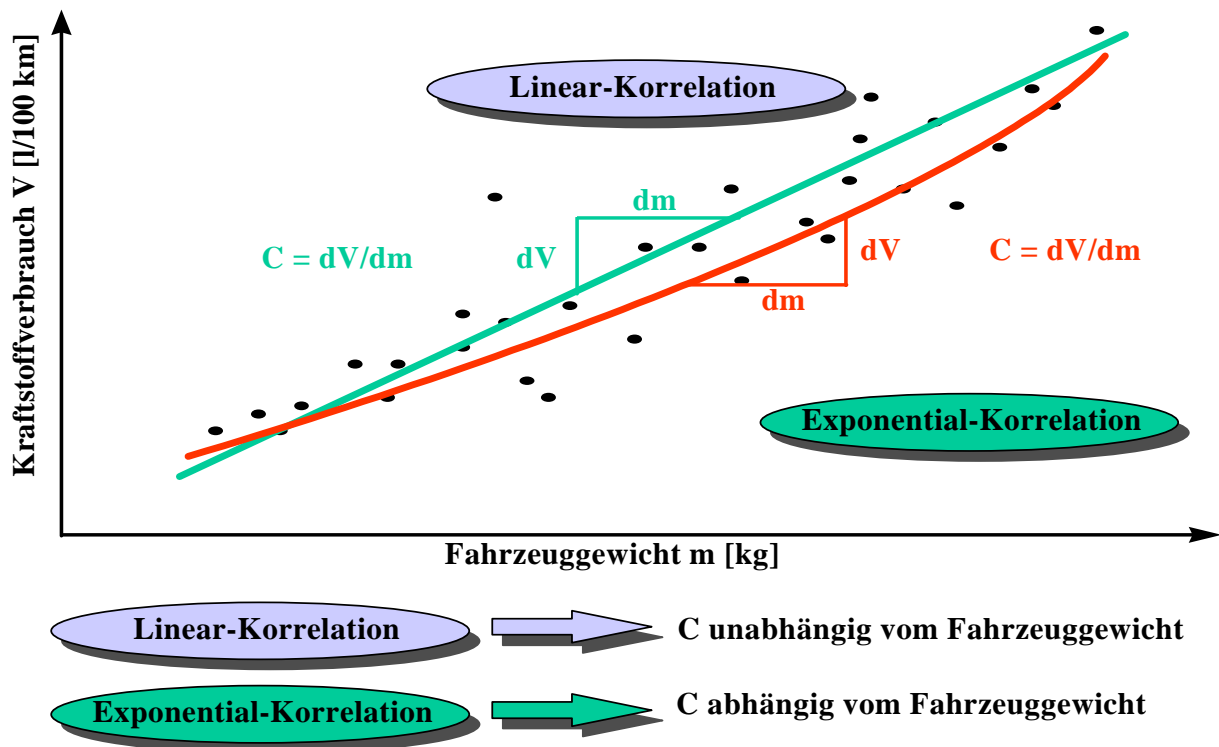
**Bild 4.2:** Einfluß des leichtbauinduzierten Kraftstoffminderverbrauchs auf die energetische Amortisation der Aluminium-Bauteilalternativen (BMW 730i (E38) Hinterachse Stahl versus Aluminium)

Gewichtsbedingte Kraftstoffminderverbräuche werden bisher aus den Kraftstoffverbräuchen verschiedener Fahrzeuge über deren Gewichte anhand von Regressionsgeraden bzw. -kurven ermittelt (Bild 4.3). Während [RECHS 95 und SCHÄPER 97/2] einen linearen Zusammenhang zwischen Kraftstoffverbrauch und Fahrzeuggewicht annehmen, geht [AICHINGER 95] von einem exponentiellen Verlauf aus. Die Höhe des Minderverbrauchs ergibt sich schließlich aus der Steigung der Verbrauchsfunktion. Bei Annahme einer linearen Verbrauchsfunktion wäre der Minderverbrauchswert  $C$  in  $[\text{l}/(100 \text{ kg} \cdot 100 \text{ km})]$  unabhängig vom betrachteten Gewichtsniveau des Fahrzeugs, während bei einer zugrunde liegenden exponentiellen Verbrauchsfunktion die Höhe des Minderverbrauchswertes vom betrachteten Gewichtsniveau abhängen würde. Dies würde bedeuten, daß die absolute Verbrauchseinsparung bei schwereren Fahrzeugen größer wäre als diejenige kleinerer Fahrzeuge.

Neben diesen widersprüchlichen Aussagen zur Abhängigkeit des Minderverbrauchswertes vom Gewichtsniveau eines Fahrzeuges erscheint die Korrelationsanalyse noch aus anderen Gründen ungeeignet für eine präzise Ableitung des Minderverbrauchs. So werden wesentliche verbrauchsrelevante Unterschiede der verglichenen Fahrzeuge, wie z.B. Motorenkonzept, Übersetzung, Aerodynamik, Reifen und Fahrleistungen vernachlässigt. Das Ziel der folgenden Ausführungen



rungen ist es deshalb, auf der Basis fahrphysikalischer Betrachtungen einen analytischen Ansatz zur Bestimmung des Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten (C) von verbrennungsmotorisch betriebenen Pkw abzuleiten, der diese verbrauchsbestimmenden Parameter berücksichtigt. Die Vorgehensweise hierzu wird am Beispiel des aktuellen BMW 528i (E39) mit manuellem 5-Ganggetriebe und Hinterachsantrieb verdeutlicht (Fahrzeugdaten in Anhang A 3.1).



**Bild 4.3:** Bisherige Bestimmung des gewichtsinduzierten Kraftstoffminderverbrauchs durch Linear- bzw. Exponentialkorrelation von Verbrauchs-Gewichtskombinationen verschiedener Fahrzeuge

#### 4.2.1.1 Theoretische Grundlagen der Kraftstoffverbrauchsberechnung eines Pkw

Der Bewegung eines Fahrzeugs setzen sich folgende Widerstände entgegen [EMMELMANN 94]:

**Luftwiderstand**  $F_L = \frac{\rho}{2} \cdot c_w \cdot A \cdot v^2$  Gl. 4.1

**Rollwiderstand**  $F_R = m \cdot g \cdot f_R(v)$  Gl. 4.2

**Steigungswiderstand**  $F_S = m \cdot g \cdot \sin \alpha$  Gl. 4.3

**Beschleunigungswiderstand**  $F_B = \left( m + \frac{J_{\text{reduziert}}}{r_{\text{stat}} + r_{\text{dyn}}} \right) \cdot \frac{dv}{dt}$  Gl. 4.4

mit  $J_{\text{reduziert}} = 4 \cdot J_{\text{Rad}} + J_{\text{Achse}} + i_{\text{HA}}^2 \cdot J_{\text{Getriebe}} + i_{\text{HA}}^2 \cdot i_{\text{Gang}}^2 \cdot J_{\text{Motor}}$  Gl. 4.5

$\rho$	Luftdichte	$f_R(v)$	Rollwiderstandsbeiwert
$c_W$	Luftwiderstandsbeiwert	$\alpha$	Steigungswinkel
$A$	Stirnfläche des Fahrzeugs	$dv/dt$	Fahrzeugbeschleunigung
$v$	Fahrzeuggeschwindigkeit	$J$	Massenträgheitsmoment
$m$	Fahrzeugmasse inkl. Zuladung	$r$	Rollradius
$g$	Erdbeschleunigung	$i$	Übersetzung (HA: Hinterachse)

Die erforderliche Bedarfskraft der angetriebenen Räder  $F_{Bed}$  entspricht der Summe dieser Widerstände und findet Ausdruck in der Fahrwiderstandsgleichung [WEBER 90; EMMELMANN 94]:

$$\text{Fahrwiderstandsgleichung} \quad F_{Bed} = F_L + F_R + F_S + F_B \quad [N] \quad \underline{\text{Gl. 4.6}}$$

Die momentan zur Bewegung des Fahrzeuges erforderliche physikalische Bedarfsleistung  $P_{Bed}$  berechnet sich durch Multiplikation der Fahrwiderstände mit der Fahrzeuggeschwindigkeit:

$$\text{Bedarfsleistung} \quad P_{Bed} = F_{Bed} \cdot v \quad [kW] \quad \underline{\text{Gl. 4.7}}$$

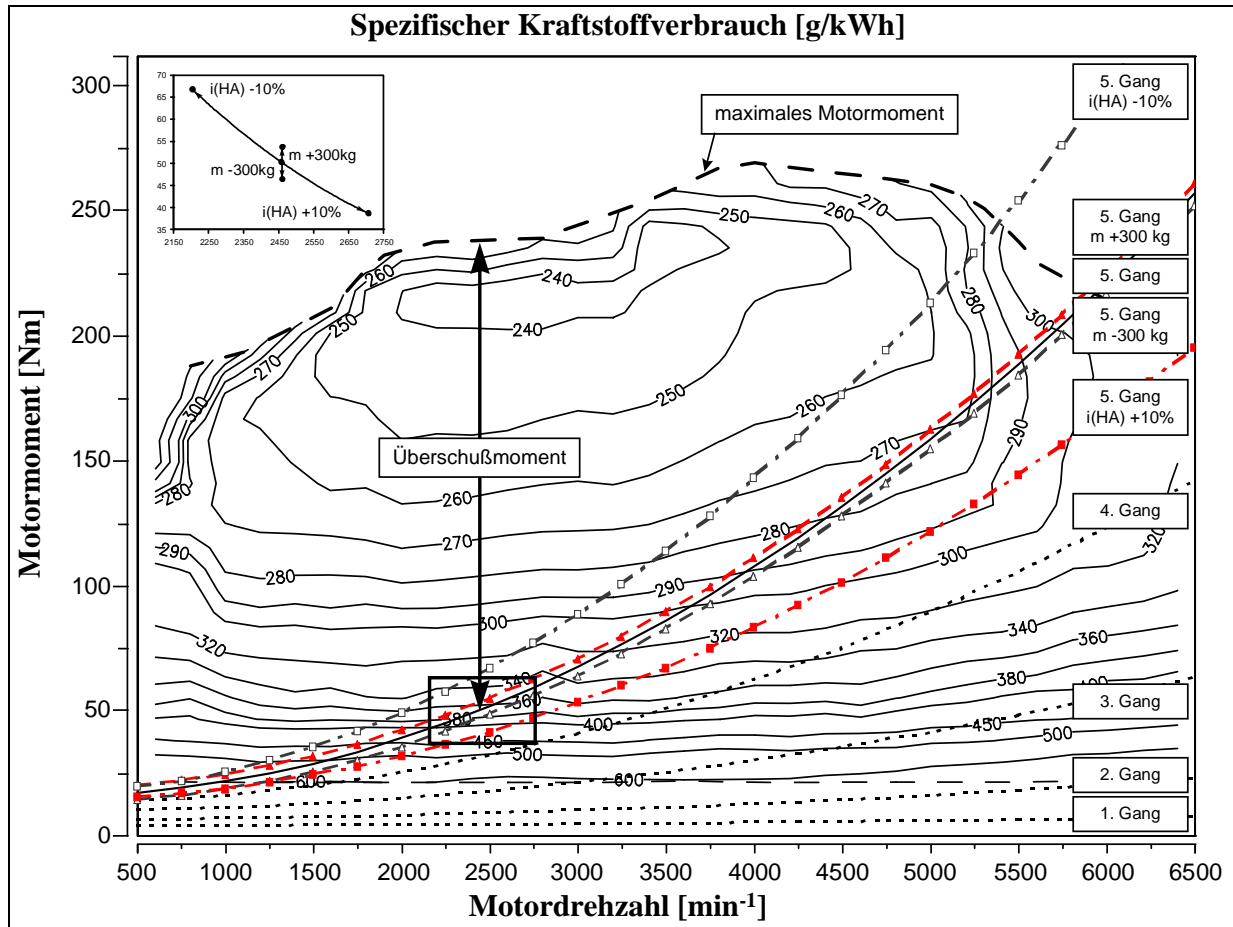
Die tatsächlich vom Motor des Fahrzeugs zu erzeugende Leistung  $P_e$  ist jedoch aufgrund der mechanischen Verluste vom Motor bis zu den Radnaben größer als die physikalische Bedarfsleistung. Somit ergibt sich die effektive Bedarfsleistung an der Kupplungsseite des Motors nach Gl. 4.8. Dabei stellt  $\eta_{mech.TS}$  das Produkt der Einzelwirkungsgrade des Triebstrangs (Getriebewirkungsgrad, Differentialwirkungsgrad, Radlagerwirkungsgrad etc.) dar.

$$\text{Effektive Motorleistung} \quad P_e = \frac{1}{\eta_{mech.TS}} \cdot P_{Bed} \quad [kW] \quad \underline{\text{Gl. 4.8}}$$

Als Maß für den im Motor umgesetzten Kraftstoff wird üblicherweise der effektive spezifische Kraftstoffverbrauch  $b_e$  verwendet. Der spezifische Kraftstoffverbrauch stellt somit den auf die Leistung  $P_e$  bezogenen Kraftstoffmassenstrom  $\dot{m}_{Kraftstoff}$  dar. Er läßt sich nach Gl. 4.9 auch aus dem effektiven Wirkungsgrad des Motors  $\eta_e$  und dem unteren Heizwert des Kraftstoffes  $H_u$  berechnen [FRANZKE 87; GROHE 92].

$$\text{Spez. Kraftstoffverbrauch} \quad b_e = \frac{\dot{m}_{Kraftstoff}}{P_e} = \frac{1}{\eta_e \cdot H_u} \quad [g/kWh] \quad \underline{\text{Gl. 4.9}}$$

Die Optimalwerte für den effektiven Wirkungsgrad und den daraus resultierenden spezifischen Kraftstoffverbrauch werden dabei nur bei bestimmten Betriebszuständen des Motors erreicht. Unter anderen Betriebsbedingungen (Drehmoment, Drehzahl) liegen die Wirkungsgradwerte darunter und der spezifische Kraftstoffverbrauch dementsprechend höher. Zur Darstellung der spezifischen Brennstoffverbräuche werden üblicherweise sogenannte Muscheldiagramme verwendet. In Bild 4.4 ist solch ein Verbrauchskennfeld am Beispiel des BMW 528i dargestellt.



**Bild 4.4:** Verbrauchskennfeld mit Fahrwiderstandsmomenten bei Konstantfahrt (BMW 528i)

Um nun den Verbrauch des Fahrzeuges berechnen zu können, muß der aktuelle Betriebspunkt des Motors ermittelt werden. Dieser läßt sich bei vorgegebener Fahrzeuggeschwindigkeit und definierter Fahrstufe nach Gl. 4.10 und Gl. 4.11 bestimmen. Dabei ist die Drehzahl des Motors  $n_{\text{Motor}}$  von der Fahrzeuggeschwindigkeit  $v$  und der Gesamtübersetzung des Antriebstranges  $i$  sowie dem dynamischen Rollradius der Reifen  $r_{\text{dyn}}$  abhängig. Das Motordrehmoment  $M_{\text{Motor}}$  zeigt daneben noch eine zusätzliche Abhängigkeit von den Fahrwiderständen  $F_{\text{Bed}}$  sowie den Wirkungsgradverlusten des Triebstranges  $\eta$  auf (die Radlagerverluste werden hierbei vernach-

lässigt). Die sich für die 5 unterschiedlichen Fahrstufen ergebenden Moment-Drehzahl-Kollektive sind ebenfalls in Bild 4.4 eingezeichnet.

$$\text{Motordrehzahl} \quad n_{Motor} = \frac{v \cdot i_{HA} \cdot i_{Gang}}{2\pi \cdot r_{dyn}} \quad [min^{-1}] \quad \text{Gl. 4.10}$$

$$\text{Motordrehmoment} \quad M_{Motor} = \frac{F_{Bed} \cdot r_{dyn}}{i_{HA} \cdot i_{Gang} \cdot \eta_{HA} \cdot \eta_{Gang}} \quad [Nm] \quad \text{Gl. 4.11}$$

Zur Berechnung des absoluten Kraftstoffverbrauches  $V$  (in l/100 km) ist der spezifische Kraftstoffverbrauch  $b_e$  (in g/kWh) des betrachteten Betriebspunktes mit der effektiven Motorleistung  $P_e$  (in kW) zu multiplizieren und zur Dichte des Kraftstoffes  $\rho_{Kraftstoff}$  (in g/l) sowie zur Fahrzeuggeschwindigkeit  $v$  (in km/h) ins Verhältnis zu setzen (Gl. 4.12).

$$\text{Absol. Kraftstoffverbrauch} \quad V = \frac{b_e \cdot P_e}{\rho_{Kraftstoff} \cdot v} \cdot 100 \quad [l/100 km] \quad \text{Gl. 4.12}$$

### **Geschwindigkeitsprofil**

Unabhängig von der Art der zu untersuchenden Verbrauchsreduzierungsmaßnahme zeigt die Fahrzeuggeschwindigkeit einen außerordentlichen Einfluß auf die Höhe des Verbrauchs auf. So sind mit Ausnahme des Steigungswiderstandes alle Fahrwiderstände von der Geschwindigkeit abhängig. Der Beschleunigungswiderstand hängt zudem noch von der zeitlichen Änderung der Geschwindigkeit ab, so daß sich Fahrten mit hohen Beschleunigungsanteilen negativ auf den Verbrauch auswirken. Um die Kraftstoffverbräuche verschiedener Fahrzeuge miteinander vergleichen und um reproduzierbare Verbrauchsmessungen durchführen zu können, wurden Fahrzyklen mit genau definierten Geschwindigkeitsprofilen und Fahrstufenvorgaben aufgestellt.

Als Referenzzyklus für die weiteren Betrachtungen soll der seit 1996 in Kraft getretene Neue Europäische Fahrzyklus (NEFZ, Anhang A 3.2.1) nach Richtlinie 91/441/EWG dienen, der die Grundlage für die Verbrauchsmessungen der gesetzlich vorgeschriebenen Typgenehmigung von Neufahrzeugen innerhalb der Europäischen Union darstellt [K93/116/EG 93]. Neben der zusätzlichen Dynamisierung des außerstädtischen Fahrprofils hebt sich der NEFZ durch den nun vorgeschriebenen Kaltstart vom bisherigen DIN-1/3-Mix (Warmstart) ab. Der Meßzyklus wird dabei direkt nach einer Leerlaufphase von 40 s ab Kaltstart durchfahren. Die Verbrauchsermittlung erfolgt auf Basis der Kohlenstoffbilanzmethode aus dem Abgas [K93/116/EG 93].

Das Gewicht der Fahrzeuge findet bei den Rollenprüfstandsmessungen über Schwungmassen Berücksichtigung, die an die Prüfstandsrolle angehängt werden. Die Bezugsmasse für das Fahrzeuggewicht ergibt sich dabei gemäß Richtlinie 93/116/EG aus der Masse des betriebsbereiten Fahrzeuges (nach § 2.6 Anhang I Anlage 1 [R92/21/EWG]) abzüglich einer Pauschalmasse von 75 kg für den Fahrer und zuzüglich einer Pauschalmasse von 100 kg (§ 6.2.1 Anhang I [K93/116/EG 93]). Für die Bestimmung des gewichtsbedingten Kraftstoffminderverbrauchs weisen die aus Praktikabilitätsgründen abgeleiteten Schwungmassenklassen allerdings eine zu große Schrittweite auf (110-120 kg im Gewichtsbereich 850-2210 kg) [K93/116/EG 93]. Daher können die Schwungmassenäquivalente, die die Schwungmassenklassen repräsentieren, deutlich vom tatsächlichen Fahrzeuggewicht abweichen und somit zu ungenauen Verbrauchsergebnissen führen. Die Schwungmassenäquivalente wurden deshalb durch die exakten Gewichtswerte ersetzt (Schwungmassen in [Anhang A 3.2.1](#)).

Sowohl von Automobilzeitschriften als auch von Fahrzeugherstellern werden die auf der Basis synthetischer Fahrzyklen, wie dem NEFZ, ermittelten Kraftstoffverbräuche als wenig praxisnah in Frage gestellt. Aus diesem Grund werden für die Verbrauchssimulationen zusätzlich noch ein „verbrauchsoptimiertes“ und ein „sportliches“ Fahrprofil herangezogen, um auch den Einfluß der Fahrweise auf den Kraftstoffminderverbrauchscoeffizienten zu erfassen. Hierzu wurden die in [Anhang A 3.2.2](#) und [A 3.2.3](#) dargestellten realen Fahrprofile aufgezeichnet. Zusätzlich zu den Größen „Zeit“, „Geschwindigkeit“ und „Fahrstufe“ wurde hierbei auch die Steigung der gefahrenen Strecke aufgenommen und im Fahrprofil berücksichtigt.

Eine Vergleichbarkeit dieser praxisnahen Fahrprofile mit dem NEFZ ist nur bei „Warmstart“-Fahrten gegeben. Infolge der weitaus längeren Meßstrecken der verbrauchsoptimierten und sportlichen Fahrweise (162,5 km) macht es keinen Sinn, die Fahrprofile bei Kaltstart zu durchfahren, da hierbei der Einfluß des Kaltstarts auf den Verbrauch heruntergespielt werden würde. Da keine statistischen Erhebungen über die durchschnittliche Streckenlänge einer kundennahen „Praxisfahrt“ verfügbar waren, wurde für den NEFZ neben der vorgeschriebenen Kaltabfahrt auch eine Warmabfahrt simuliert, um somit den Einfluß der Vorkonditionierung des Fahrzeuges auf den Verbrauch im NEFZ zu ermitteln. Diese Differenz zwischen Kalt- und Warmabfahrt wird schließlich auf das verbrauchsoptimierte und sportliche Fahrprofil übertragen, wodurch sich aus den Simulationsergebnissen bei Warmabfahrt Korrekturfaktoren für eine Kaltabfahrt ableiten lassen.

#### 4.2.1.2 Ermittlung des Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten – Vorgehensweise

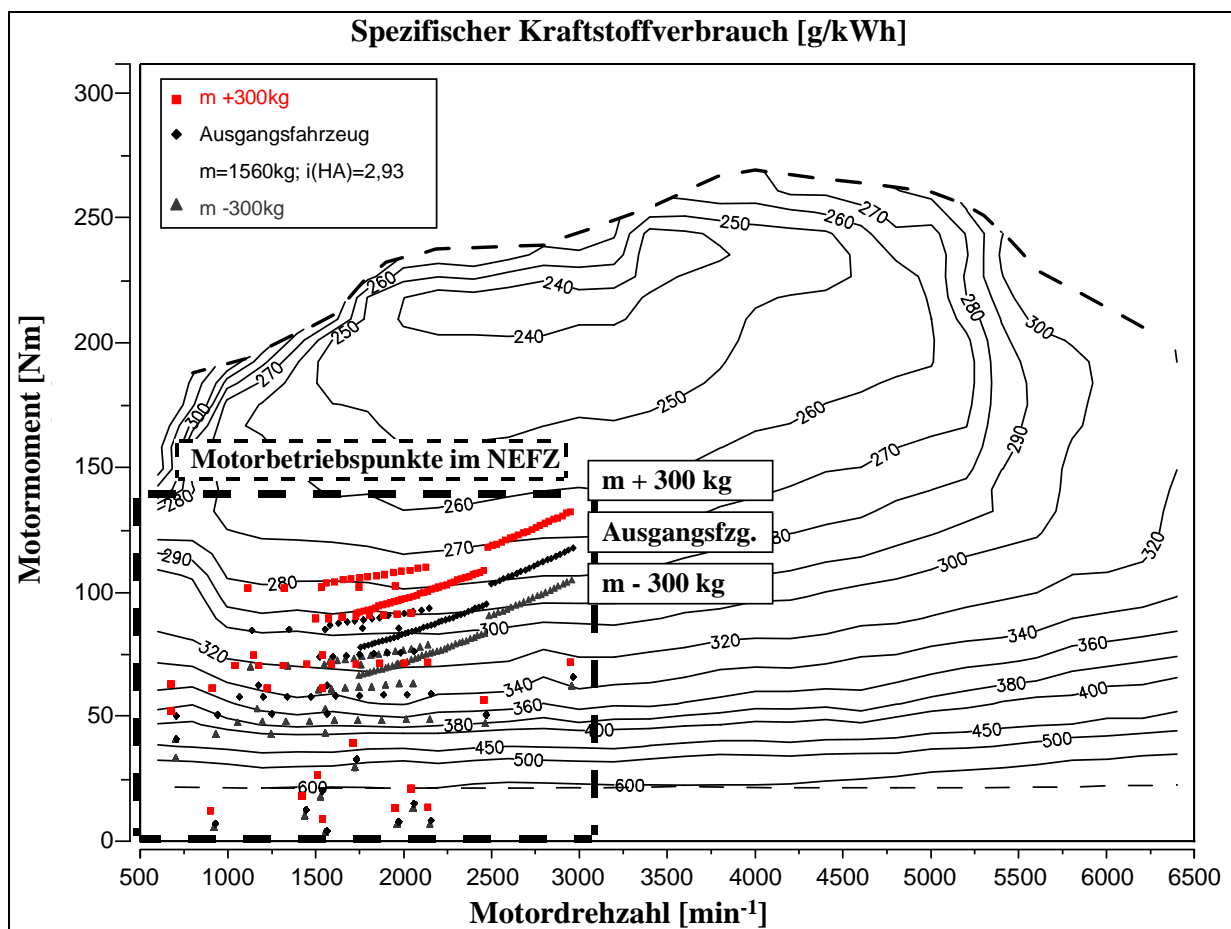
Aus den in Bild 4.4 eingezeichneten Fahrwiderstandsmomenten geht hervor, daß eine Verringerung des Fahrzeuggewichtes eine Verschiebung des Motorbetriebspunktes zu niedrigeren Lasten hin bewirkt (achsparallele Verschiebung der Fahrwiderstandskurve; Gl. 4.11). Dadurch sinkt der absolute Kraftstoffverbrauch ab und die Fahrleistungen nehmen zu, da das für die Beschleunigung des Fahrzeuges zur Verfügung stehende Überschußmoment, d.h. die Differenz aus maximalem Motormoment und Fahrwiderstandsmoment, erhöht wird. Andererseits führt eine Verlängerung der Achsübersetzung ( $i_{HA, \text{länger}} < i_{HA, \text{standard}}$ ) bei gleichbleibenden Fahrwiderständen sowohl zu einer Erhöhung der Last als auch zu einer Verringerung der Drehzahl des Motors (Drehung der Fahrwiderstandskurve; Gl. 4.10 und Gl. 4.11). Der absolute Kraftstoffverbrauch sinkt ab, und die Fahrleistungen verschlechtern sich. Dieser Sachverhalt legt es nahe, diese beiden verbrauchsmindernden Effekte miteinander zu kombinieren, da die Steigerung der Fahrleistungen, die aus der primären Gewichtsreduzierung resultiert, über eine Verlängerung der Achsübersetzung zu weiteren Verbrauchseinsparungen genutzt werden kann.

Zur Quantifizierung des gesamten Verbrauchseinsparungspotentiales werden im folgenden zuerst die Einzeleinflüsse der translatorischen Gewichtsreduzierung und der Achsverlängerung auf Verbrauch und Fahrleistungen für verschiedene Fahrzyklen gesondert analysiert. Auf Basis eines geeigneten Fahrleistungskriteriums erfolgt dann die Kombination der beiden Minderverbrauchsmaßnahmen. Die Berechnungen der Fahrzeugverbräuche und -fahrleistungen wird aufgrund der komplexen Zusammenhänge mit dem Simulationsprogramm FALKE (FAhrLEistung Kraftstoffverbrauch, Emissionen) vorgenommen (eine Beschreibung des Programmes ist in Anhang A 3.3.1 zu finden). Zur Validierung der simulierten Ergebnisse werden Verbrauchsmessungen auf dem Rollenprüfstand für unterschiedliche Fahrzeuggewichte durchgeführt.

#### 4.2.1.3 Einfluß des Fahrzeuggewichts auf Verbrauch und Fahrleistungen

Das Fahrzeuggewicht beeinflusst mit Ausnahme des Luftwiderstands alle Fahrwiderstände. Während Roll- und Steigungswiderstand linear mit der Fahrzeugmasse ansteigen, ist die Höhe des Beschleunigungswiderstandes von der Art der Bewegung abhängig. So nimmt der Beschleunigungswiderstand der hier betrachteten translatorisch beschleunigten Massen linear zu, während bei rotatorisch beschleunigten Massen ein überproportionaler Anstieg in Abhängigkeit der Trägheitsmomente der rotierenden Massen zu verzeichnen ist (Gl. 4.4).

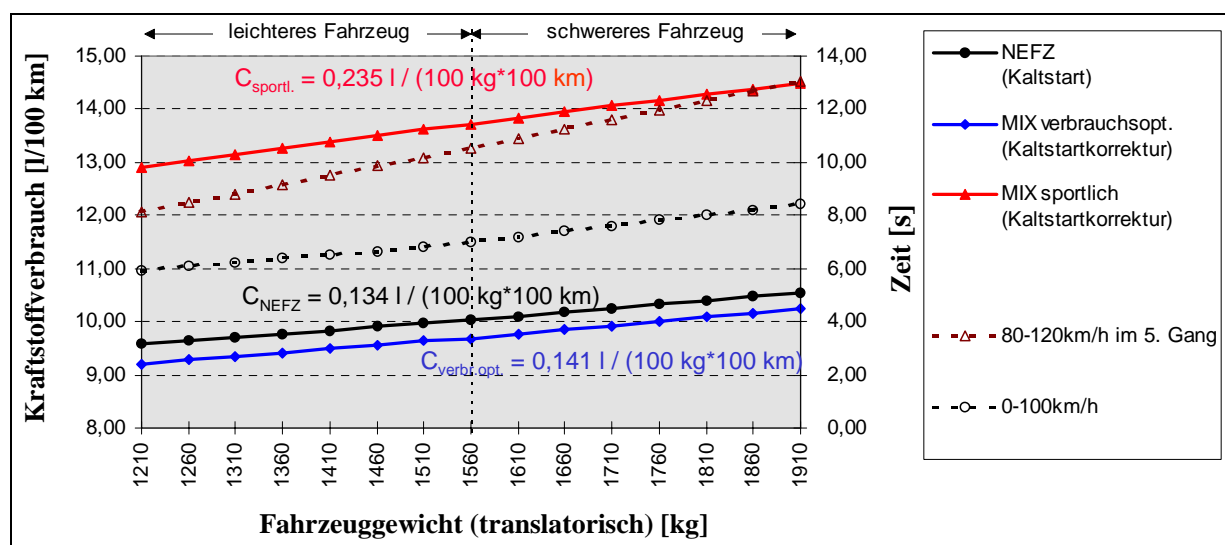
Im Gegensatz zu den in Bild 4.4 eingezeichneten Fahrwiderstandsmomenten bei konstanter Fahrzeuggeschwindigkeit weisen die der Simulation zugrunde liegenden Fahrprofile mehr oder minder große Beschleunigungsphasen auf, die eine deutlich stärkere Verschiebung der Fahrwiderstandskurven hervorrufen. In Bild 4.5 sind die im NEFZ durchfahrenen Betriebspunkte sowohl für das Ausgangsfahrzeug als auch für das um 300 kg schwerere bzw. leichtere Fahrzeug dargestellt. Gegenüber den Fahrwiderstandsmomenten bei Konstantfahrt nimmt der Einfluß des Fahrzeuggewichtes je nach Ausmaß der Beschleunigungsphasen deutlich zu.



**Bild 4.5:** Angesteuerte Motorbetriebspunkte im NEFZ bei verschiedenen Fahrzeuggewichten (translatorische Gewichtsvariation; BMW 528i)

Ausgehend vom Fahrzeuggewicht wurden in dem Intervall [-350 kg; +350 kg] in 50 kg Abständen Simulationsläufe zu Verbrauch und Fahrleistungen durchgeführt (Bild 4.6). Bis auf die Variation des Fahrzeuggewichtes (translatorisch) wurden dabei alle anderen Fahrzeugparameter wie Motorkennfeld, Luft- und Rollwiderstandsbeiwerte etc. ceteris paribus beibehalten. Aus der Vielzahl der Fahrleistungskriterien wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit die Beschleunigung von 0 auf 100 km/h sowie die Elastizität im 5. Gang von 80 bis 120 km/h als „Repräsentanten“ ausgesucht (siehe hierzu auch [EBERLE 98 und EBERLE 99/2]).

Es zeigt sich, daß sowohl der Verbrauch als auch die Fahrleistungen, mit Ausnahme der Beschleunigung von 0 auf 100 km/h, linear zum Fahrzeuggewicht verlaufen und der Kraftstoffminderverbrauch daher unabhängig vom Gewichtsniveau des Fahrzeuges ist. Der gewichtsbedingte Kraftstoffminderverbrauch zeigt bei Kaltabfahrt ein Spektrum von 0,134 (NEFZ) über 0,141 (Mix verbrauchsoptimiert) bis hin zu 0,235 l/(100 kg · 100 km) (Mix sportlich) auf und fällt damit vergleichsweise gering aus. Bei Warmabfahrt liegt der Kraftstoffminderverbrauch um 0,013 l/(100 kg · 100 km) höher als in den kalt abgefahrenen Fahrprofilen.



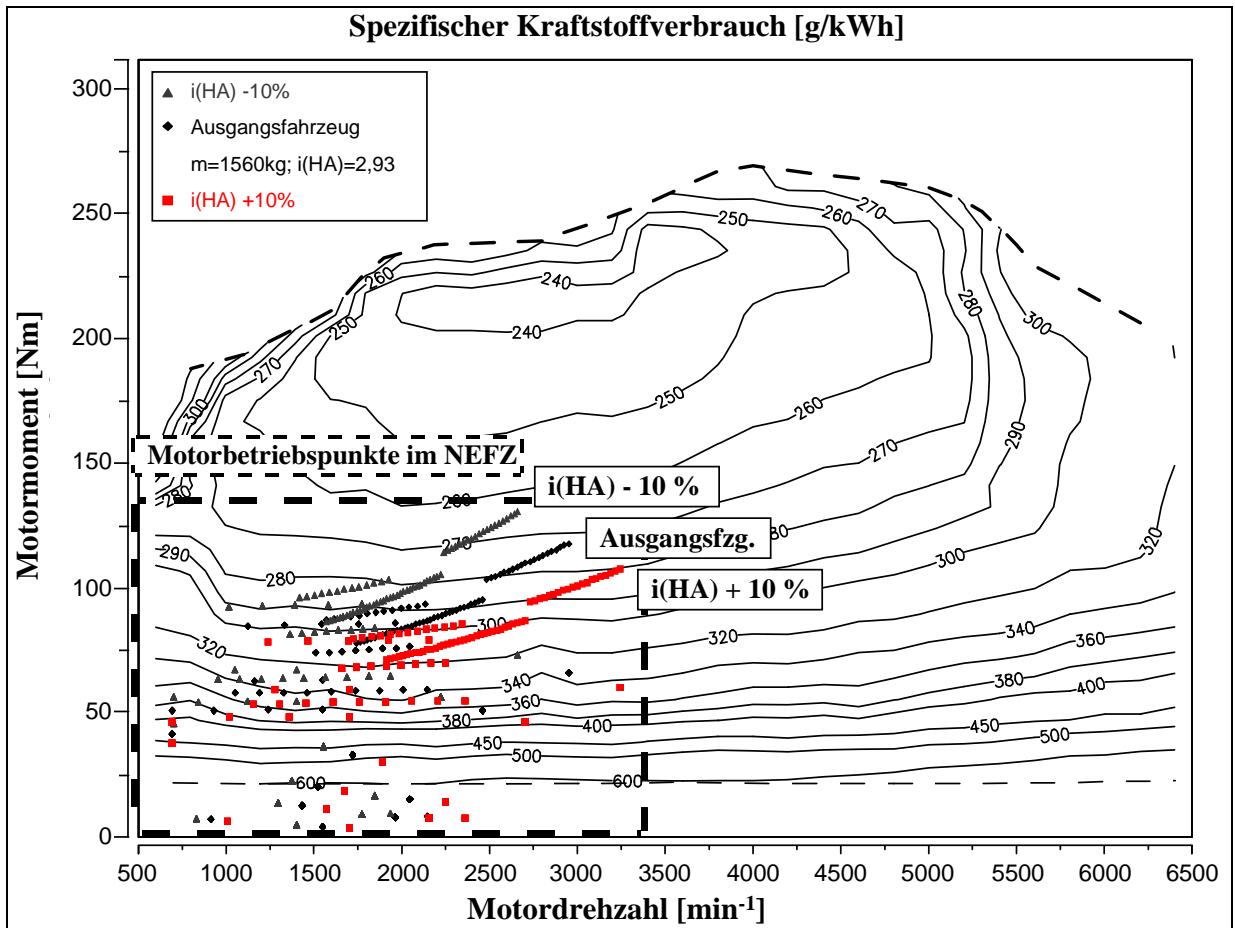
**Bild 4.6:** Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen in Abhängigkeit vom Fahrzeuggewicht (BMW 528i)

#### 4.2.1.4 Einfluß der Achsübersetzung auf Verbrauch und Fahrleistungen

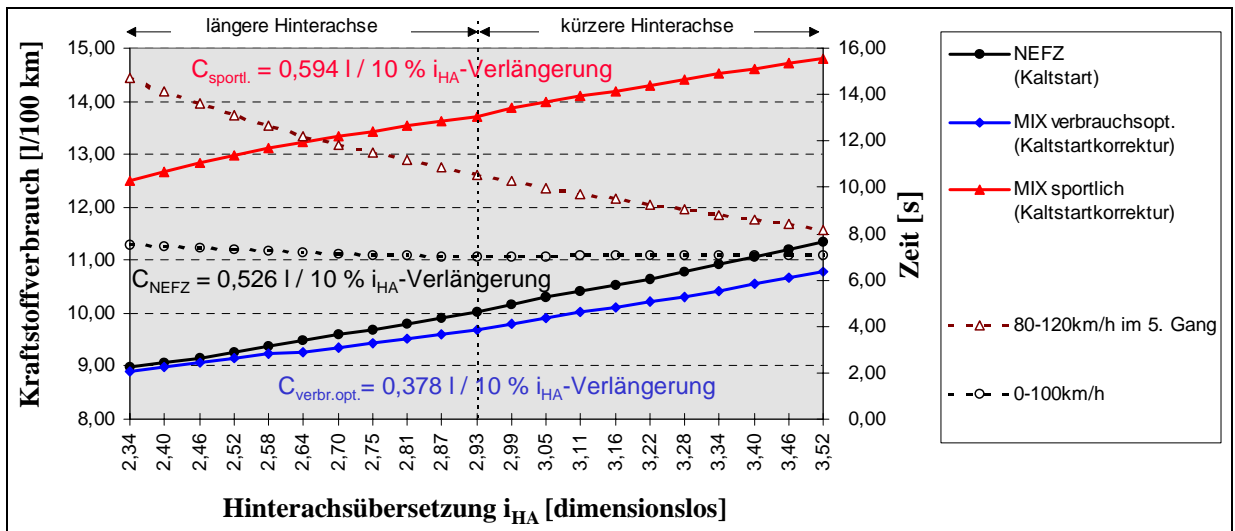
Aus [Bild 4.4](#) ging bereits hervor, daß eine Verlängerung der Achsübersetzung sowohl eine Reduzierung der Motordrehzahl als auch eine Erhöhung der Motorlast bewirkt. Die Höhe der Fahrwiderstände bleibt dabei unverändert. Das Ausmaß dieser Betriebspunktverlagerung ist auch hier von den Beschleunigungsphasen des Fahrprofils abhängig, so daß im Vergleich zu einer achsübersetzungsbedingten Betriebspunktverlagerung bei Konstantfahrt ([Bild 4.4](#)) eine deutlich stärkere Verschiebung eintritt ([Bild 4.7](#)).

Ausgehend von der Achsübersetzung des Serienfahrzeuges von 2,93 wurden Simulationsläufe zu Verbrauch und Fahrleistungen mit jeweils um 2 %-Punkten variiert Achsübersetzung durchgeführt, bis ein Intervall von -20 bis +20 % ( $i_{HA} = [2,34; 3,52]$ ), bezogen auf die ursprüngliche Übersetzung, abgedeckt war ([Bild 4.8](#)). Alle anderen Fahrzeugparameter wurden dabei wiederum ceteris paribus beibehalten.





**Bild 4.7:** Angesteuerte Motorbetriebspunkte im NEFZ bei verschiedenen Achsübersetzungen (BMW 528i)



**Bild 4.8:** Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen in Abhängigkeit von der Achsübersetzung (BMW 528i)

Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, daß sich die Fahrleistungen mit zunehmender Achsverlängerung überproportional verschlechtern. Beim Verbrauchsverlauf kann hingegen eine nahezu lineare Abhängigkeit zwischen Übersetzung und Kraftstoffverbrauch nachgewiesen werden.

Lediglich im sportlichen Fahrprofil kann sich bei schwach motorisierten Fahrzeugen infolge sehr kurzer Übersetzungen ein nicht-lineares Verhalten ergeben (vgl. 318 tds, Anhang A 3.3.3). Dies ist darauf zurückzuführen, daß der Motor vor Erlangen der geforderten Zyklushöchstgeschwindigkeit bereits seine Abregeldrehzahl erreicht. Der Kraftstoffminderverbrauch zeigt bei einer Verlängerung der Achsübersetzung um 10 % ( $i_{\text{länger 10 \%}} = |i_{\text{standard}}| - 10 \%$ ) eine Bandbreite von 0,378 (Mix verbrauchsoptimiert) über 0,526 (NEFZ) bis hin zu 0,594 l/100 km (Mix sportlich) bei Kaltabfahrt auf. Bei Warmabfahrt liegen die Werte um 0,131 l/100 km niedriger.

#### 4.2.1.5 Einfluß des translatorischen Fahrzeuggewichts auf den Verbrauch bei Anpassung der Achsübersetzung

Aus den bisherigen Betrachtungen geht hervor, daß eine translatorische Gewichtsreduzierung zu einer Verbesserung der Fahrleistungen führt, während eine Verlängerung der Achsübersetzung diese tendenziell verschlechtert. Will man nun die Hinterachsübersetzung eines leichteren Fahrzeuges so anpassen, daß die Fahrleistungen des ursprünglichen Ausgangsfahrzeuges erreicht werden, so lassen sich über die primäre Gewichtseinsparung hinausgehende Verbrauchsreduzierungen erzielen. Dies wirft die Frage nach der Wahl eines geeigneten Fahrleistungskriteriums auf, das als Schnittstelle zur Kombination der beiden Verbrauchseffekte „Gewichtsreduzierung“ und „Achsverlängerung“ herangezogen werden kann.

##### *Wahl des Fahrleistungskriteriums*

Der bisher übergeordnet verwendete Begriff der Fahrleistungen läßt sich nicht auf eine einzelne Größe reduzieren, sondern setzt sich aus einer Vielzahl von unterschiedlichen Kriterien zusammen. Dennoch lassen sich bestimmte Fahrleistungskategorien ableiten (Tabelle 4.1).

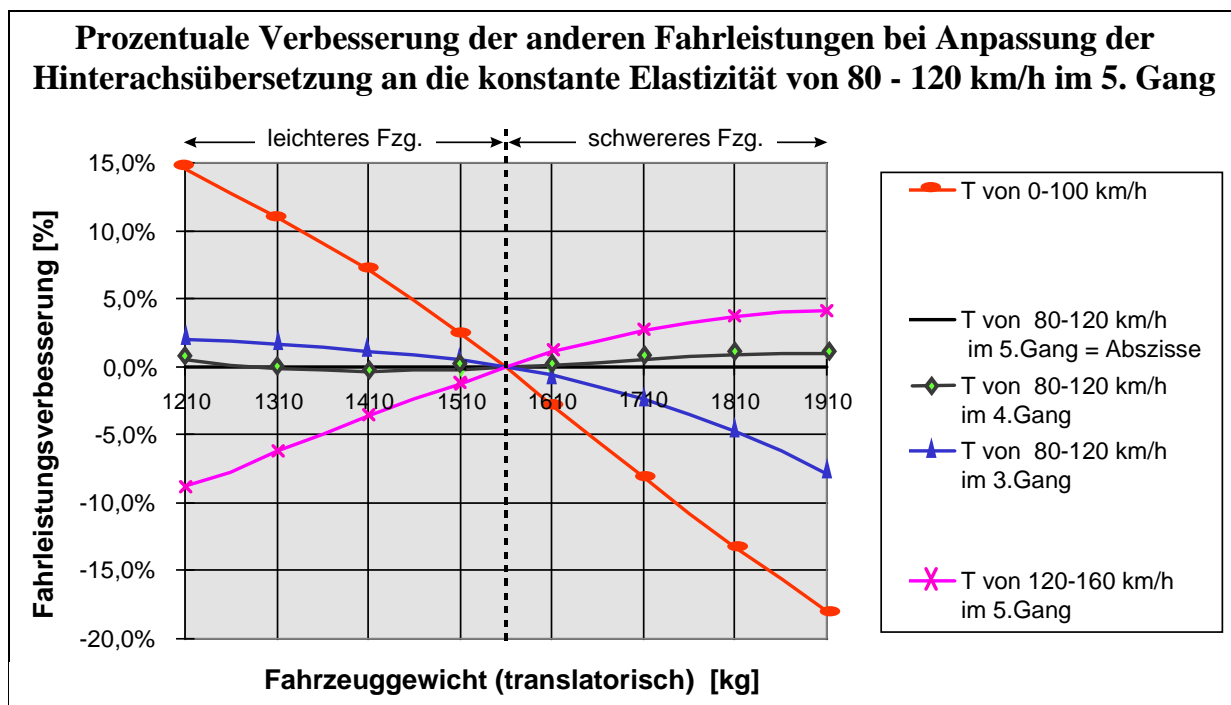
**Tabelle 4.1:** Kriterien zur Beurteilung der Fahrleistungen eines Pkw

<b>Fahrleistungskategorien</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zeit für die Beschleunigung von 0 auf x km/h bei Durchschalten der Fahrstufen</li> <li>• Zeit zur Beschleunigung des Fahrzeuges von x auf y km/h in einer definierten Fahrstufe (Elastizität)</li> <li>• Zeit zum Zurücklegen einer Strecke z nach stehendem Start bei Durchschalten der Fahrstufen</li> <li>• Strecke die in der Zeit t nach stehendem Start zurückgelegt wird bei Durchschalten der Fahrstufen</li> </ul>

Sowohl die „Zeit zum Zurücklegen einer bestimmten Strecke“ als auch die „Strecke die innerhalb einer bestimmten Zeit zurückgelegt wird“ lassen sich nach den Gesetzen der Kinematik

[RUMPEL 90] in das Kriterium „Beschleunigungszeit von 0 auf x km/h bei Durchschalten der Fahrstufen“ konvertieren. Daher können die üblicherweise verwendeten Fahrleistungen entweder auf das Kriterium „Beschleunigungszeit von 0 auf x km/h“ oder auf das Elastizitätskriterium zurückgeführt werden. Aus objektiver Sicht läßt sich nicht beantworten, welches der beiden Fahrleistungskriterien dominierend ist, dennoch ist für die weiterführenden Berechnungen die exakte Definition eines als repräsentativ erachteten Fahrleistungskriteriums notwendig.

In Testberichten einschlägiger Automobilzeitschriften werden zwar oft Beschleunigungszeiten von 0 auf 100 km/h verwendet, in der automobilen Praxis zeigen diese jedoch eine untergeordnete Relevanz auf. Die Wahl des Fahrleistungskriteriums fiel deshalb auf die Elastizität, da sie aus Gründen der aktiven Sicherheit, insbesondere bei Überholvorgängen auf Landstraßen, eine in der Praxis häufig auftretende sicherheitsrelevante Fahrsituation abdeckt. Aus der Vielzahl an unterschiedlichen Elastizitätsbereichen wurde die Elastizität von 80 bis 120 km/h im 5. Gang ausgewählt, da sie infolge der Geschwindigkeitsbegrenzung von 80 km/h für Lkw eine im automobilen Alltag oftmals auftretende Überholsituation repräsentiert, deren Risiko es durch ein möglichst zügiges Überholmanöver zu minimieren gilt.



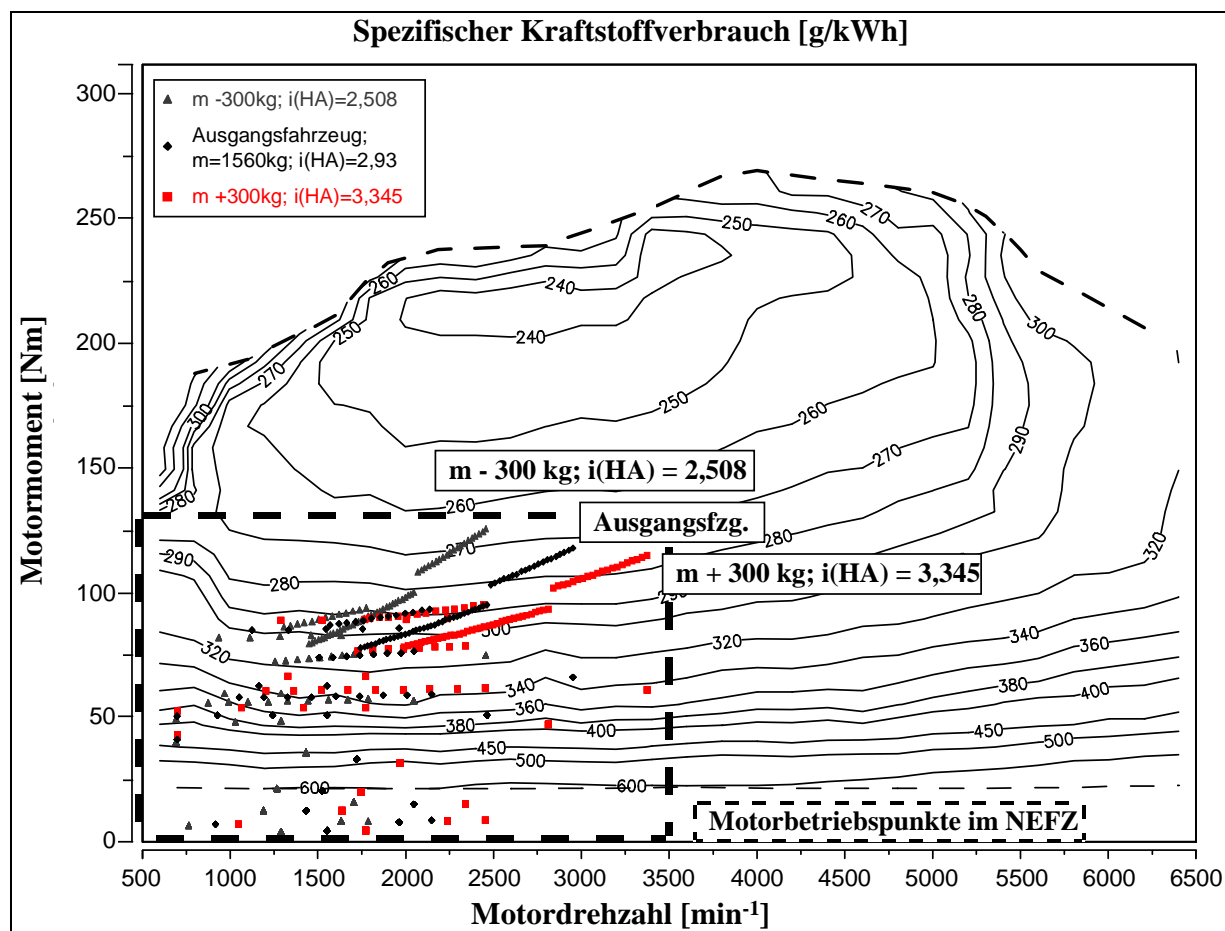
**Bild 4.9:** Veränderung der anderen Fahrleistungen, bei Anpassung der Achsübersetzung des leichteren Fahrzeuges an eine konstante Elastizität von 80 bis 120 km/h im 5. Gang (BMW 528i)

Die Wahl der Fahrstufe fiel dabei deshalb auf den 5. Gang, weil bei Anpassung der Achsübersetzung des leichteren Fahrzeuges an die Elastizität im 5. Gang von 80 bis 120 km/h des Aus-

gangsfahrzeugs die Fahrleistungen in den niedrigeren Gängen 4 und 3 i.d.R. Verbesserungen aufzeigen. D.h. die Auswahl der Elastizität im 5. Gang stellt ein Minimalkriterium dar, da alle anderen Fahrleistungen verbessert werden. Bis auf die als wenig praxisrelevant erachtete Elastizität von 120 bis 160 km/h im 5. Gang trifft dies für alle Elastizitätskriterien, aber insbesondere auch für die Beschleunigungskriterien „von 0 auf x km/h“ zu, wie Bild 4.9 verdeutlicht.

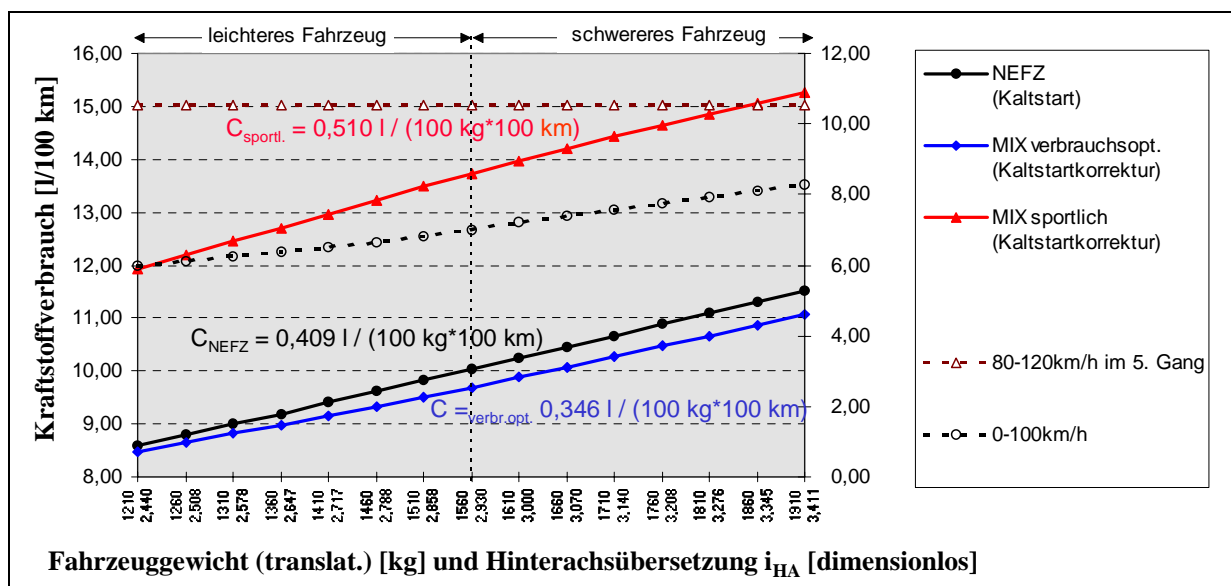
#### *Einfluß des Fahrzeuggewichts auf den Kraftstoffverbrauch bei angepaßter Achsübersetzung*

Kombiniert man den Fahrleistungszuwachs eines gewichtsreduzierten Fahrzeuges mit einer Verlängerung der Achsübersetzung derart, daß die Elastizität im 5. Gang von 80 bis 120 km/h unverändert bleibt, so ergibt sich auch eine Kombination der beiden Einzeleffekte im Motor-kennfeld (Bild 4.10). D.h., durch die Verringerung des Fahrzeuggewichtes verschiebt sich das Fahrwiderstandsmoment zu niedrigeren Momenten hin. Die Verlängerung der Übersetzung hingegen läßt den Betriebspunkt zu höheren Momenten bei gleichzeitig verringerter Motordrehzahl wandern.



**Bild 4.10:** Angesteuerte Motorbetriebspunkte im NEFZ für verschiedene Fahrzeuggewichte (translatorisch) bei Anpassung der Achsübersetzung an die Elastizität von 80 bis 120 km/h im 5. Gang (BMW 528i)

In Bild 4.11 sind die gewichtsinduzierten Verbrauchsfunktionen sowie die Fahrleistungen des Versuchsfahrzeuges bei angepaßter Achsübersetzung eingezeichnet. Der linear zur Gewichts- einsparung ansteigende Kraftstoffminderverbrauch zeigt bei Kaltabfahrt ein Spektrum von 0,346 (Mix verbrauchsoptimiert) über 0,409 (NEFZ) bis hin zu 0,510 l/(100 kg · 100 km) (Mix sportlich) auf und fällt damit deutlich höher aus, als der Kraftstoffminderverbrauch bei alleini- ger Gewichtsreduzierung ohne Achsanpassung. Bei Warmabfahrt liegt der Kraftstoffminder- verbrauch um 0,061 l/(100 kg · 100 km) niedriger als in den kalt abgefahrenen Fahrprofilen.



**Bild 4.11:** Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen in Abhängigkeit vom Fahrzeuggewicht (translat.) bei Anpassung der Achsübersetzung an die Elastizität von 80 bis 120 km/h im 5. Gang (BMW 528i)

Erst in Kombination der Gewichtseinsparung mit einer Verlängerung der Achsübersetzung können signifikant höhere Verbrauchseinsparungen erzielt werden. Dabei teilt sich der insgesamt erreichte Kraftstoffminderverbrauchskoeffizient zu ca. 1/3 auf die primäre Gewichtseinsparung und zu ca. 2/3 auf die Verlängerung der Achsübersetzung auf. Tabelle 4.2 faßt die im einzelnen betrachteten Verbrauchseinflüsse nochmals zusammen. In Anhang A 3.3.2 sind zusätzlich die detaillierten Simulationsergebnisse aufgeführt.

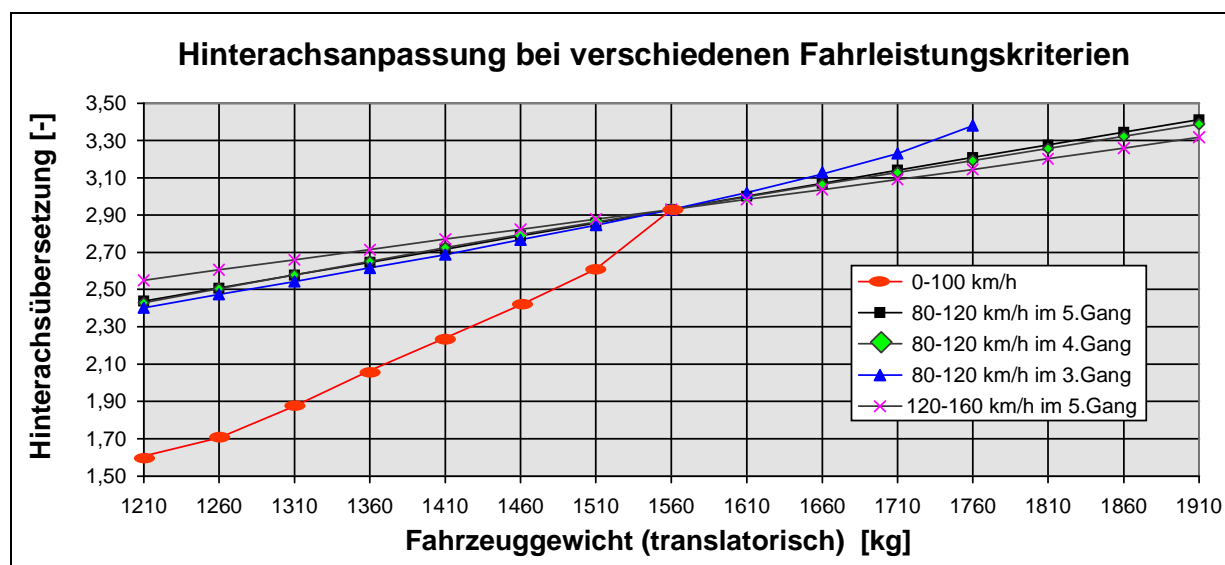
**Tabelle 4.2:** Kraftstoffeinsparung bei Variation von Fahrzeuggewicht (translatorisch) und Achsübersetzung (BMW 528i)

BMW 528i (Kaltabfahrt)	NEFZ [l/100 km <sub>NEFZ</sub> ]	Mix verbrauchsopt. [l/100 km <sub>NEFZ</sub> ]	Mix sportlich [l/100 km <sub>NEFZ</sub> ]
$\Delta m = -100 \text{ kg}$	0,134	0,141	0,235
$\Delta i_{HA} = -10 \%$	0,526	0,378	0,594
$\Delta m = -100 \text{ kg}; i_{HA} \text{ angepaßt}$	0,409	0,346	0,510

Die Anpassung der Achsübersetzung erfolgte auf iterative Weise, aus der Interpolation der Achsübersetzungs/Fahrleistungs-Kombinationen, die bei Vorgabe eines anfänglich groben Intervalls simuliert wurden. Nach zweimaligem Durchlauf der Iterationsschleife konnte auf diese Weise die Achsübersetzung auf 3 Nachkommastellen genau bestimmt werden, so daß die Abweichungen in den Fahrleistungen deutlich unter 1 % der Fahrleistungswerte des Ausgangsfahrzeuges lagen. Beim ausgewählten Elastizitätskriterium von 80 bis 120 km/h ergibt sich für die Achsübersetzung pro 100 kg Mindergewicht eine zulässige Verlängerung um 4,8 %-Punkte.

### *Einfluß des Fahrleistungskriteriums auf den Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten*

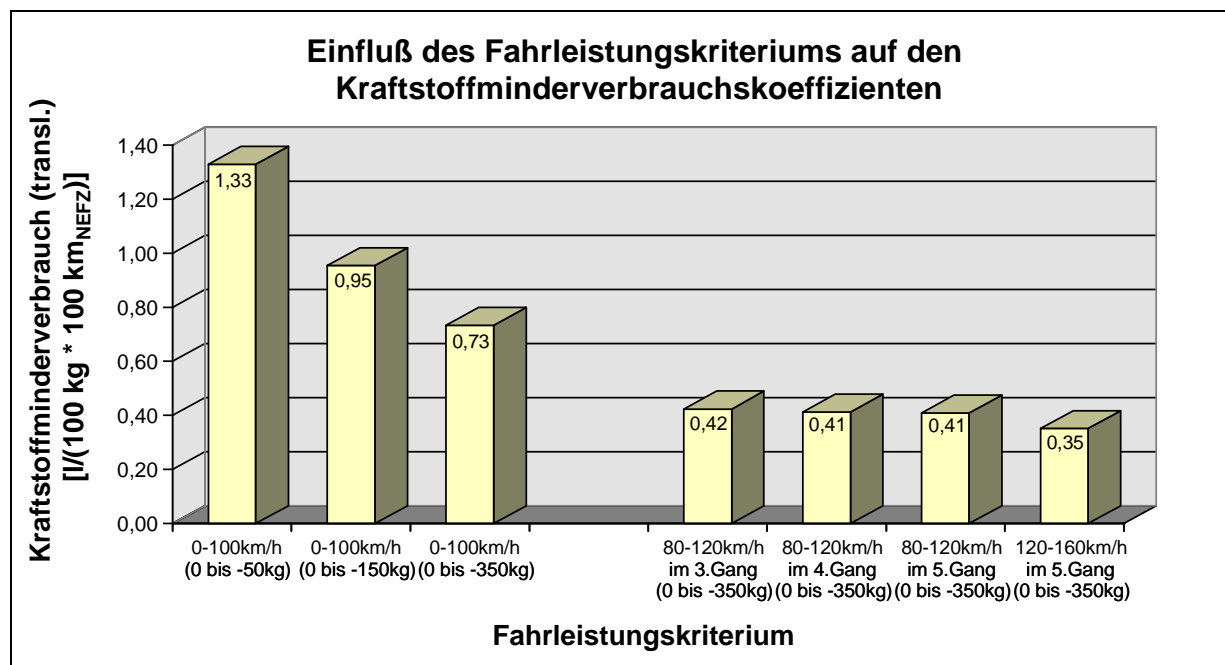
In Bild 4.12 sind für verschiedene Fahrleistungskriterien die Funktionen der Achsübersetzung über dem Fahrzeuggewicht angegeben, so daß die jeweiligen Fahrleistungen gegenüber dem Ausgangsfahrzeug konstant bleiben. Es zeigt sich, daß die Achsübersetzung über dem Fahrzeuggewicht für die Elastizitätskriterien einen linearen Verlauf annimmt, während für die Beschleunigungszeiten von „0 auf x km/h“ mit zunehmender Gewichtsvariation ein degressiver Verlauf bei der Achsübersetzung zu beobachten ist.



**Bild 4.12:** Achsübersetzungsanpassung in Abhängigkeit vom Fahrzeuggewicht (translatorisch) für verschiedene Fahrleistungskriterien (BMW 528i)

Um nun die Sensitivität des gewählten Fahrleistungskriteriums auf die Höhe des Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten zu untersuchen, wurden für verschiedene Fahrleistungskriterien die korrespondierenden Achsverlängerungen sowie die zugehörigen Kraftstoffverbräuche ermittelt. Die Ergebnisse sind in Bild 4.13 dargestellt und verdeutlichen, daß bei dem Elastizitätskriterium von 80 bis 120 km/h die Wahl der Fahrstufe nur marginalen Einfluß auf das Ge-

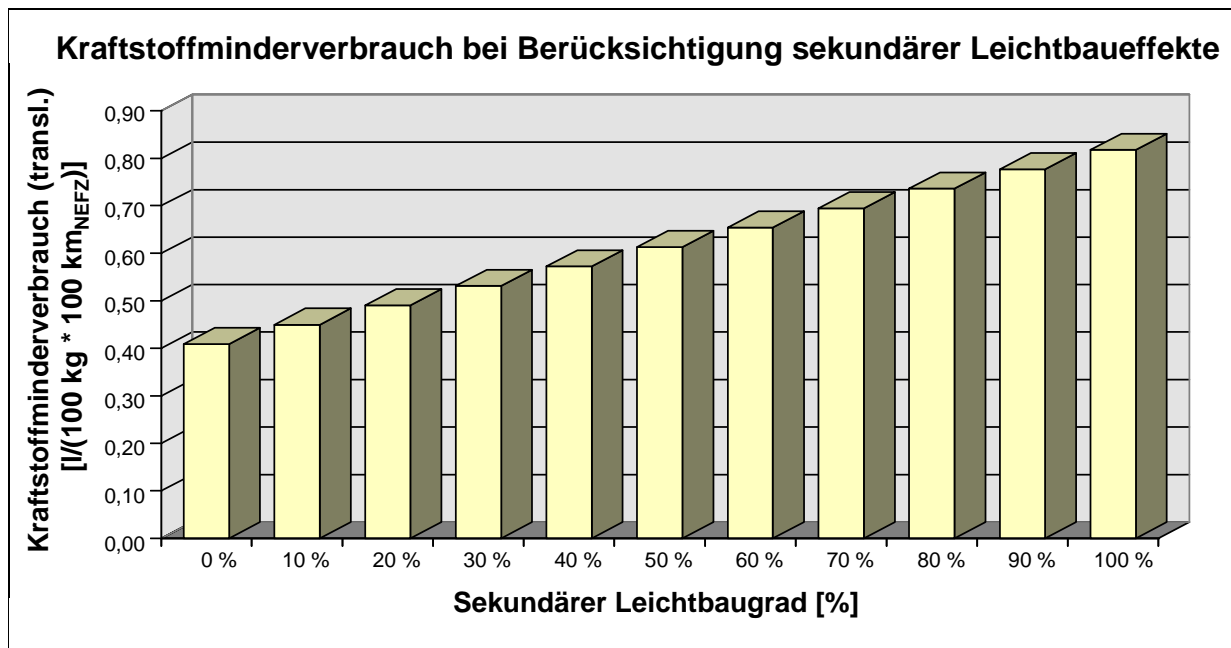
samtergebnis hat. Legt man hingegen für die Anpassung der Achsübersetzung eines der Beschleunigungskriterien „0 auf x km/h“ zugrunde, so ist der Kraftstoffminderverbrauchskoeffizient vom Gewichtsniveau des Fahrzeuges abhängig und liegt deutlich über den elastizitätsbegründeten Verbrauchseinsparungswerten.



**Bild 4.13:** Sensitivität des Fahrleistungskriteriums auf die Höhe des Minderverbrauchs (BMW 528i)

#### 4.2.1.6 Einfluß sekundärer Leichtbaueffekte auf den Kraftstoffminderverbrauch

Verringert man das Gewicht eines Fahrzeuges z.B. durch werkstofflichen Leichtbau der Rohkarosserie, so können zusätzliche Gewichtseinsparungen durch Neudimensionierung der übrigen Fahrzeugkomponenten wie beispielsweise Motor, Getriebe, Fahrwerk, Bremsen und Kraftstofftank, realisiert werden (Umkehr der „Gewichtsspirale“) [TIMM 92]. Für diese sogenannten *sekundären Leichtbaueffekte* werden in der Literatur unterschiedliche Werte angegeben. Von [BRAESS 99] wurde auf Basis einer Gesamtfahrzeugberechnung ein Wert von 16 % ermittelt. Daneben existieren Schätzwerte zwischen 30 % [LEITERMANN 96] und 35 % [KRÄMER 95] bis hin zu 50 % [RINK 96] für den sekundären Leichtbaugrad. Voraussetzung für die Umsetzung dieser sekundären Gewichtseinsparungen ist einerseits eine völlige Neukonstruktion des Fahrzeuges sowie andererseits ein „Quantensprung“ bei der primären Gewichtsreduzierung. Dieser Schwellenwert zur Umkehr der Gewichtsspirale liegt nach [PIECH 92] bei einer Gewichtseinsparung an der Karosserie von mindestens 35 %. In Bild 4.14 ist der Kraftstoffminderverbrauch des Versuchsfahrzeuges bei Berücksichtigung sekundärer Leichtbaueffekte dargestellt.



**Bild 4.14:** Kraftstoffminderverbrauch in Abhängigkeit vom sekundären Leichtbaugrad (BMW 528i)

#### 4.2.1.7 Relative Kraftstoffeinsparung – Grenzwertbetrachtungen

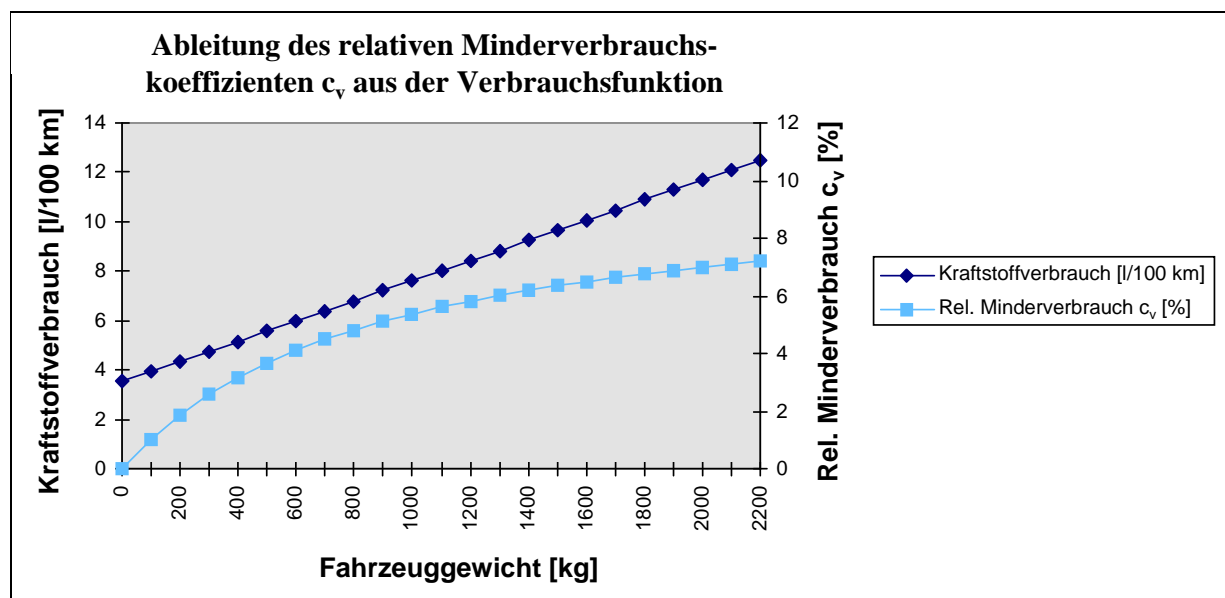
Aus den vorhergehenden Betrachtungen ist bekannt, welchen Einfluß eine absolute Gewichtsreduzierung (hier 100 kg) auf die absolute Kraftstoffeinsparung hat. Beide Größen sind aufgrund der linearen Verbrauchsfunktionen sowohl vom Absolutverbrauch als auch vom Ausgangsgewicht des Fahrzeuges unabhängig. Möchte man die Kraftstoffeinsparung dagegen als prozentualen Wert ( $c_v$ ) bezogen auf den absoluten Kraftstoffverbrauch des Ausgangsfahrzeuges bei einer prozentualen Gewichtsreduzierung der absoluten Fahrzeugmasse von 10 % beziehen ( $c_m = 10\%$ ), so ergibt sich kein linearer Verlauf mehr, wie aus [Gl. 4.13](#) hervorgeht.  $V'(m)$  stellt dabei die Steigung der Verbrauchsfunktion  $V(m)$  dar und ist identisch mit dem Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten  $C$  (bezogen auf 1 kg Mindergewicht [l/(kg · 100 km)]).

$$\text{Relative Verbrauchseinsparung} \quad c_v = \frac{V'(m)}{V(m)} \cdot m \cdot c_m \quad [\%] \quad \text{Gl. 4.13}$$

Der prozentuale Gewichtseinfluß auf den Kraftstoffverbrauch nimmt mit sinkendem Fahrzeuggewicht ab, da hierbei der Anteil der gewichtsunabhängigen Fahrwiderstandsanteile zunimmt und somit eine Verbrauchsreduzierung auf alleiniger Basis der Gewichtseinsparung immer schwieriger wird. Bei der Grenzwertbetrachtung einer theoretisch gewichtslosen, imaginären Fahrzeughülle würde der Kraftstoffverbrauch des Fahrzeuges schließlich nur noch durch Luftwiderstand und Leerlaufverbrauch bestimmt werden, so daß die prozentuale Kraftstoffeinspa-



rung 0 wäre (Bild 4.15). Betrachtet man hingegen das andere Extrem einer theoretisch unendlich hohen Fahrzeugmasse, so würde die maximale prozentuale Verbrauchseinsparung bei 10 % liegen, da in diesem Extremfall der Anteil der massenunabhängigen Fahrwiderstände vernachlässigbar im Verhältnis zu den gewichtsbestimmten Fahrwiderständen wäre.



**Bild 4.15:** Verlauf des Verbrauchskoeffizienten  $c_v$ , bezogen auf 10 % Gewichtsreduktion (BMW 528i)

Stellt man Gl. 4.13 um, so läßt sich, bei Unkenntnis des tatsächlichen Kraftstoffminderverbrauchs, aus der maximal möglichen prozentualen Verbrauchseinsparung in Höhe von 10 % sowie aus dem Kraftstoffverbrauch und dem Gewicht des Ausgangsfahrzeuges ein oberer theoretischer Grenzwert des Minderverbrauchs berechnen (Gl. 4.14), der nicht überschritten werden kann. Anhand des dargestellten Ansatzes zeigt sich beispielsweise, daß der Minderverbrauchswert  $C_{max}$  für den BMW 528i im NEFZ nicht höher als 0,635 l/(100 kg · 100 km) liegen kann.

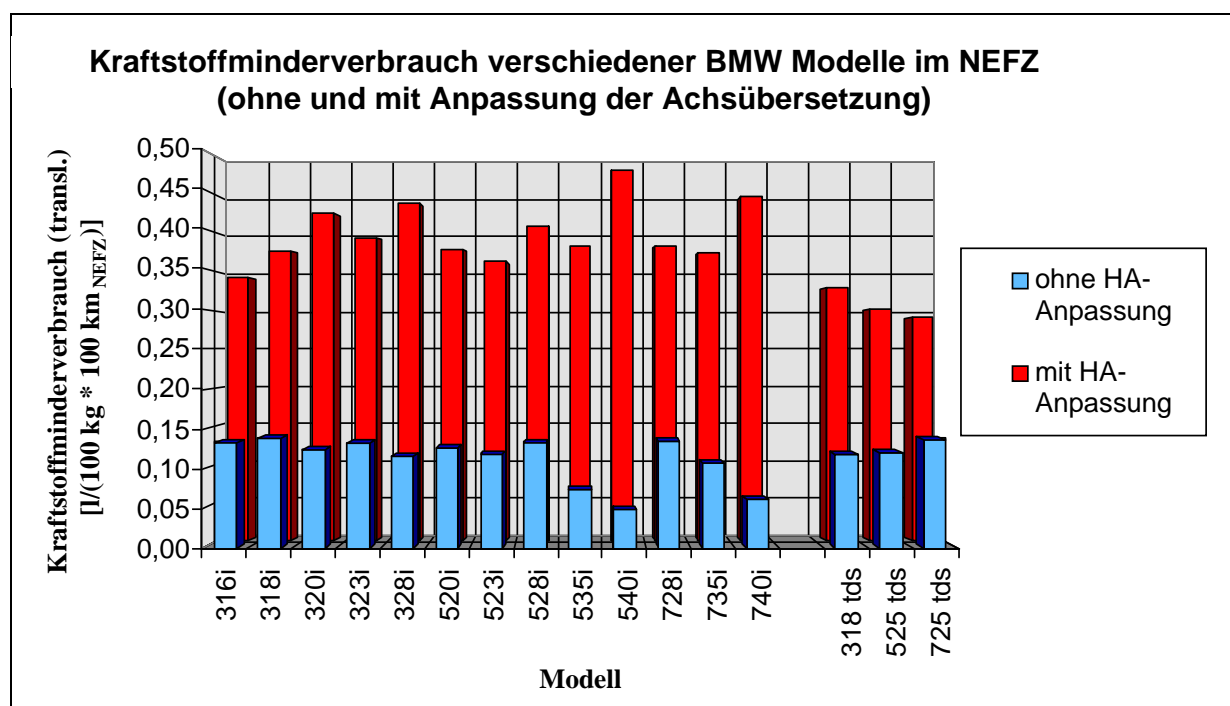
$$C_{max} = V'_{max}(m) \cdot 100 = \frac{c_v \cdot V(m)}{c_m \cdot m} \cdot 100 = \frac{0,1 \cdot 9,9}{0,1 \cdot 1560} \cdot 100 = 0,635 \text{ [l/(100 kg} \cdot \text{100 km)]} \quad \text{Gl. 4.14}$$

Die theoretisch maximale Verbrauchseinsparung ist nach diesem Ansatz durch das Verhältnis von Kraftstoffverbrauch zu Fahrzeuggewicht determiniert. Die verbesserte Effizienz zukünftiger Fahrzeugantriebe wird daher zu einer Abnahme der gewichtsbedingten Kraftstoffeinsparung z.B. bei direkteinspritzenden Otto- und Dieselmotoren führen. Dies bedeutet aber auch, daß sich infolge der zukünftig zu erwartenden geringeren Minderverbrauchswerte energieintensive Leichtbaumaterialien gegenüber der konventionellen Stahlalternative nicht mehr so schnell bzw. unter Umständen gar nicht mehr amortisieren werden (siehe nochmals Bild 4.2,  $C < 0,3$ ). D.h., die Gefahr einer gesamtökologisch unsinnigen Verschiebung der Umweltlasten aus der

Fahrzeugnutzung in die Herstellungsphase der Leichtbaumaterialien wird größer. Zukünftig wird eine aus ökologischer Sicht sinnvolle Verwendung dieser Werkstoffe daher auch eine Reduzierung der ökologischen Herstellaufwendungen erforderlich machen. Vor diesem Hintergrund sollte insbesondere der Einsatz von energieintensiven Leichtbauwerkstoffen bei den sehr antriebseffizienten 3-Liter-Autos im Sinne einer ganzheitlichen Bilanzierung überprüft werden.

#### 4.2.1.8 Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten verschiedener Fahrzeuge

Auf Grundlage des oben beschriebenen Konzeptes zur Ermittlung gewichtsinduzierter Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten wurden im Rahmen einer Diplomarbeit [KELLER 98] weitere Simulationsrechnungen zu den translatorischen Minderverbräuchen der aktuellen BMW Fahrzeuge (Handschalter) durchgeführt. Neben der exakten Ermittlung der Werte sollte insbesondere erörtert werden, ob eine Korrelation des gewichtsbedingten Minderverbrauchskoeffizienten zu anderen Fahrzeugparametern, wie z.B. der Motorleistung, dem Fahrzeuggewicht oder dem spezifischen Leistungsgewicht, nachzuweisen ist. In [Bild 4.16](#) sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die Minderverbrauchswerte für den NEFZ dargestellt. Eine detaillierte Auflistung der gesamten Simulationsergebnisse ist in [Anhang A 3.3.3](#) wiedergegeben.



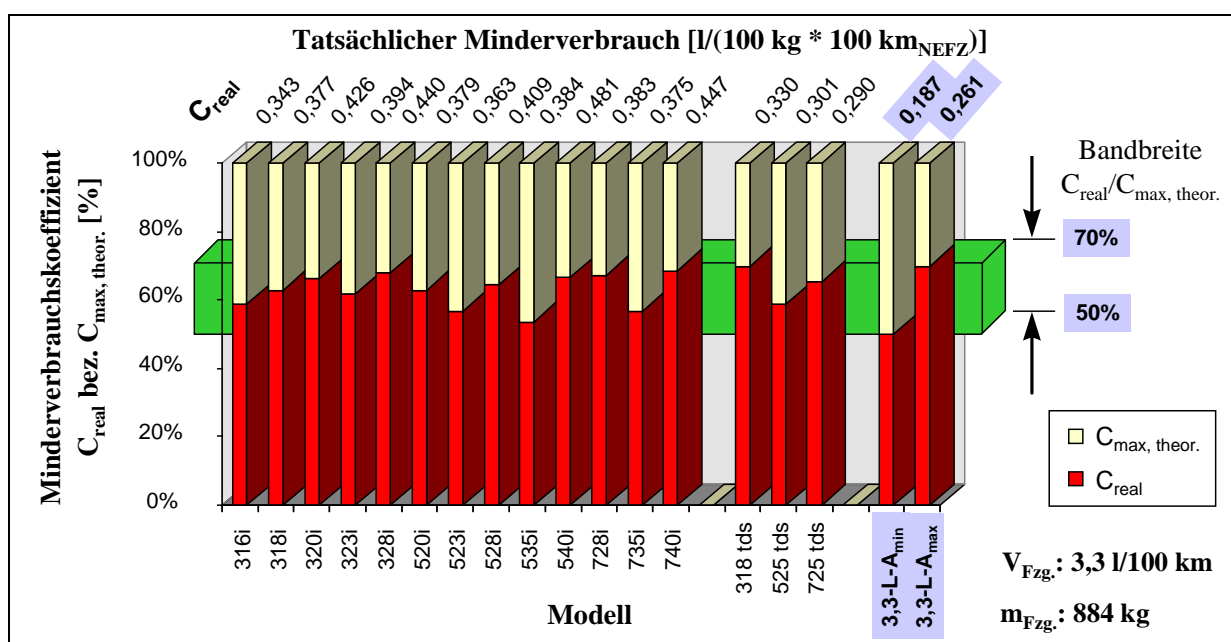
**Bild 4.16:** Kraftstoffminderverbrauch von BMW Fahrzeugen (Modelljahr '98) [EBERLE 98; KELLER 98]

Die Kraftstoffminderverbrauchswerte von benzinbetriebenen BMW Fahrzeugen bewegen sich bei angepaßter Achsübersetzung in einem Spektrum von 0,34 bis 0,48 l/(100 kg · 100 km) im

NEFZ. Bei verbrauchsoptimierter Fahrweise kann der Minderverbrauch je nach Fahrzeug um bis zu 0,05 l/(100 kg · 100 km) nach unten abweichen, während bei sportlicher Fahrweise um bis zu 0,14 l/(100 kg · 100 km) höhere Minderverbräuche möglich sind. Bei *Dieselfahrzeugen mit indirekter Einspritzung* liegen die *Minderverbrauchswerte* mit einer Bandbreite von 0,29 bis 0,33 l/(100 kg · 100 km) im NEFZ niedriger als bei den Benzinfahrzeugen. Weder bei Otto- noch bei Dieselfahrzeugen konnte eine Abhängigkeit des Minderverbrauchs vom absoluten Fahrzeuggewicht (These von [AICHINGER 95]) festgestellt werden. Fahrzeuge mit gleicher Motorisierung aber unterschiedlichen Gewichten (z.B. 328i, 528i und 728i) zeigen mit zunehmender Last infolge des höheren Fahrzeuggewichtes tendenziell geringere Minderverbrauchswerte auf. Die Abhängigkeit des Minderverbrauchs vom spezifischen Leistungsgewicht gilt jedoch nicht mehr, wenn Fahrzeuge unterschiedlicher Motorisierungen betrachtet werden, so daß die These von [SCHÄPER 97/2] nur eingeschränkt bestätigt werden kann (Anhang A 3.3.3).

#### 4.2.1.9 Minderverbrauchsabschätzung zukünftiger Fahrzeuge

Der exakte Kraftstoffminderverbrauch eines Fahrzeuges läßt sich nicht über einfache Korrelationsbeziehungen bestimmen, sondern muß auf Basis der spezifischen Fahrzeugparameter für jedes Fahrzeug gesondert ermittelt werden. Eine grobe Abschätzung kann jedoch über die gewichtsbezogene Verbrauchseffizienz des Fahrzeuges im betrachteten Fahrzyklus auf Basis des theoretisch maximalen Minderverbrauchs  $C_{max}$  nach Gl. 4.14 vorgenommen werden.



**Bild 4.17:** Minderverbrauchsabschätzung 3,3-L-Auto (Annahme:  $50\% \leq C_{real}/C_{max} \leq 70\%$ )

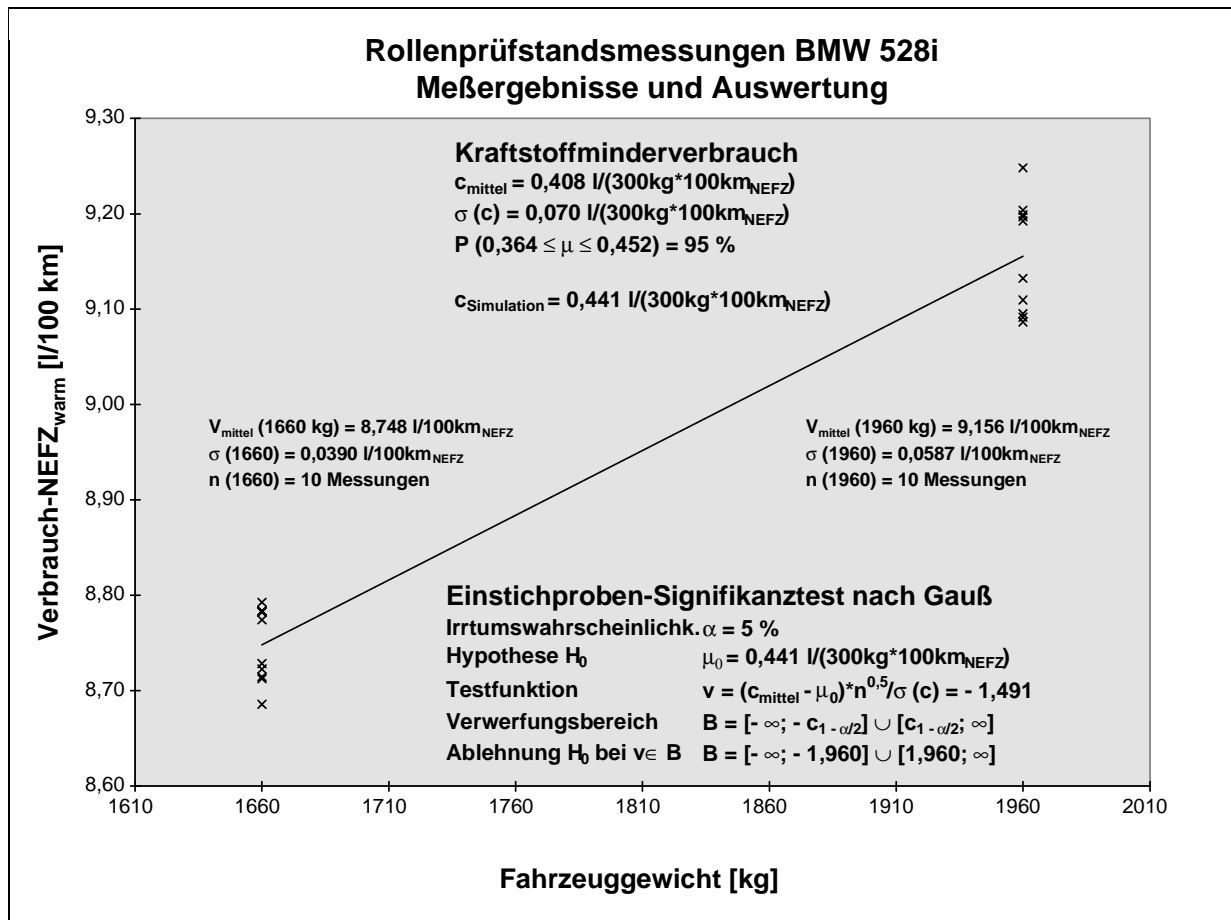
Sowohl bei den untersuchten Benzin- als auch bei den Dieselfahrzeugen hat sich gezeigt, daß der *tatsächliche Minderverbrauch* (ermittelt durch die FALKE-Simulation) in einem *Bereich von 54 bis 70 %* des jeweiligen *theoretisch maximalen Kraftstoffminderverbrauchs*  $C_{max}$  (berechnet aus dem Verhältnis von Fahrzeugverbrauch zu Fahrzeuggewicht) liegt. Auf dieser Basis läßt sich nun eine Abschätzung über den Minderverbrauch eines zukünftigen 3-Liter-Autos durchführen. Für ein Fahrzeug, das bei einem Gewicht von beispielsweise 884 kg einen Verbrauch von 3,3 l/100 km aufweist, kann basierend auf dem vorgestellten Ansatz ein Minderverbrauch zwischen 0,18 und 0,26 l/(100 kg · 100 km) abgeschätzt werden (Bild 4.17).

#### 4.2.1.10 Empirische Validierung des Simulationsprogrammes FALKE

Zur Validierung der durchgeführten Simulationsrechnungen wurden für unterschiedliche Fahrzeuggewichte empirische Verbrauchsmessungen auf einem Rollenprüfstand durchgeführt. Aufgrund der in der Simulation festgestellten linearen Abhängigkeit zwischen Verbrauch und Gewicht und der daraus abzuleitenden methodischen Symmetrie zwischen einer Reduzierung und einer Erhöhung des Gewichtes wurde der Weg einer Gewichtserhöhung um 300 kg gegenüber dem Ausgangsfahrzeug gewählt, da es nicht möglich gewesen wäre, das Fahrzeuggewicht um solch einen Betrag zu reduzieren. Eine Verringerung des Fahrzeuggewichtes um weniger als 100 kg hätte wiederum zu Minderverbrauchsergebnissen innerhalb der Meßtoleranz des Versuchsaufbaus geführt. Die Wahl des Fahrprofils fiel dabei auf den NEFZ, der bei betriebswarmem Motor abgefahren wurde. An einem Tag konnten somit mehrere Messungen, bei gleichzeitig verbesserter Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, durchgeführt werden. Eine genaue Beschreibung des Versuchsaufbaus und dessen Durchführung ist in Anhang A 3.4 gegeben.

Bild 4.18 gibt die Verbrauchsmessungen der betrachteten Fahrzeuggewichte im NEFZ bei Warmabfahrt wieder. Gegenüber dem Simulationswert von 0,441 l pro 300 kg Mehrgewicht bei Warmabfahrt im NEFZ (vgl. Abschnitt 4.2.1.3) ergaben die Rollenprüfstandsmessungen einen gemittelten Mehrverbrauch in Höhe von 0,408 l/(300 kg · 100 km<sub>NEFZ</sub>). Bei Annahme einer Gauß'schen Normalverteilung der Verbrauchsmeßwerte liegt der tatsächliche Kraftstoffmeherverbrauch mit einer Sicherheitswahrscheinlichkeit von 95 % im Konfidenzintervall [0,364; 0,452 l/(300 kg · 100 km<sub>NEFZ</sub>)]. Auf Basis eines Einstichproben-Gaußtests [BAMBERG 89] kann nachgewiesen werden, daß die Irrtumswahrscheinlichkeit eines von dem Simulationswert abweichenden Meßergebnisses bei maximal 5 % liegt. Dies zeigt, daß das

Simulationsprogramm FALKE für die Berechnung relativer Kraftstoffänderungen bei Variation des Fahrzeuggewichtes geeignet ist. Die Absolutverbände der Simulation liegen hingegen um 0,5 l/100 km niedriger als die korrespondierenden Meßwerte. D.h., für Aussagen über die absolute Höhe des Kraftstoffverbrauches ist das Programm FALKE nur bedingt geeignet.



**Bild 4.18:** Verbrauchsmessungen bei unterschiedlichen Fahrzeuggewichten im NEFZ (Warmabfahrt)

### 4.2.2 Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen

Seit Einführung des geregelten Dreiwegekatalysators in den 80er Jahren in Europa sind die ottomotorischen Fahrzeugemissionen der limitierten Schadstoffe Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (HC) und Stickoxide (NO<sub>x</sub>) um über 90 % verringert worden [GROSSE 98]. Zukünftige Emissionsgrenzwerte, wie die in Europa vorgesehenen EU3- und EU4-Grenzwerte, sehen eine weitere Verschärfung des bisherigen Status vor (Tabelle 4.3). Bei diesen gesetzlich limitierten Emissionen ist nach [METZ 98] keine Korrelation zum Kraftstoffverbrauch des Fahrzeuges gegeben, so daß die Höhe des Ausstoßes an CO-, HC-, NO<sub>x</sub>- und Partikelemissionen als unabhängig vom betrachteten Fahrzeuggewicht angenommen wird.

**Table 4.3:** Abgasgrenzwerte in Europa [DGXI 98]

<b>Emissionsstandard</b>	<b>CO [g/km]</b>	<b>HC [g/km]</b>	<b>NO<sub>x</sub> [g/km]</b>	<b>HC+NO<sub>x</sub> [g/km]</b>	<b>Partikel [g/km]</b>
<b>EU3 Otto (2000)</b>	2,30	0,20	0,15	--	--
<b>EU3 Diesel (2000)</b>	0,64	--	0,50	0,56	0,05
<b>EU4 Otto (2005)</b>	1,00	0,10	0,08	--	--
<b>EU4 Diesel (2005)</b>	0,50	--	0,25	0,30	0,025

Die Abgasstandards EU4 sollen die Berechnungsgrundlage für die Modellierung der verbrauchsunabhängigen Emissionen bilden. Da für Benzinfahrzeuge bereits ab dem Jahr 2000 und für Dieselfahrzeuge ab 2003 eine sogenannte On-Board-Diagnose verpflichtend vorhergesehen ist, die etwaige Störungen in der Abgasnachbehandlung dem Fahrer meldet [DGXI 98], können länger andauernde Überschreitungen der Grenzwerte ausgeschlossen werden. Das Alterungsverhalten der Katalysatoren wird nach [METZ 98] durch eine anfänglich höhere Konvertiertrate des Katalysators kompensiert.

Neben diesen weitgehend verbrauchsunabhängigen Emissionen entstehen bei der Verbrennung fossiler Energieträger nach dem Gesetz der Massenerhaltung zwangsläufig Verbrennungsprodukte, die vom Kraftstoffverbrauch des Fahrzeuges abhängig sind und somit auch durch das Fahrzeuggewicht beeinflusst werden können. Das klassische Verbrennungsprodukt hierbei ist das Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), dessen negative Auswirkungen auf den Treibhauseffekt seit langem bekannt sind (vgl. Abschnitt 3.3.3). Auf der Klimakonferenz, im Dezember 1997 in Kyoto, wurden von verschiedenen Nationen erstmals konkrete Zusagen über die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen getroffen. In diesem Zusammenhang ist auch der, von dem Europäischen Verband der Automobilhersteller (ACEA), an die EU-Kommission unterbreitete Vorschlag zu sehen, die CO<sub>2</sub>-Emissionen aller neuzugelassenen Fahrzeuge im Durchschnitt auf 140 g CO<sub>2</sub>/km (ca. 6 l/100 km) im Jahr 2008 zu reduzieren, was einem Rückgang von 25 % gegenüber 1995 entsprechen würde. Darüber hinaus ist eine weitere Reduzierung auf 120 g CO<sub>2</sub>/km (ca. 5 l Otto- bzw. 4,5 l Dieselmotorkraftstoff/100 km) bis zum Jahr 2012 vorgesehen [FRANK 98; TELTSCHIK 98].

Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>) stellt eine weitere Emission dar, die infolge der stöchiometrischen Verbrennung vom Kraftstoffverbrauch des Fahrzeuges abhängig ist. Bis zum Jahr 2005 soll allerdings der Schwefelgehalt sowohl des Otto- als auch des Dieselmotorkraftstoffes drastisch gekürzt werden. Die Forderungen von Europaparlament und -rat sehen eine Schwefelbegrenzung von

50 ppm vor [DGXI 98; ADAC 98], während ACEA bzw. VDA mit 30 ppm [TELTSCHIK 98; ATZFORUM 99] noch weitergehende Reduzierungen fordern. Der Hintergrund hierfür ist in den mit Luftüberschuß betriebenen direkteinspritzenden Motorkonzepten (Otto und Diesel) zu sehen, die die strengen Abgasnormen nur noch mit aufwendiger DeNO<sub>x</sub>- bzw. NO<sub>x</sub>-Speicher-Katalysatortechnik erreichen können. Deren Leistungsfähigkeit und Lebensdauer wird aber wiederum durch die Anwesenheit von Schwefel verringert [TELTSCHIK 98].

Die Berechnung der CO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen erfolgt auf Basis des Kohlenstoff- bzw. Schwefelgehaltes im Kraftstoff. Für Ottokraftstoffe liegt der Umrechnungsfaktor bei ca. 2,37 kg CO<sub>2</sub>/l Benzin und bei ca. 2,64 kg CO<sub>2</sub>/l Diesel [OFD 98]. Für Benzin bzw. Diesel errechnet sich aus den molaren Massenverhältnissen von Schwefel und Sauerstoff bei Annahme eines Schwefelgehaltes von 30 ppm eine Emission von ca. 45 mg SO<sub>2</sub>/l<sub>Benzin</sub> bzw. 50 mg SO<sub>2</sub>/l<sub>Diesel</sub>.

Neben den bisher aufgeführten Abgasemissionen werden beim Fahrzeugbetrieb noch eine Reihe weiterer Gase freigesetzt, die bisher nicht gesetzlich limitiert sind. Obwohl diesen nichtlimitierten Emissionen, wie dem Benzol, den Aldehyden oder einigen Vertretern der polyzyklisch aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) insbesondere auch kanzerogene Schädigungspotentiale nachgesagt werden [SCHÄFER 93], ist eine Berücksichtigung dieser Abgase nicht möglich, solange keine detaillierten Untersuchungen über die Höhe der nichtlimitierter Schadstoffe sowie deren eventueller Abhängigkeit zum Fahrzeuggewicht vorliegen.

## 4.2.3 Zuordnung von Verbrauch und Emissionen zu einem Bauteil

### 4.2.3.1 Kraftstoffallokation

Für die Zuordnung eines Kraftstoffverbrauches zu einem Bauteil bestehen verschiedene Allokationsansätze, die ausführlich in [EBERLE 98] erläutert und gegenübergestellt wurden. Nachfolgend soll der Kraftstoffverbrauch des Referenzbauteils über das Massenverhältnis zwischen Bauteil und Referenzfahrzeug aus dem bekannten Gesamtkraftstoffverbrauch des Referenzfahrzeuges nach Gl. 4.15 bestimmt werden.

*Massenproportionale Zuordnung*

$$\frac{m_{\text{Ref.Bauteil}}}{m_{\text{Ref.Fzg.}}} = \frac{V_{\text{Ref.Bauteil}}}{V_{\text{Ref.Fzg.}}}$$

Gl. 4.15

$m_{\text{Ref.Bauteil}}$	Masse des Referenzbauteils	$V_{\text{Ref.Bauteil}}$	Kraftstoffverbrauch des Referenzbauteils
$m_{\text{Ref.Fzg.}}$	Masse des Referenzfahrzeugs	$V_{\text{Ref.Fzg.}}$	Kraftstoffverbrauch des Referenzfahrzeugs

Durch die Anwendung des gewichtsinduzierten Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten  $C$  auf die Gewichts Differenz  $\Delta m$  zwischen Referenzbauteil und leichterem Alternativbauteil lässt sich der Kraftstoffverbrauch des Alternativbauteils berechnen ( $V_{\text{Alt.Bauteil}}$ ):

$$\textbf{Kraftstoffverbrauch Alternativbauteil} \quad V_{\text{Alt.Bauteil}} = V_{\text{Ref.Bauteil}} - \Delta m \cdot C \quad \textbf{Gl. 4.16}$$

Durch den *massenproportionalen Ansatz* werden jedem Bauteil – unabhängig davon, wie stark die jeweiligen Einzelfahrwiderstände ausfallen – die auf das Gesamtfahrzeug bezogenen, gemittelten Anteile der Fahrwiderstände zugeordnet. D.h., die massenproportionale Methode berücksichtigt bei der Zuordnung des Kraftstoffverbrauches zu einem Bauteil auch die massenunabhängigen Verbrauchsanteile, wie beispielsweise den Energieverbrauch, der aus dem Luftwiderstand resultiert. Der sogenannte *inkrementale Ansatz* ordnet hingegen nur die rein massenabhängigen Verbrauchsanteile dem Bauteil zu, woraus sich eine scheinbare Reduzierung der Nutzungsphase-Energieverbräuche ergibt.

#### 4.2.3.2 Emissionsallokation

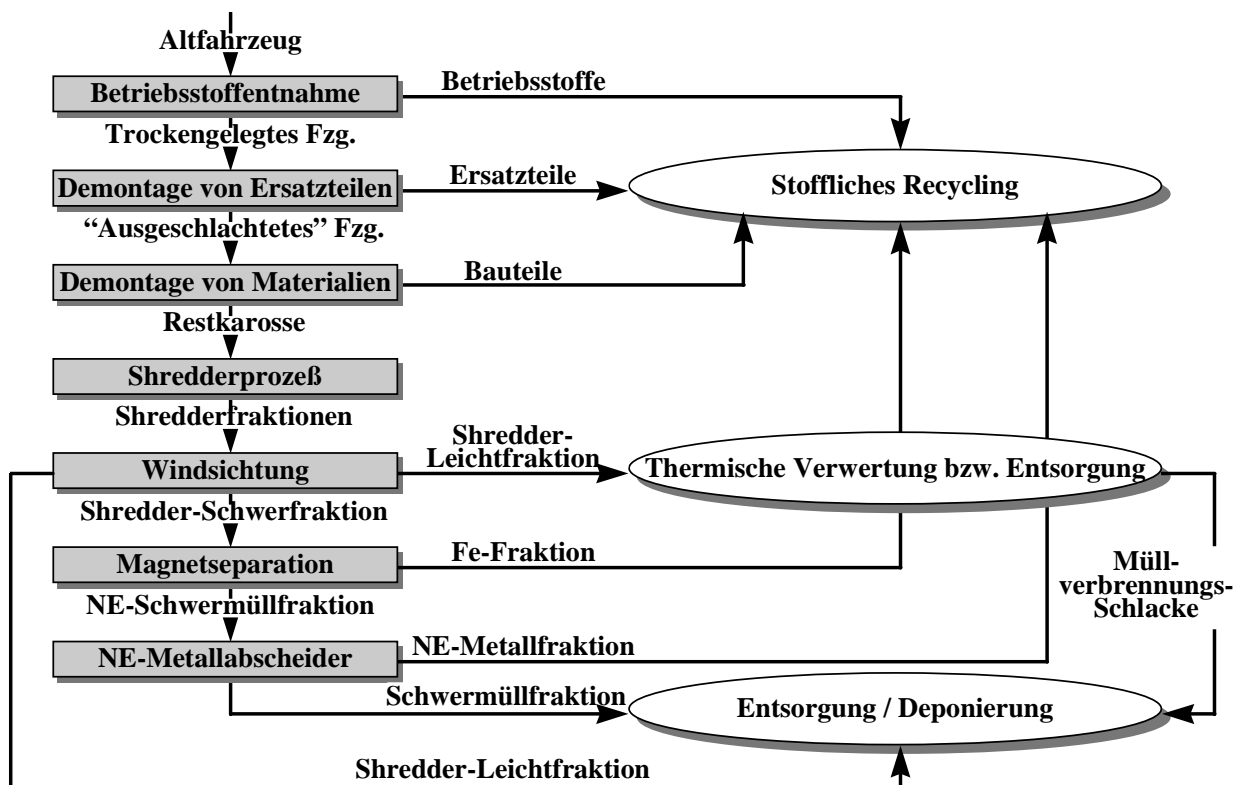
Mit Ausnahme der CO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen sind die Emissionen beim Fahrzeugbetrieb weitestgehend verbrauchsunabhängig. Eine Zuordnung der gewichtsabhängigen Emissionen erfolgt in Analogie zur Kraftstoffallokation. Die gewichtsunabhängigen Emissionen werden hingegen proportional auf die Fahrzeugmasse verteilt. Dies bedeutet, daß zwar die Fahrzeuggesamtemissionen zweier zu vergleichender Fahrzeugalternativen unterschiedlichen Gewichtes konstant bleiben. Durch die Umlage der Emissionen auf das Bauteilgewicht fällt der Emissionsanteil der Leichtbauvariante allerdings geringer aus.

### 4.3 Modellierung der Verwertungs- bzw. Entsorgungsphase

Das Modell der Verwertungsphase umfaßt alle Prozesse, die der weiteren Aufbereitung zur *stofflichen Kreislaufführung* des Produktes nach seinem Gebrauch bzw. der *thermischen Verwertung* der im Produkt gebundenen chemischen Energie oder der *Entsorgung* des Produktes dienen. Bild 4.19 zeigt die generellen Prozeßschritte der Altautoverwertung auf. Beim Altautoverwerter werden nach der *Trockenlegung* des Fahrzeuges alle erlösfähigen Komponenten aus-



gebaut. Diese finden in Form von Ersatzteilen erneute Anwendung in Automobilen bzw. dienen als Basis für ein stoffliches Recycling. Anschließend wird die Restkarosse in einem *Shredder* in etwa handgroße Stücke mechanisch zerkleinert. Durch den Prozeß der *Windsichtung* werden die flugfähigen Staubpartikel und sehr leichte Teile, überwiegend Kunststoffe, abgetrennt und einer thermischen Verwertung bzw. Entsorgung zugeführt oder deponiert. Aus der verbleibenden Shredder-Schwerfraktion werden mittels einer *Magnetseparation* die eisenhaltigen Komponenten ausgesondert und einem stofflichen Recycling zugeführt. Die *Nichteisen-Metallabscheidung* erfolgt für Aluminium in der *Schwimm-Sink-Anlage*, während Blei, Zinn und Kupfer über eine Abschmelztrennung im *Drehofen* separiert werden und ebenfalls stofflich verwertet werden. Geringfügige Mengen an Schwermüll werden direkt deponiert [WEBER 90; FRIED 98].



**Bild 4.19:** Allgemeine Prozeßkette der heutigen Altautoverwertung

Im Gegensatz zur Bilanzierung der Herstellungsphase des Bauteils, bei der zumeist konkrete Angaben zu den einzelnen Produktionsverfahren und Prozeßschritten vorliegen, gestaltet sich die Bilanzierung der Verwertungsphase als weitaus schwieriger. Zum einen liegt der Grund darin, daß der Produkthersteller keine unmittelbare Einflußnahme auf das Anwendung findende Verwertungsverfahren ausüben kann, da die genauen Verwertungspfade oftmals durch die ak-

tuellen Marktgegebenheiten determiniert sind, die von einer Reihe schwer prognostizierbarer Parameter, wie z.B. Primär- und Sekundärmaterialpreise, Aufbereitungskosten etc., abhängen. Zum anderen läßt sich bei langlebigen Gütern wie Automobilen infolge des zeitlichen Versatzes zwischen Bilanzierungs- und Verwertungszeitpunkt, von teilweise mehr als 20 Jahren (durchschnittliches Fahrzeugalter ca. 13 Jahre + Modellzyklus ca. 7-8 Jahre), nur schwer eine Prognose über Details zukünftiger Verwertungsprozesse anstellen. Zudem können zukünftige gesetzliche Vorgaben sowie marktwirtschaftliche Entwicklungen in entscheidender Weise die Wahl des zur Anwendung kommenden Verwertungsverfahrens beeinflussen.

Kann aufgrund dieser Unsicherheiten das Verwertungsverfahren nicht eindeutig bestimmt werden, empfiehlt es sich, mehrere, als realistisch erachtete, Verwertungsszenarien zu bilanzieren, um z.B. die Sensitivität des Verwertungsverfahrens auf das Gesamtergebnis abschätzen zu können. Dies trifft insbesondere bei der Bilanzierung von Kunststoffbauteilen zu, da bei diesen Werkstoffen neben der heute überwiegend praktizierten Deponierung als Bestandteil der Shredderleichtfraktion zukünftig vermehrt stoffliche und auch thermische Verwertungsverfahren zum Einsatz kommen, die das Potential zur Substitution primärer Ressourcen aufweisen.

### **4.3.1 Stoffliches Recycling**

#### **4.3.1.1 Formen stofflichen Recyclings**

Denkbare Verwertungsszenarien sind alle Formen des stofflichen Recyclings, das in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2243 [VDI 93] in die Kreislaufarten *Wiederverwendung*, *Weiterverwendung*, *Wiederverwertung* und *Weiterverwertung* unterteilt werden kann (Bild 4.20):

##### ***Wiederverwendung***

Wiederverwendung bezeichnet die erneute Nutzung eines gebrauchten Produktes für den selben Verwendungszweck – unter Beibehaltung der geometrischen Gestalt des Produktes. Für den Automobilbereich können als Beispiele die Wiederverwendung eines Motors nach eventuellen Aufbereitungsschritten oder die Runderneuerung von Reifen angeführt werden.

##### ***Weiterverwendung***

Weiterverwendung ist die Nutzung eines gebrauchten Produktes für einen Verwendungszweck, für den es ursprünglich nicht hergestellt wurde. Dabei kommt dem Produkt unter Beibehaltung

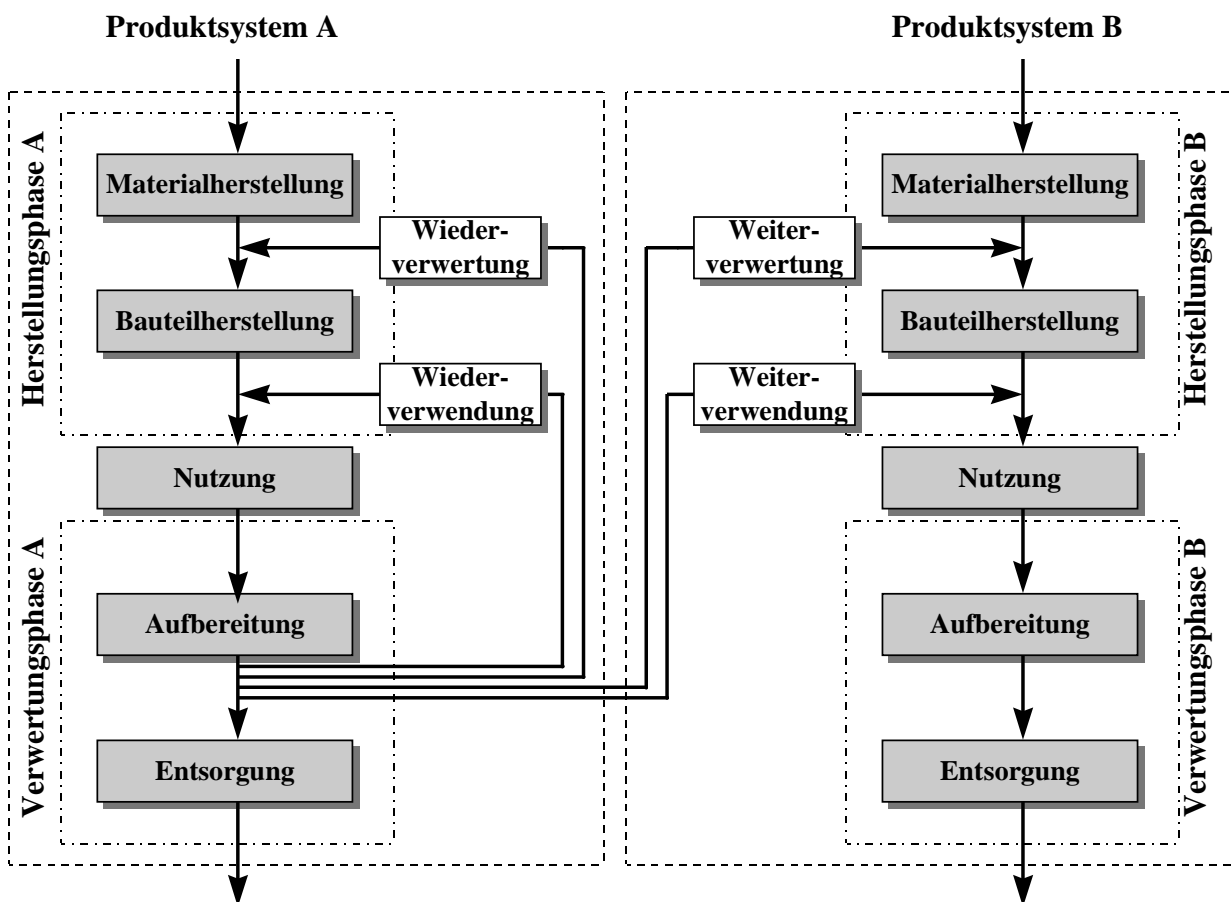
der ursprünglichen Gestalt eine neue Funktion zu, wie beispielsweise im Falle der Weiterverwendung eines Automotors als Antriebsaggregat für einen Notstromgenerator.

**Wiederverwertung**

Die Wiederverwertung bezeichnet den wiederholten Einsatz der Ausgangsmaterialien des Produktes für gleichartige Produktionsprozesse nach Auflösung dessen ursprünglicher Produktgestalt. Zur Wiederverwertung zählen neben dem physikalischen Recycling auch chemische Verfahren wie etwa die Pyrolyse (vgl. [WILLENBERG 96]), wenn aus den gewonnenen Ausgangsstoffen wieder gleichartige Produkte hergestellt werden (Beispiel: Stoßfänger zu Stoßfänger).

**Weiterverwertung**

Bei der Weiterverwertung werden die Ausgangsmaterialien des Produktes nach Auflösung dessen geometrischer Gestalt in anderen Produktionsprozesse verwendet, die zur Herstellung anderer, nicht mit dem ursprünglichen Produkt vergleichbarer Produkte führen (Beispiel: Automobilschrott zu Baustahl).



**Bild 4.20:** Formen stofflichen Recyclings

### 4.3.1.2 Methodische Bewertung der Sekundärstoffe im Closed-Loop

Aus Bild 4.20 geht hervor, daß sowohl die Recyclingformen Wiederverwendung als auch Wiederverwertung als Closed-Loop-Recycling modellierbar sind. Einerseits können so beispielsweise die ökologischen Herstelleraufwendungen eines Motors, der nach Ablauf seines ersten Lebenszyklusses in einem zweiten Lebenszyklus Anwendung findet, über das Verhältnis der Laufleistungen zwischen erstem und zweitem Lebenszyklus aufgeteilt werden. Andererseits läßt sich das stoffliche Recycling eines Stoßfängers zur erneuten Herstellung eines Stoßfängers als „Produktionsrücklaufrecycling“ im weiteren Sinne auffassen.

Im Gegensatz zum echten Produktionsrücklaufrecycling, bei dem der, z.B. in Form von Stanzresten anfallende, *Neuschrott* (siehe nochmals Bild 4.1) hinsichtlich seiner technischen Anforderungen dem Primärmaterial gegenüber nahezu gleichwertig ist, kann der aus dem Altfahrzeug stammende *Altschrott* nicht beliebig oft im Kreis gefahren werden. Am Beispiel der Wiederverwertung von Aluminiumblech (Al-Knetlegierung) sollen die Grenzen der Kreislaufführung von Altschrotten sowie das daraus resultierende Potential zur Primäraluminiumsubstitution in zukünftigen Lebenszyklen aufgezeigt werden.

Einerseits sind Aufbereitungsprozesse, wie beispielsweise das Umschmelzen des Aluminiumschrottes, mit Materialverlusten verbunden. So reicht nach [RINK 96] die Spanne der Schmelzverluste, d.h. der infolge von Oxidation unwiderruflich verlorengegangenen Metalle (insbesondere Al und Mg wegen ihrer hohen Sauerstoffaffinität), von etwa 0,5 % beim Einschmelzen von Aluminium-Masseln bis hin zu 10 % beim Einschmelzen von Spänen. Andererseits führen Verunreinigungen des Altschrottes dazu, daß die werkstofflichen Qualitätsanforderungen nur durch die zusätzliche Zugabe von Primärmaterial erreicht werden können.

Ist eine legierungsspezifische Sortierung des Altschrottes aus wirtschaftlichen Gründen nicht durchführbar, so führt die Vermischung verschiedener Al-Legierungen zu einer Änderung der Legierungszusammensetzung der neugewonnenen Schmelze, die durch die Zugabe von Primäraluminium und eventuelle Auflegierungsmaßnahmen kompensiert werden muß. Tabelle 4.4 zeigt, in welchem Maße bestimmte Al-Legierungen andere Al-Legierungen aufnehmen können, ohne ihre technischen Eigenschaften zu verändern. So kann die Legierung AA 6082 nur zu 21 Gew.-% in der Legierung AA 6016 absorbiert werden, während die Legierung AA 6060 nahezu mit allen aufgeführten Legierungen zu 100 % kompatibel ist und sich daher als eine aus Recy-

clingsicht vorteilhafte Legierung darstellt. Die in Klammern angegebenen Elemente stellen dabei die begrenzenden bzw. kritischen Legierungselemente dar.

**Tabelle 4.4:** Legierungskompatibilität für Al Extrusions-, Blech- und Gußlegierungen [FRANZE 95/2]

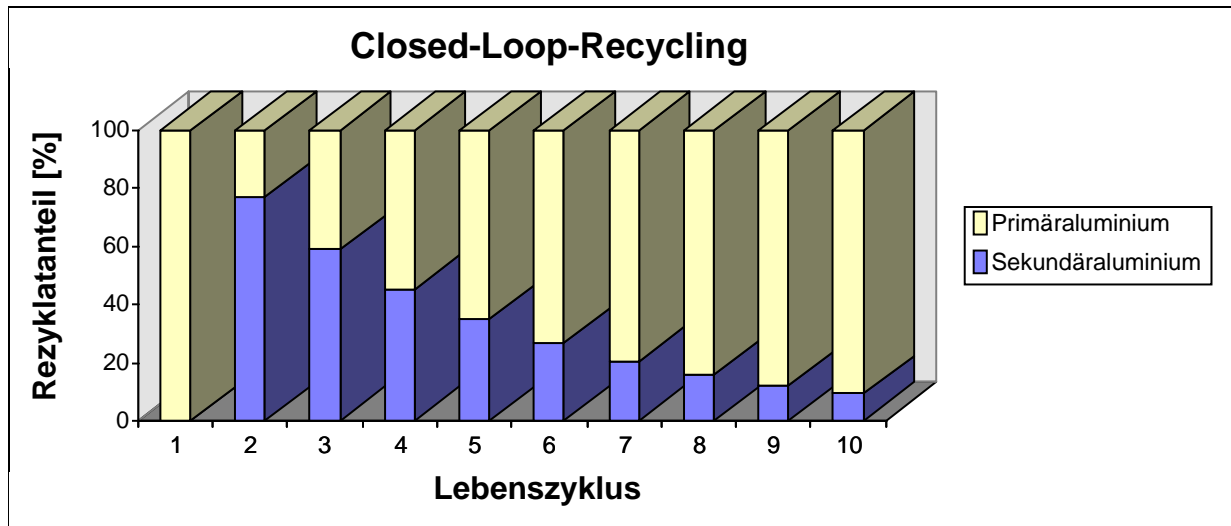
Legierung	wird absorbiert in Legierung						
	AA 6060	AA 6063	AA 6082	AA 6016	AA 7020	GD-AISi10Mg	GD-AISi9Cu3
AA 6060	100	100 (-)	100 (-)	100 (-)	64 (Si)	100 (-)	100 (-)
AA 6063	63 (Mg)	100	100 (-)	37 (Mg)	80 (Si)	47 (Mg)	54 (Mg)
AA 6082	27-30 (Si, Mg, Cr, Mn)	34 (Si, Mn, Ni)	100	21 (Mg)	21 (Si, Ni)	26-28 (Mg, Cr)	34 (Mg)
AA 6016	21 (Si)	26 (Si)	100 (-)	100	18 (Si, Ni)	0 (Mg, Zn, Ni, Cr)	100 (-)
AA 7020	2 (Zn)	3 (Zn)	3 (Zn)	3 (Zn)	100	2 (Zn)	16 (Zn)
GD-AISi10Mg	2 (Si)	3 (Si)	4 (Si)	3 (Si)	2 (Si)	100	3 (Cu)
GD-AISi9Cu3	2-3 (Si, Cu)	2 (Si, Cu)	2-4 (Si, Cu)	3 (Si, Cu)	2 (Si, Ni)	100 (-)	100

D.h., die beim Umschmelzen auftretenden Oxidationsverluste sowie die mit der Vermischung verschiedener Al-Legierungen einhergehenden Aufkonzentrationen von Legierungselementen sind ursächlich für die begrenzte Kreislaufführung von Al-Knetlegierungen. Diese sowohl quantitativen als auch qualitativen Materialverluste lassen sich nach dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik [STEPHAN 90] durch eine Zunahme der Irreversibilität (Entropie) beim Durchlaufen der verschiedenen Prozeßstufen des Materialumschlags begründen. Beziffert man die aus der Oxidation resultierenden Massenverluste auf 4 % ( $v_m$ ) sowie die Zugabe an Primäraluminium ( $z_{\text{primär}}$ ), das zur Kompensation der Qualitätsverluste aufgebracht werden muß, nach [LEITERMANN 96] auf 25 %, so errechnet sich nach Gl. 4.17 ein statischer Recyclinggrad ( $r_{\text{stat}}$ ) von 76,8 %. Dies bedeutet, daß 76,8 % des ursprünglichen Primärmaterials in einem zweiten Lebenszyklus wiederverwertet werden, von dessen Altschrott wiederum 76,8 % in einen dritten Lebenszyklus eingehen usw. (Bild 4.21). Ein Wachstum der Aluminiummenge wird dabei in diesem mengenstatischen Modell ausgeschlossen, um den qualitativen Verschlechterungen des Aluminiums Rechnung zu tragen.

**Statischer Recyclinggrad**

$$r_{\text{stat}} = \frac{1 - v_m}{1 + z_{\text{primär}}}$$

**Gl. 4.17**



**Bild 4.21:** Rezyklatanteil über die Lebenszyklen bei einem statischen Recyclinggrad von 76,8 %

Zur Verteilung der aus der Primäraluminiumherstellung des ersten Zyklusses resultierenden Umweltlasten auf die zukünftigen wiederverwertenden Lebenszyklen des Al-Knetlegierungskreislaufes muß die Umschlaghäufigkeit des Rohstoffes bezogen auf die im ersten Lebenszyklus eingesetzte Menge  $m_{\text{primär}}$  ermittelt werden. Die Umschlaghäufigkeit  $U_n$  kann aus der theoretisch unendlichen geometrischen Reihe nach Gl. 4.18 errechnet werden.

$$\text{Umschlaghäufigkeit } U_n = \frac{\sum_{i=1}^n m_{\text{primär}} \cdot r^{i-1}}{m_{\text{primär}}} = \frac{m_{\text{primär}} \cdot \frac{1-r^n}{1-r}}{m_{\text{primär}}} = \frac{1-r^n}{1-r} \tag{Gl. 4.18}$$

Aus dem gegebenen Recyclinggrad von  $r = 0,768$  errechnet sich bei  $n \rightarrow \infty$  eine Umschlaghäufigkeit von  $U_n = 4,31$ , d.h. das ursprünglich primär gewonnene Aluminium wird auf seine Masse bezogen 4,31 mal umgeschlagen. Somit lassen sich die Umweltlasten der Primärherstellung zu 23,2 % dem ersten Lebenszyklus und zu 76,8 % den zukünftigen Lebenszyklen zuordnen. Die Lebenszyklen werden zudem mit ihren jeweiligen Aufbereitungs- und Entsorgungsprozessen belastet, d.h. der erste Lebenszyklus muß so noch die anteiligen Umweltlasten z.B. des Umschmelzens sowie die der Entsorgung des nicht mehr kreislauffähigen Materialanteils tragen, so daß sich für den ersten Lebenszyklus ein ökologischer Aufwand ( $\ddot{O}A_{LZ1}$ ) nach Gl. 4.19 ergibt.

$$\ddot{O}A_{LZ1} = \frac{\ddot{O}A_{\text{Primärherstellung}} + (U_n - 1) \cdot \ddot{O}A_{\text{Aufbereitung}} + \ddot{O}A_{\text{Entsorgung}}}{U_n} \tag{Gl. 4.19}$$

Aus der obigen Gleichung wird auch ersichtlich, daß ein stoffliches Recycling nicht per se die Umwelt entlasten muß. Fällt der ökologische Aufwand des ersten Lebenszyklusses der Recyclingkaskade höher aus als die Aufwendungen für die Primärherstellung und die Entsorgung, so ist eine Deponierung des Sekundärstoffes aus ökologischer Sicht vorzuziehen. Löst man Gl. 4.19 nach den Aufbereitungsaufwendungen auf, so zeigt sich, daß diese im Falle einer ökologisch sinnvollen Recyclingwirtschaft geringer sein müssen als die ökologischen Aufwendungen der Primärerzeugung und der Entsorgung (Gl. 4.20 und 4.21).

$$\begin{aligned} \text{Recycling ökologisch sinnvoll, wenn gilt:} \quad & \ddot{O}A_{LZ1} < \ddot{O}A_{\text{Primärherstellung}} + \ddot{O}A_{\text{Entsorgung}} && \text{Gl. 4.20} \\ \text{bzw.} \quad & \ddot{O}A_{\text{Aufbereitung}} < \ddot{O}A_{\text{Primärherstellung}} + \ddot{O}A_{\text{Entsorgung}} && \text{Gl. 4.21} \end{aligned}$$

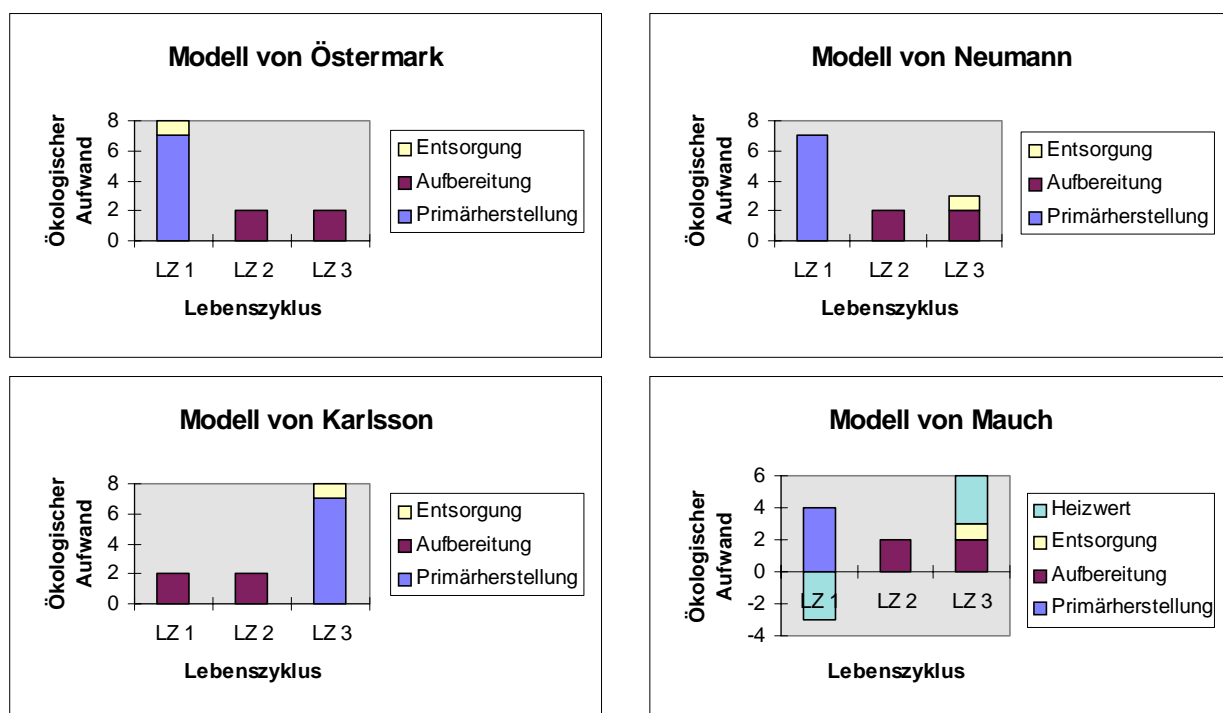
#### 4.3.1.3 Methodische Bewertung der Sekundärstoffe im Open-Loop

Im Gegensatz zur Wiederverwendung und Wiederverwertung, bei denen der Sekundärstoffaustausch innerhalb der erweiterten Systemgrenzen stattfindet, handelt es sich bei den Recyclingformen Weiterverwendung und Weiterverwertung infolge der systemüberschreitenden Sekundärströme um Ausprägungen eines Open-Loop-Recyclings (Bild 4.20). Die Weiterverwendung von Bauteilen ist dabei auf den Automobilbereich bezogen von untergeordneter Bedeutung, so daß sich die nachfolgenden Betrachtungen auf die stoffliche Weiterverwertung beziehen. Einerseits ist beim Open-Loop-Recycling nicht bekannt, aus welchen Produktsystemen der bei der Herstellung des Bauteils verwertete Sekundärstoff stammt, bzw. wohin der aus dem Bauteil resultierende Sekundärstoff nach Ablauf des Bauteillebens hingehet. Zudem tritt durch die Verunreinigung des Sekundärmaterials oftmals eine Verschlechterung der technischen Materialeigenschaften (Downcycling) ein, die einen Closed-Loop-Ansatz unmöglich machen.

##### *Vergleich existierender Methoden zur Bewertung von Open-Loop-Recycling*

Aus der Literatur sind zur Bewertung dieser Sekundärstoffe verschiedene Ansätze bekannt, von denen die wesentlichen im folgenden gegenübergestellt werden (Bild 4.22). So trägt nach dem *Modell von Östermark* der erste Lebenszyklus sowohl die gesamten Umweltlasten der Primärmaterialherstellung als auch der Entsorgung nach Ablauf des letzten Lebenszyklusses. Die weiterverwertenden Lebenszyklen werden lediglich mit den Aufbereitungsprozessen belastet [LINDFORS 95/1]. Hierdurch ergibt sich für den ersten Lebenszyklus kein Anreiz zur recycling-

optimierten Produktgestaltung. Die nachfolgenden Lebenszyklen profitieren von dem gratis zur Verfügung gestellten Sekundärmaterial und haben zudem nicht einmal die Lasten der Entsorgung zu tragen. Eine ähnliche Bewertung findet in dem *Modell von Neumann* statt, bei dem die Primärmaterialherstellung gänzlich dem ersten Lebenszyklus zugeschrieben wird und die Aufbereitungs- und Entsorgungsaufwendungen von den nachfolgenden Lebenszyklen zu tragen sind [NEUMANN 96/3]. Bei diesem Ansatz werden die Bilanzgrenzen sehr eng um den ersten Lebenszyklus gezogen, inwiefern der Sekundärstoff in weiteren Lebenszyklen ökologische Aufwendungen vermeiden vermag bleibt unberücksichtigt.



**Bild 4.22:** Modelle zur methodischen Bewertung von Sekundärstoffen im Open-Loop (Zugrunde liegende Annahmen: Primärherstellungsaufwand 7, Aufbereitung 2, Entsorgung 1 ökologische Einheiten; Heizwert 43 % bezüglich der energetischen Aufwendungen zur Primärherstellung)

Nach dem *Modell von Karlsson* werden hingegen die aus der Primärherstellung resultierenden Umweltlasten proportional dem mengenbezogenen Entlaß eines Lebenszyklus zugeordnet. Wird das Primärmaterial vollständig den weiteren Lebenszyklen übergeben, so haben diese zu 100 % die Umweltlasten zu tragen, der erste Zyklus trägt lediglich die Aufwendungen der Materialaufbereitung nach dessen Gebrauch [LINDFORS 95/1]. Bei diesem Modell findet also eine Projektion der Umweltlasten in zukünftige Lebenszyklen statt, wodurch für den ersten Lebenszyklus wiederum kein Anreiz geschaffen wird, das Primärmaterial möglichst effizient herzustellen, da dieser ohnehin die gesamten Aufwendungen weiterreichen kann.



Neben diesen, auf reinen Konventionen beruhenden, Bewertungsmodellen existiert noch eine energetisch begründete Bewertung der systemüberschreitenden Sekundärstoffe anhand ihres Heizwertes in dem *Modell von Mauch*. Bei diesem Ansatz wird dem ersten Lebenszyklus eine Gutschrift in Höhe des im Sekundärmaterial verbleibenden Heizwertes zugeteilt. Diese Energieaufwendungen werden dem zweiten Lebenszyklus angelastet, sofern dieser sie nicht wiederum an nachfolgende Zyklen abgeben kann. Der letzte Lebenszyklus in der Kette wird damit mit den Heizwertaufwendungen belastet [MAUCH 93]. Dieser Ansatz scheint zwar auf den ersten Blick gerechtfertigt zu sein, insofern er den ersten Lebenszyklus entlastet. Durch das Weitergeben des Heizwertes an nachfolgende Zyklen werden jedoch der erste und der letzte Lebenszyklus diskriminiert, da diese die Primärherstellungsaufwendungen und die Entsorgung zu tragen haben, während die Zyklen 2 bis einschließlich n-1 nicht belastet werden.

Wendet man das energetische Bewertungsverfahren einerseits auf Metalle wie etwa Aluminium und andererseits auf Kunststoffe an, so wird zudem augenfällig, daß infolge des auf den energetischen Primärherstellungsaufwand bezogenen höheren Anteils des Heizwertes von Kunststoffen im Gegensatz zu den relativ geringen Heizwerten von Metallen eine subjektive Bevorzugung der Kunststoffe erfolgt, da sie einen größeren Anteil der Herstellungsenergie dem letzten Lebenszyklus weitergeben können. So besitzt Polypropylen beispielsweise einen Heizwert von 42,5 MJ/kg, woraus sich auf die Herstellungsenergie von 96 MJ/kg für das Rohmaterial bezogen eine Gutschrift von 44 % für den ersten Produktlebenszyklus ergibt (Energiedaten aus [DALMIJN 96]). Bei der Aluminiumherstellung errechnen sich hingegen aus der Primärherstellungsenergie des Rohmaterials von ca. 225 MJ/kg [IKP 96] und einem Heizwert von 30 MJ/kg [MAUCH 93] lediglich 13 %, die von den Primäraufwendungen weitergegeben werden können, obwohl Aluminium weitaus öfters im Kreis gefahren werden kann als Polypropylen.

Keines der obigen Verfahren kann der Kritik subjektiv wertender Modellannahmen und unzulässiger Vereinfachungen standhalten. So bleibt einerseits bei allen Modellen unberücksichtigt, wie oft das Sekundärmaterial im Kreis gefahren werden kann. Andererseits findet in keinem der Modelle eine methodische Berücksichtigung einer eventuellen Verschlechterung der Materialqualität (Downcycling) statt, so daß kein Anreiz zu einem Hochwertrecycling gegeben wird. Eine Aufteilung der ökologischen Aufwendungen findet nur zwischen dem ersten und dem letzten Lebenszyklus statt, während die dazwischen liegenden Lebenszyklen als ökologische Trittbrettfahrer ausschließlich vom Sekundärmaterial profitieren, ohne sich an den Aufwen-

dungen zu beteiligen. Im folgenden soll deshalb ein Ansatz aufgezeigt werden, der die aus der Primärherstellung resultierenden Umweltlasten auf alle im Kreislauf befindlichen Lebenszyklen gerecht verteilt und zudem die begrenzte Kreislauffähigkeit sowie die Verschlechterung der technischen Materialeigenschaften berücksichtigt.

**Verfahren zur methodischen Bewertung von Open-Loop-Recycling**

Ein zentrales Element bei diesem Ansatz liegt in der Erfassung der *Qualitätsverluste des Ausgangswerkstoffes*, die beim Durchlaufen verschiedener Lebenszyklen auftreten. In jüngster Zeit zeichnet sich zur *Qualitätserfassung von Prozessen und Produkten* ein vielversprechender Ansatz anhand der *Entropie*, gemäß dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik, ab [SHIBAIKE 99]. Aufgrund der aufwendigen Operationalisierbarkeit dieses Ansatzes soll im folgenden jedoch der Qualitätsverlust über die *Aufkonzentration verschiedener Legierungselemente im Sekundärwerkstoff* beschrieben werden. So findet bei der Aluminiumblechverwertung infolge der Vermischung der ursprünglichen Al-Knetlegierung mit weiteren Al-Legierungen und v.a. mit Al-Gußlegierungen im Shredder eine Auflegierung bzw. Verunreinigung des ursprünglichen Werkstoffes statt. Insbesondere die Aufkonzentrationen der Legierungselemente Silizium, Mangan, Magnesium und Eisen unterbinden eine weitere Anwendung des Sekundäraluminiums als Knetlegierung. Zur Beschreibung der technischen Qualität eines Werkstoffes wurde von [BAITZ 96] ein Qualitätsindikator für Al-Knetlegierungen entwickelt, der die während der Aufbereitung stattfindende Aufkonzentration ( $K_i(LZ 1) \Rightarrow K_i(LZ 2)$ ) ins Verhältnis zur Grenzkonzentration ( $GK_i$ ) setzt, woraus sich der gewichtete Qualitätsverlust beim Übergang der Al-Legierung vom ersten in den zweiten Lebenszyklus bestimmen läßt (Tabelle 4.5).

**Tabelle 4.5:** Qualitätsverlust bei Aufkonzentration der Al-Legierung LZ 1 zu LZ 2 [BAITZ 96]

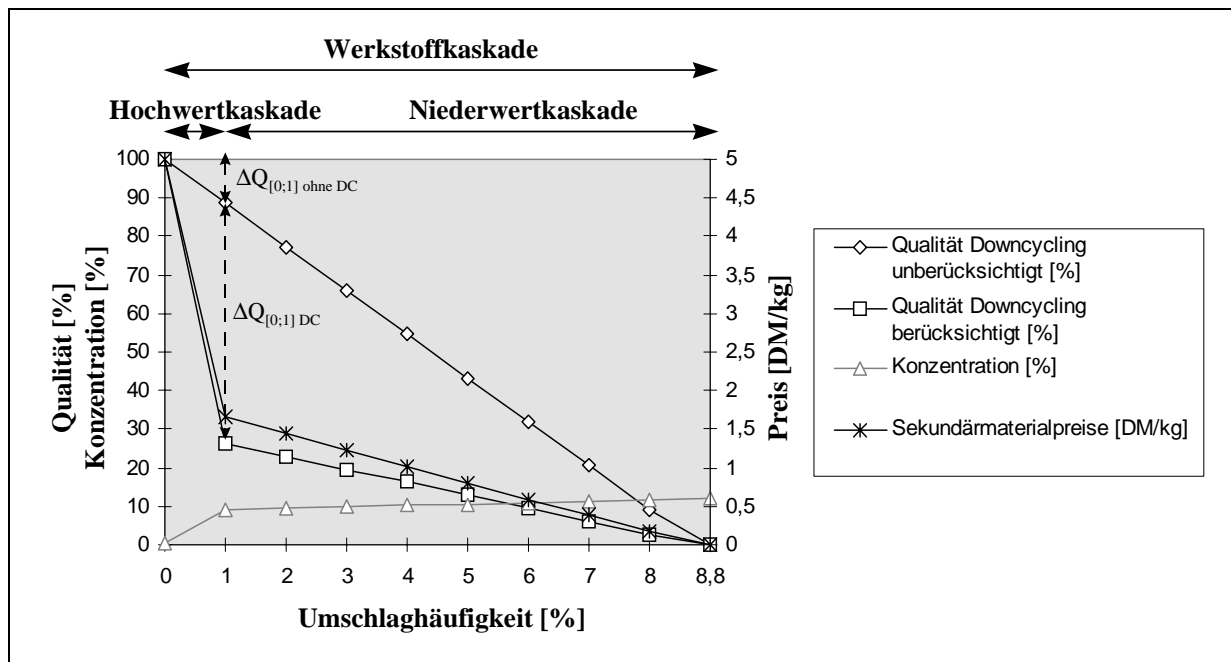
i	$GK_i$ [%]	$K_i(LZ 1)$ [%]	$K_i(LZ 2)$ [%]	$A_i(LZ 2) = \frac{K_i(LZ 2)}{\sum_i K_i(LZ 2)}$ [%]	$\Delta Q_i = \frac{K_i(LZ 1) - K_i(LZ 2)}{GK_i}$ [%]	$\Delta Q_i \cdot A_i(LZ 2)$ [%]
Si	1,40	0,60	0,90	26,9	- 21,4	- 5,8
Mg	5,60	0,60	0,70	20,9	- 1,8	- 0,4
Cu	6,00	0,10	0,30	9,0	- 3,3	- 0,3
Fe	1,00	0,30	0,35	10,4	- 5,0	- 0,5
Mn	1,50	0,10	0,50	14,9	- 26,7	- 4,0
Zn	6,10	0,15	0,20	6,0	- 0,8	0,0
Cr	0,35	0,05	0,30	9,0	- 71,4	- 6,4
Ti	0,20	0,10	0,10	3,0	0,0	0,0
$\Sigma$	22,0	$\sum_i K_i(LZ 1)$ 2,00 %	$\sum_i K_i(LZ 2)$ 3,35 %	100 %		$\Delta Q_{ges}$ -17,4 %

Über die Wichtung der beim Übergang des ersten in den zweiten Lebenszyklus eintretenden Qualitätsänderung  $\Delta Q_i$  mit dem Anteil  $A_i$  des jeweiligen Legierungselementes  $i$  an der Legierungsmenge des Rezyklates kann nach [BAITZ 96] die gesamte Qualitätsänderung  $\Delta Q_{\text{ges}}$  bestimmt werden.  $\Delta Q_{\text{ges}}$  beschreibt die gewichtete Summe der einzelnen Qualitätsverluste durch Aufkonzentration einer Komponente  $i$ . Um aus einer Al-Knetlegierung wieder eine Knetlegierung herstellen zu können, muß die verbleibende Qualität größer gleich null sein. D.h., im angegebenen Beispiel kann das Aluminium 6 mal umgeschlagen werden, dann läßt die verbleibende Qualität von -4,4 % nach Ende des sechsten Lebenszyklusses keine weitere Kreislauf-führung mehr als Al-Knetlegierung zu.

Beim Open-Loop-Recycling des Aluminiumblechs findet bereits im Shredderprozeß eine Überschreitung der Grenzkonzentration für eine Al-Knetlegierungsanwendung statt. Dies hat die Folge, daß das Aluminium nur noch in minderwertigen Anwendungen verwertet werden kann (Downcycling). Zur Beschreibung der verbleibenden Qualität des nur noch als Aluminiumguß verwertbaren Sekundärmaterials ist der Qualitätsindikator auf die weitaus höheren Grenzkonzentrationen von Al-Gußlegierungen anzupassen. Bild 4.23 zeigt den Verlauf der, anhand des Legierungsbestandteiles Silizium, abstrahierten Konzentrationsfunktion sowie den zugehörigen Qualitätsverlauf des Aluminiums. Zur Bestimmung der exakten Qualitätsfunktion müßten einerseits die genauen Grenzkonzentrationen der einzelnen Legierungsbestandteile für eine Gußanwendung verfügbar sein. Andererseits wäre die Legierungskonzentration des Sekundäraluminiums nach der Aufbereitung (Shredder, Schwimm-Sink, Umschmelzen) zu bestimmen.

Die Berechnung der Umschlaghäufigkeit in Bild 4.23 erfolgte auf Basis der massebezogenen Verluste während der einzelnen Aufbereitungsphasen des Sekundärmaterials. Beziffert man die massebezogenen Verluste im Shredder nach [RINK 96] auf 2 % und die in der Schwimm-Sink-Anlage auftretenden Verluste ebenfalls auf 2 % (2 % bei guter Anlagenführung, sonst je nach Durchsatz bis zu 8 %) sowie die beim Umschmelzen auftretenden Oxidationsverluste auf 4 %, so ergibt sich bei der Aufbereitung des Aluminiums ein Materialverlust von 7,8 %. Aufgrund der eingetretenen Qualitätsverluste sind den verbleibenden 92,2 % für eine Aluminiumgußanwendung nach [LEITERMANN 96] noch 4 % (zwischen 3 und 5 %) Primäraluminium zuzuführen, so daß sich hieraus ein Recyclinggrad von 88,7 % (Gl. 4.17) ergibt, woraus nach Gl. 4.18 eine Umschlaghäufigkeit von 8,8 resultiert. Hierbei wurde angenommen, daß der geringwertigere Aluminiumgußschrott wieder im Automobilbereich Anwendung findet und somit die glei-

chen Massenverluste entlang der Aufbereitungskette (Shredder, Schwimm-Sink, Umschmelzen) auftreten wie bei der erstmaligen Al-Blechverwertung.



**Bild 4.23:** Verteilung der Umweltlasten in Abhängigkeit von technischer Qualität und Preis (Zugrunde liegende Annahmen: Umschlaghäufigkeit  $U_n$  8,8; Si-Konzentration des Aluminiumgemisches nach erstem Umschlag 9 %; Si-Grenzkonzentration 12 %; Preis Al-Knetlegierung primär 5 DM/kg [VAW 97]; Preis Al-Gußschrott 1,65 DM/kg [EUWID 98])

Jenseits der Schwierigkeiten, die mit der Erfassung der einzelnen Legierungskonzentrationen des Sekundäraluminiumgemisches sowie deren zugehöriger Grenzkonzentrationen verbunden sind, stellt sich die fundamentale Frage, ob eine Berücksichtigung des Qualitätsverlustes beim Übergang der Knet- in eine Gußanwendung überhaupt legitim ist, sofern Al-Gußlegierungen noch aus Primäraluminium hergestellt werden. In diesem Fall, in dem Aluminium für Gußanwendungen noch primär gewonnen wird, darf das aus Al-Knetlegierungen stammende Sekundäraluminium, das Primäraluminium für Gußanwendungen substituiert, nicht über den Ansatz von Downcycling-Qualitätsfunktionen unterbewertet werden. Im hypothetischen Grenzfall, in dem der gesamte Aluminiumbedarf für Gußanwendungen primären Quellen entstammen würde, ergäbe sich demnach eine Gleichverteilung der Umweltlasten auf den Materialumschlag (Bild 4.23; Qualität Downcycling unberücksichtigt).

D.h., beim Open-Loop-Recycling hängt die Berücksichtigung des mit einem Downcycling einhergehenden Gesamtqualitätsverlustes ( $\Delta Q_{[0;1]}$  gesamt, DC berücksichtigt) zusätzlich noch von den realen Gegebenheiten am Aluminiummarkt ab. Zur Berechnung einer aufgrund der Kreislauf-

führung des Werkstoffes anzusetzenden ökologischen Gutschrift ( $\ddot{O}G_{LZ1}$ ) für die Primärherstellung müßte der aus dem Downcycling resultierende Qualitätsverlust ( $\Delta Q_{[0;1] DC}$ ), der sich nach Ablauf des ersten Lebenszyklusses ergibt, demnach noch über die Rezyklateinsatzquote (REQ), d.h. über den Anteil der Sekundärgewinnung am Aluminiumgußgesamtmarkt (Primär- und Sekundärerzeugung) gewichtet werden (Gl. 4.22 und 4.23).

D.h., im Grenzfall einer gänzlich auf Sekundäraluminium beruhenden Al-Gußproduktion findet der Downcycling-Qualitätsverlust bei der Berechnung der ökologischen Gutschrift volle Berücksichtigung. Wird hingegen ein bestimmter Bedarf der Aluminiumgußproduktion aus Primäraluminium gedeckt, so kann nicht mehr der gesamte Qualitätsverlust des Downcyclings auf den ersten Lebenszyklus umgelegt werden, die ökologische Gutschrift fällt dementsprechend höher aus. Allerdings kann die ökologische Gutschrift nur auf die, nach der Aufbereitung des Altbauteiles verbleibende, Schrottmenge (Massenverlust der Aufbereitung  $v_{m Aufber.}$ ) gegeben werden und ist zudem mit den ökologischen Aufwendungen für die Schrottbereitstellung zu belasten ( $\ddot{O}A_{Aufber.}$ ).

$$\Delta Q_{[0;1] \text{ gesamt, DC berücksichtigt}} = \Delta Q_{[0;1] \text{ ohne DC}} + \Delta Q_{[0;1] DC} = \frac{I}{U_n} + \Delta Q_{[0;1] DC} \quad \text{Gl. 4.22}$$

$$\ddot{O}G_{LZ1} = \ddot{O}A_{\text{Primärherst.}} \cdot (1 - v_{m Aufber.}) \cdot \left(1 - \frac{I}{U_n} - \Delta Q_{[0;1] DC} \cdot \frac{\text{Gußprod.}_{\text{sekundär}}}{\text{Gußprod.}_{\text{gesamt}}}\right) - \ddot{O}A_{\text{Aufber.}} \quad \text{Gl. 4.23}$$

Diese offensichtliche Verflechtung zwischen der technischen Qualität und der volkswirtschaftlichen Verfügbarkeit eines Sekundärstoffes ruft eine weitere Größe ins Zentrum der Betrachtung, den *Preis*, scheint er doch auf ideale Weise einerseits die qualitativen Ausprägungen des Werkstoffes mit dessen quantitativer Verfügbarkeit (Angebot) zu verbinden (Gl. 4.24). So ist der Preis von Sekundäraluminium einerseits von dessen technischer Qualität und damit der Eignung zu hochwertigem Recycling abhängig, so daß hochwertige Sekundärstoffe einen größeren Teil der Umweltlasten an zukünftige Lebenszyklen weitergeben können. Andererseits bestimmt das Angebot an Sekundärmaterial den Preis und damit ebenso das Potential zur Verteilung der Umweltlasten in die Zukunft. Hierdurch wird bei geringer Rezyklatverfügbarkeit über hohe Preise und damit hohe Zukunftsanteile der Umweltlasten ein Anreiz zum Aufbau einer Kreislaufwirtschaft geschaffen. Sinkt mit zunehmendem Rezyklatanteil der Preis, so wird

dem Umstand Rechnung getragen, daß die Verwertung des Sekundärmaterials in niederwertigen Anwendungen (Downcycling) begrenzt ist.

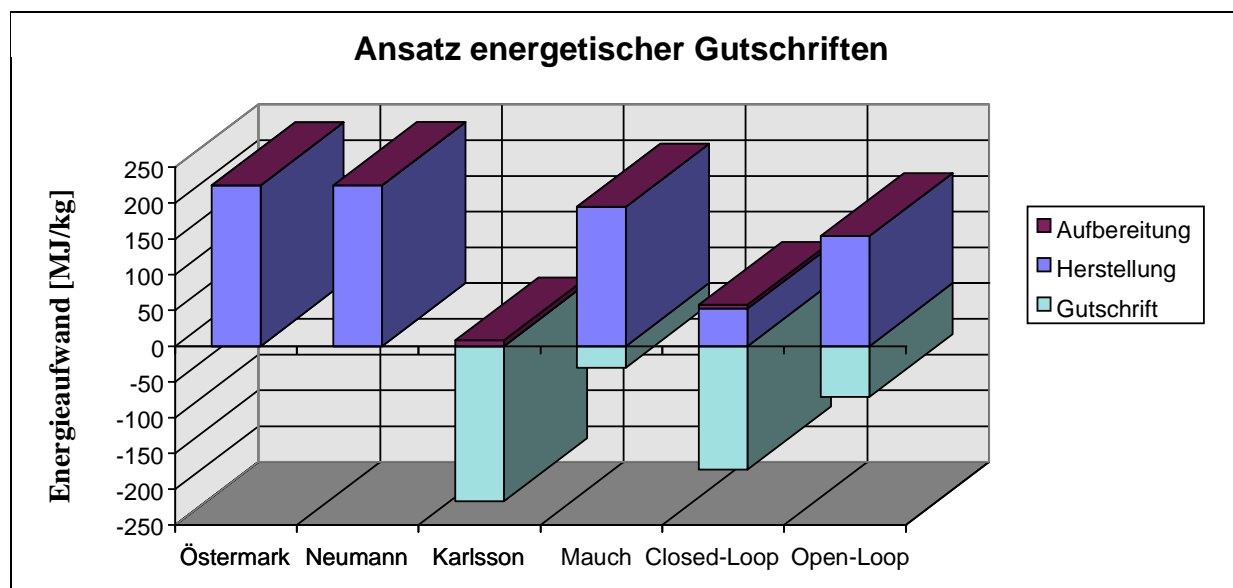
$$\ddot{O}G_{LZ1} = f(\Delta Q; REQ) = \ddot{O}A_{\text{Primärherst.}} \cdot (1 - v_{m \text{ Aufber.}}) \cdot \left( \frac{\text{Preis}_{\text{Al-Gußschrott}}}{\text{Preis}_{\text{Al-Knetleg. primär}}} \right) - \ddot{O}A_{\text{Aufber.}} \quad \text{Gl. 4.24}$$

Für die ökologische Bewertung von Sekundärstoffen im Open-Loop scheint daher der Preis, in seiner Funktion als ein an den Markt angepaßter Qualitätsindikator, der geeignetste Verteilungsschlüssel für die Aufteilung der während des gesamten Materialumschlags hervorgerufenen Umweltlasten zu sein. In Bild 4.23 wird daher der nach Ablauf des ersten Lebenszyklusses erzielbare Preis für Al-Gußschrott in Höhe von 1,65 DM/kg [EUWID 98] ins Verhältnis zum ursprünglichen Primärmaterialpreis in Höhe von 5,00 DM/kg für Al-Knetlegierungen [VAW 97] gesetzt. Der verbleibende Vermögenswert von 1,65 DM/kg für den Al-Gußschrott wird linear bis zum Restwert 0 nach Vollendung des 8,8ten Materialumschlags abgeschrieben. Jeder Lebenszyklus zeichnet sich durch die *Preisverteilung der Umweltlasten* selbst verantwortlich, für einen aus ökologischer Sicht sinnvollen Einsatz des Sekundärmaterials. Im theoretischen Fall einer nach wie vor auf Primärmaterial zurückgreifenden Aluminiumgußwirtschaft heißt dies, daß es bei unvollständigem Sekundärmarkt für Al-Gußlegierungen durchaus Sinn macht, den anfallenden Al-Schrott auch in niederwertige Anwendungen einfließen zu lassen, um den hohen Aufwand zur Etablierung eines Hochwertzyklatkreislaufes zu umgehen.

#### ***Ansatz ökologischer Gutschriften***

Abschließend soll in Bild 4.24 am konkreten Beispiel einer primär gewonnenen Al-Knetlegierung nochmals aufgezeigt werden, in welchem Ausmaß die verschiedenen Bewertungsmodelle für Sekundärstoffe eine Verschiebung der aus der Primärherstellung des Aluminiums resultierenden Energieaufwendungen (EA) in die Zukunft zulassen. Es zeigt sich, daß bei einem Closed-Loop-Recycling der Al-Knetlegierung 77 % der ursprünglich verbrauchten Energieaufwendungen (225 MJ/kg) auf zukünftige Lebenszyklen verteilt werden können. Die Herstelleraufwendungen bei Berücksichtigung der Gutschrift reduzieren sich dadurch auf nur noch 23 % der ursprünglich Energieaufwendungen. Würde man kein Recycling durchführen, so müßte der Energiebalken auf die Nulllinie angehoben werden, d.h. die Gutschrift würde sich auf Null reduzieren und die Herstelleraufwendungen würden auf 100 % bzw. 225 MJ/kg ansteigen. Infolge des nahezu geschlossenen Sekundäraluminiumkreislaufes im Bereich der Al-Gußproduktion beschränkt hingegen der Qualitätsverlust des Downcyclings die Weitergabe der

Energieaufwendungen auf 32 %, wodurch im Sinne des *Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes* (KrW-/AbfG, vgl. Abschnitt 2.4) ein Anreiz zum Hochwertrecycling geschaffen wird. Da die Umweltlasten bei der Primärmaterialerzeugung real entstanden sind und der Ansatz von Gutschriften einer Projektion der Umweltlasten in die Zukunft entspricht, sollten angesetzte Gutschriften immer explizit ausgewiesen werden, zumal sich der Zeithorizont der Bilanzierung i.d.R. auf den Lebenszyklus des untersuchten Fahrzeuges bezieht, aber die projizierten Umweltlasten erst danach eingespart werden können.



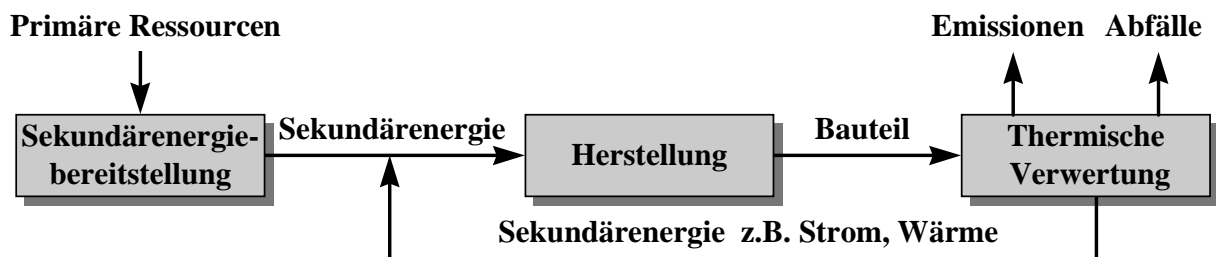
**Bild 4.24:** Gutschriftvergabe der unterschiedlichen Bewertungsmodelle für Sekundärstoffe am Beispiel einer primär erzeugten Al-Knetlegierung (Zugrunde liegende Annahmen der Berechnungen:  $EA_{\text{Primärherst.}}$  225 MJ/kg [IKP 96];  $EA_{\text{Shredder (inkl. Schwimm-Sink)}}$  0,37 MJ/kg [IKP 96];  $EA_{\text{Umschmelzen}}$  7,5 MJ/kg [IKP 96];  $H_u_{\text{Aluminium}}$  30 MJ/kg [MAUCH 93];  $U_n_{\text{Closed-Loop}}$  4,31 (s.o.); Preis Al-Gußschrott 1,65 DM/kg [EUWID 98]; Preis Al-Knetlegierung primär 5,00 DM/kg [VAW 97];

### 4.3.2 Thermische Verwertung

Neben den stofflichen Verwertungsverfahren existiert noch die Möglichkeit zur *thermischen Verwertung* (auch als energetische Verwertung bezeichnet), bei der eine Nutzung der im Produkt gespeicherten chemischen Energie (auch Feedstock genannt) stattfindet [BAITZ 96]. Insbesondere Kunststoffe eignen sich wegen ihres hohen Energieinhaltes zur Substitution von Primärbrennstoffen, wodurch theoretisch die mit der Bereitstellung des substituierten Brennstoffes verbundenen ökologischen Aufwendungen eingespart werden können und somit in Form einer Gutschrift von dem den Substitutionsbrennstoff erstellenden Produktsystem abgezogen werden könnten (vgl. Äquivalenzprozeßbilanzierung in Abschnitt 3.2.4.1). In der Praxis sind solche Anlagen, die für eine energetische Verwertung von unterschiedlichen Brennstoffen geeignet

sind, wie etwa Müllverbrennungskraftwerke, für eine Mischbefeuerung ausgelegt. Mit einem für einen spezifischen Brennstoff, wie z.B. Schweröl oder Erdgas, optimierten Kraftwerk ließen sich i.d.R. jedoch höhere Wirkungsgrade der Stromerzeugung als bei Müllkraftwerken erzielen.

Die Erteilung einer Gutschrift in Höhe der Bereitstellungsaufwendungen des Substitutionsbrennstoffes würde demnach den schlechteren Wirkungsgrad von thermischen Verwertungsanlagen vernachlässigen ( $\eta_{\text{thermische Verwertung}} < \eta_{\text{Sekundärenergiebereitstellung}}$ ). Da in die Herstellung des Bauteiles jedoch Sekundärenergieträger, wie elektrischer Strom und Wärme eingehen, bietet sich eine Erweiterung des Produktsystemes um den thermischen Verwertungsprozeß an, da somit der bei der energetischen Verwertung erzeugte Sekundärenergieträger die für die Herstellung des Automobilbauteils benötigten Sekundärenergien substituieren kann (Closed-Loop-Recycling). Die aus der thermischen Verwertung resultierenden Emissionen und Abfälle werden damit automatisch dem Produktsystem des Automobilbauteils zugeschlagen (Bild 4.25).



**Bild 4.25:** Erweiterung des Produktsystems um thermischen Verwertungsprozeß (Closed-Loop-Ansatz)

### 4.3.3 Entsorgung

Ist weder eine stoffliche noch eine thermische Verwertung möglich, so muß das Produkt entsorgt werden. Bei Produkten mit hohem Gefährdungspotential muß gemäß der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi vom 1.6.1993) vor der endgültigen Deponierung noch eine thermische Inertisierung und Schadstoffentfrachtung des Entsorgungsgutes stattfinden (z.B. über Müllverbrennungsanlage) [HERBERMANN 96]. Über eine Volumenreduzierung trägt diese sogenannte *thermische Entsorgung* ( $\neq$  thermische Verwertung, keine Energierückgewinnung) zudem zu einer Entlastung des Deponieaufkommens bei. Die Prozeßdaten der mit den Entsorgungspfaden verbundenen Prozeßketten wie Shreddern, Transport, Müllverbrennung, Deponierung etc. sind zu erfassen und werden vollständig dem Produkt angelastet, da keine weitere Verwertung der Ausgangsmaterialien in anderen Produktsystemen stattfindet.



## 5 ÖKOLOGISCH-ÖKONOMISCH EFFIZIENTE BAUTEILENTWICKLUNG

Die Entscheidung für oder wider eine der untersuchten Bauteiloptionen hängt in hohem Maße von den lebenszyklusweit zu erwartenden monetären Gesamtnutzen der zu vergleichenden Alternativen ab. Die freie Marktwirtschaft regelt über ihre grundlegenden Mechanismen der Angebots- und Nachfragebildung eine unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten effiziente Allokation der Produktionsfaktoren über den Preis eines Gutes. Die Überlebensfähigkeit und Prosperität einer am Markt agierenden Unternehmung hängt daher bei gegebenem Gesamtnutzen entscheidend von der Kostenstruktur ihrer Erzeugnisse ab. Negative ökologische Auswirkungen der untersuchten Alternativen werden dagegen von den Wirtschaftssubjekten nicht innerhalb ihres betriebswirtschaftlichen Rechnungswesens erfaßt.

Durch die Nichtberücksichtigung hieraus abzuleitender *negativer Externalitäten*, d.h. durch die Umweltbelastungen versursachter *externer Kosten*, kommt es zu einer Verzerrung der Marktpreisbildung, mit der Folge einer suboptimalen volkswirtschaftlichen Allokation der Produktionsfaktoren (Arbeit, Kapital, Boden; neuerdings auch Ressourcen, Wissen [ENDRES 94]). Die strategische Unternehmenspolitik orientiert sich an den kurz- bis mittelfristig zu erwartenden Ressourcenkosten (Zeitraum < 20 Jahre), ein infolge der zunehmenden Knappheiten langfristig steigendes Kostenniveau bzw. eine etwaige zukünftige Erschöpfung der Ressourcen (Zeitraum > 50 Jahre) finden hingegen nur unzureichend Berücksichtigung, wodurch eine der gesamtwirtschaftlichen Nachhaltigkeit kontraproduktiv entgegenstehende *intertemporale Fehlallokation der Produktionsfaktoren* entsteht.

Hieraus resultiert ein ambivalentes Verhältnis zwischen den mikroökonomischen Verhaltensmustern der Wirtschaftssubjekte (interne Kostenorientierung) einerseits und den über die tatsächliche Kosten (interne *und* externe Kostenorientierung) makroökonomisch argumentierenden Vertretern der Volkswirtschaftslehre andererseits. Der naheliegende Gedanke einer *Internalisierung* dieser externen Effekte in die Kostenrechnung ist jedoch infolge der Unmöglichkeit einer objektiv bewertenden Monetarisierung der Umweltbelastungen zum Scheitern verurteilt. Zudem besteht für eine Unternehmung, ausnehmlich einer beispielsweise im Umweltmarketing begründeten ökologisch orientierten Politik, i.d.R. kein Anreiz eine zwar gesamtökologisch sinnvolle, aber singulärwirtschaftlich suboptimale Lösung mit der Konsequenz einer gegenüber den anderen Marktanbietern verschlechterten Wettbewerbsfähigkeit zu verfolgen.

Eine Symbiose der oftmals konfliktären Zielbeziehungen Ökologie und Ökonomie soll daher nicht über die monetäre Internalisierung externer Effekte erfolgen (wie z.B. in der Methodik der *Environmental Priority Strategy* [STEEN 92] oder dem Ansatz des *Full Cost Accounting* [GIBSON 97]). Basierend auf der Ermittlung lebenszyklusweiter Kosten soll im folgenden vielmehr eine Strategie aufgezeigt werden, die die ökologischen Aspekte der Bauteilentwicklung mit den betriebswirtschaftlichen Erfordernissen des Unternehmens im Sinne einer sowohl *ökologisch* als auch *ökonomisch effizienten Bauteilentwicklung* kombiniert. Der Erfolg dieses ganzheitlichen Ansatzes hängt dabei wesentlich von der frühzeitigen Implementierung des Instrumentariums in den *Produktentstehungsprozeß* ab.

## 5.1 Lebenszykluskostenrechnung

In Analogie zur ökologischen Systembeschreibung wird die bisher überwiegend auf die Herstellkosten fokussierte Kostenerfassung auf den gesamten Lebenszyklus, von der Bauteilherstellung, über die Nutzung bis hin zur Verwertung bzw. Entsorgung des Bauteils erweitert. Der Logik einer ganzheitlichen Betrachtungsweise folgend sollen dabei nicht die Kosten des Systemherstellers, d.h. des Automobilherstellers, im Vordergrund stehen, sondern die Gesamtkosten des Systembetreibers, d.h. des Automobilkäufers (Cost of Ownership) minimiert werden. Die *Lebenszykluskosten* (Life Cycle Costs) ergeben sich demnach gemäß Gl. 5.1.

$$\text{Lebenszykluskosten} \quad K_{LZ} = K_{\text{Herstellung}} + K_{\text{Nutzung}} + K_{\text{Verwertung}} \quad \text{Gl.5.1}$$

Eng mit dem Begriff der Lebenszykluskosten verbunden ist das Instrumentarium der *Lebenszykluskostenkalkulation* (Life Cycle Costing, LCC), das vor dem Hintergrund der Energiekrisen der 70er Jahren erstmals auf energiewirtschaftliche Fragestellungen ausgeweitet wurde. Das Ziel des Life Cycle Costings liegt in der Bestimmung bzw. Prognose der *Systemgesamtkosten* sowie in ihrer Zuordnung zu den einzelnen Lebenszyklusphasen. Zur Ermittlung der *Kostenstruktur* (Cost Break Down Structure) eines Systems gilt es die Herkunft der Kosten zu erfassen und kostenverursachende Prozesse, sogenannte *Kostentreiber* (Cost Drivers), mit Hinblick auf eine zielorientierte Systemgestaltung zu identifizieren. Das Life Cycle Costing beschreibt keineswegs nur den statischen Prozeß der lebenszyklusweiten Kostenerfassung mit dem Ziel eine Vergleichbarkeit verschiedener Lebenszyklussysteme herzustellen, sondern ist vielmehr als iterative Methodik zur Realisierung systemweiter Gesamtoptima zu sehen [FRANZECK 97].

### 5.1.1 Herstellungskosten

Die Erfassung der *Herstellkosten* erfolgt auf der Bezugsgrundlage des kalkulatorischen Rechnungswesens über die *Kosten- und Leistungsrechnung*. Der Kostenbegriff wird nach PETERS ET AL. als der bewertete Verzehr von Gütern und Dienstleistungen definiert, der zur Erstellung und zum Absatz der betrieblichen Leistungen sowie zur Aufrechterhaltung der Betriebsbereitschaft (Kapazitäten) erforderlich ist. Die im Rahmen der Prozeßkettenanalyse erfaßten Stoff- und Energieströme bzw. Realgüterbewegungen stellen dabei die *Mengenkomponenten* des leistungsbedingten Güterverzehrs dar, die über die *Wertkomponenten* in monetäre Größen übergeführt werden [PETERS 90]. Kalkulatorische Zahlungsflüsse und ökobilanziell erfaßte Stoff- und Energieströme verlaufen dabei i.d.R. entgegengerichtet zueinander (Ausnahme: Entsorgung).

Zur Adaption der Kostenkalkulation an das Prozeßkettenmodell eignet sich insbesondere die *Zuschlagskalkulation*. Neben den aus der *Kostenartenrechnung* bekannten *Einzelkosten* werden hierbei die anteiligen *Gemeinkosten* über *Zuschlagsätze* nach dem Veranlassungsprinzip ermittelt. Diese ergeben sich über den *Betriebsabrechnungsbogen* aus der *Kostenstellenrechnung*. In der *Kostenträgerstückrechnung* werden schließlich die in der *Kostenartenrechnung* erfaßten und in der *Kostenstellenrechnung* ihrem Entstehungsort zugerechneten Kosten dem zu kalkulierenden Bauteil gegenübergestellt. Die *Selbstkosten* des Bauteils enthalten bereits eine kalkulatorische Kapitalverzinsung und ergeben sich nach dem in Tabelle 5.1 dargestellten Schema [PETERS 90; SCHÖCH 97]. Über den Zuschlag der Mehrwertsteuer lassen sich die Selbstkosten in die für den Kunden relevante *Preise* (Kosten aus Kundensicht) überführen (Vertiefung der Kosten- und Leistungsrechnung z.B. in [KOCH 97; MOEWS 96; STEGER 96]).

**Tabelle 5.1:** Grundschemata der Zuschlagskalkulation zur Ermittlung der Selbstkosten [SCHÖCH 97]

<b>Fertigungsmaterial</b>	<b>Materialkosten</b>	<b>Herstellkosten</b>	<b>Selbstkosten</b>	
<b>Materialgemeinkosten</b>				
<b>Fertigungslohn</b>	<b>Fertigungskosten</b>			
<b>Fertigungsgemeinkosten</b>				
<b>Sondereinzelkosten der Fertigung</b>				
<b>Verwaltungsgemeinkosten</b>				
<b>Vertriebsgemeinkosten</b>				
<b>Sondereinzelkosten des Vertriebs</b>				

### 5.1.2 Nutzungskosten

Zu den Kosten der Nutzungsphase zählen die verbrauchsbedingten Kraftstoffkosten, Kosten für Wartung- und Reparaturaufwendungen aber auch jährliche Fixkosten in Form von Versiche-

rungsgebühren und der vom Gesetzgeber auferlegten Kraftfahrzeugsteuer, die im Falle einer staatlich gewährten ökologischen Steuerermäßigung entsprechend geringer anzusetzen ist. Diese letzteren Kosten treten bei der Bilanzierung von Karosseriebauteilen oftmals in gleicher Höhe auf, so daß sie aufgrund des vergleichenden Charakters der Bauteilbilanzierung gegebenenfalls ausgeblendet werden können. Eine besondere Bedeutung erhält daher die durch Leichtbaumaßnahmen über den gesamten Lebenszyklus zu erzielende Kraftstoffeinsparung.

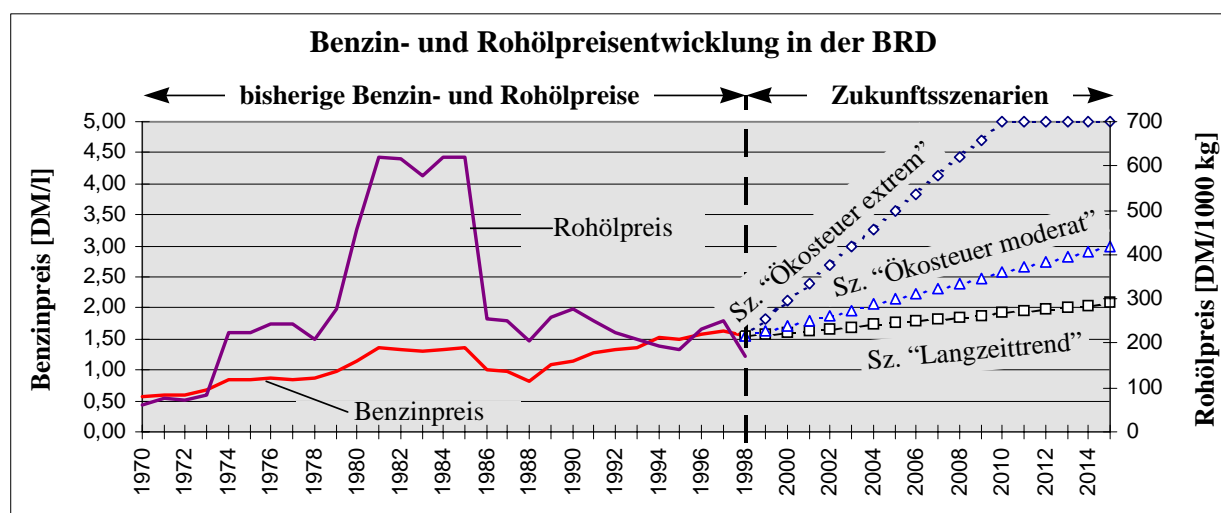
Im Gegensatz zur Herstellung der Bauteile sind die Zahlungsströme der Nutzungsphase aufgrund der Langlebigkeit des Fahrzeuges über einen großen Zeitraum verteilt. Eine Vergleichbarkeit dieser Zahlungsströme wird mit Hilfe der aus der Investitionstheorie bekannten *Kapitalwertmethode* [BUSSE 90] erreicht, bei der alle die Fahrzeugnutzungsphase betreffenden Ein- und Auszahlungen auf einen bestimmten Zeitpunkt  $t$  ab- bzw. aufgezinst werden. Zweckmäßigerweise wird  $t = 0$  gewählt, d.h. wird der Kapitalwert  $KW$  der Nutzungsphase zum Zeitpunkt des Fahrzeugerwerbs ermittelt, um eine Vergleichbarkeit mit den Kosten der Bauteilherstellung zu erzielen. Die Diskontierung der Zahlungsströme erfolgt zu einem vom Fahrzeugkäufer anzusetzenden Vergleichszinssatz  $i$  der eine Bereinigung der Inflation sowie eine Realkapitalisierung umfaßt (Gl. 5.2).

$$\text{Kapitalwert der Nutzungsphase} \quad KW_{\text{Nutzung}(t=0)} = \sum_{t=1}^n Z_t \cdot q^{-t} \quad \text{Gl. 5.2}$$

mit  $Z_t$  Differenz zwischen Einzahlungen und Auszahlungen  
 $q$   $q = (1+i)$  mit  $i$  als Kalkulationszinsfuß  
 $n$  Nutzungsdauer des Bauteils

Je weiter die Zahlungen in der Zukunft auftreten, desto geringer ist deshalb ihr Kapitalwert zum Zeitpunkt des Fahrzeugerwerbs. D.h., die Ermittlung des Kapitalwertes hängt vom zeitlichen Auftreten der Zahlungsströme und daher vom Nutzerverhalten über der Lebensdauer des Fahrzeuges ab. Bei Annahme eines konstanten Preiniveaus der Kraftstoffe amortisieren sich durch Leichtbau verursachte höhere Herstellungskosten daher umso schneller, je höher die Fahrleistungen zu Beginn und je geringer sie gegen Ende der Nutzungsphase sind. Die Unterstellung einer Konstanz im Preisniveau ist jedoch unrealistisch. Analysiert man die Entwicklung des mittleren Tankstellen-Abgabepreises für Normalbenzin, so kann zwar für die Jahre 1964 (0,60 DM/l) bis 1981 (1,37 DM/l) ein anwachsender Trend beobachtet werden, trotz mehrerer Anhebungen der Kraftstoffbesteuerung zeigt sich der Kraftstoffpreis 1993 (1,35 DM/l) jedoch kaum verändert gegenüber 1981 [STROBEL 97].

Eine Prognose der Kraftstoffpreisentwicklung ist infolge stark schwankender Rohölpreise und unsicherer Informationen bezüglich zukünftiger Kraftstoffbesteuerungen (Mineralöl-, Mehrwertsteuer und Bevorratungsabgabe) sowie weiterer marktbestimmender Gegebenheiten (z.B. OPEC-Verhaltensweise) mit großen Unsicherheiten verknüpft. Zur Eingrenzung dieser Unsicherheiten bietet sich die Szenariotechnik an. Einerseits ist aus der in den letzten 30 Jahren zu verzeichnenden Preisentwicklung ein Langzeittrend ableitbar, der mit einer durchschnittlichen Preissteigerung von 3 Pf/l p.a. die zu erwartende Preisuntergrenze darstellen soll. Andererseits kann eine von umweltpolitischen Interessengruppen im Rahmen einer ökologischen Steuerreform geforderte Anhebung des Kraftstoffpreises auf ein Niveau von 5 DM/l (29 Pf/l p.a.) im Jahr 2010 als Extremszenario einer Preisentwicklung definiert werden. Vor dem Hintergrund eines sich abzeichnenden parteienübergreifenden Konsens [OSTERLOH 98] einer stärkeren Kraftstoffbesteuerung wird zudem ein als realistischer einzuschätzendes Szenario (moderate Ökosteuer) einer Preisanhebung auf 3 DM/l bis zum Jahr 2015 (9 Pf/l p.a.) generiert (Bild 5.1).



**Bild 5.1:** Benzin- (Normalbenzin, unverbleit ab 1988) und Rohölpreisentwicklung in der BRD sowie Zukunftsszenarien der Benzinpreisentwicklung (Benzin- und Rohölpreise bis 1998 aus [SHELL 99])

Die aus dem Leichtbau resultierenden diskontierten Einsparungen in der Fahrzeugnutzungsphase ergeben sich nach Gl. 5.3. Bei einem beispielsweise im Jahr 2000 zu erwerbenden leichtbauintensiven Fahrzeug mit einer auf die Laufleistung von  $LL = 200\,000$  km gleichverteilten jährlichen Kilometerleistung (Nutzungsdauer  $n = 13$  Jahre) ergeben sich in Abhängigkeit des Minderverbrauchskoeffizienten  $C$  (vgl. Abschnitt 4.2.1) und des Benzinpreisszenarios die in Tabelle 5.2 ersichtlichen Kostenreduzierungen der Fahrzeugnutzung gegenüber dem um  $\Delta m = 100$  kg schwereren Referenzfahrzeug. Den Berechnungen wurde dabei ein Kalkulationszinsfuß  $i$  in Höhe von 8 % zugrundegelegt.

$$\text{Kostenred. der Nutzungsphase} \quad \Delta KW_{\text{Nutzung}(t=0)} = \sum_{t=1}^n \Delta m \cdot \frac{C \cdot LL \cdot P_{\text{Benzin}}(t)}{n \cdot 100} \cdot (1+i)^{-t} \quad \text{Gl. 5.3}$$

**Tabelle 5.2:** Kostenreduzierung der Fahrzeugnutzung bei einer Gewichtsreduzierung um 100 kg

Benzinpreisszenario	Kraftstoffminderverbrauchskoeffizient C [l/(100 kg · 100 km)]		
	C = 0,3	C = 0,4	C = 0,5
„Langzeittrend“	641 DM/100 kg	855 DM/100 kg	1069 DM/100 kg
„Ökosteuer moderat“	779 DM/100 kg	1038 DM/100 kg	1298 DM/100 kg
„Ökosteuer extrem“	1276 DM/100 kg	1701 DM/100 kg	2126 DM/100 kg
Leichtbaugrenznutzen	6,41 - 12,76 DM/kg	8,55 - 17,01 DM/kg	10,69 - 21,26 DM/kg

Randbedingungen:  $t_0 = 2000$ ,  $\Delta m = 100$  kg,  $LL = 200\,000$  km,  $n = 13$  a,  $i = 8\%$ ,  $P_{\text{Benzin}}(t)$  aus Bild 5.1;

Je nach Benzinpreisszenario sollte ein rational handelnder Kunde bereit sein, pro Liter Verbrauchersparnis, bezogen auf 100 km Fahrstrecke, zwischen 2138 DM (Szenario „Langzeittrend“) und 4252 DM (Szenario „Ökosteuer extrem“) an Mehrkosten bei der Herstellung bzw. Verwertung des Fahrzeuges (bezogen auf das Jahr 2000) in Kauf zu nehmen. Liegen die Grenzkosten in der Herstellung und Verwertung des Leichtbauteils unter dem Leichtbaugrenznutzen für den Fahrzeugbetreiber, so ist die Leichtbauvariante bei der gesamten Betrachtung des Lebenszyklus aus wirtschaftlichen Gründen zu empfehlen.

Bei dieselbetriebenen Fahrzeugen ist prinzipiell analog vorzugehen. Tendenziell läßt sich jedoch bereits absehen, daß infolge des geringeren Kraftstoffminderverbrauchs ( $C_{\text{Diesel}} \approx 0,3$  l/(100 kg · 100 km)) sowie des weitaus geringeren Kraftstoffpreises für Diesel der Grenznutzen eines Leichtbaus und dementsprechend die Bereitschaft des Kunden einen Mehrpreis zu entrichten weitaus geringer ausfällt. D.h., der Fahrer eines Benzinfahrzeuges wird eher als der Dieselfahrer dazu bereit sein, für ein leichteres Fahrzeug zusätzliches Geld auszugeben.

### 5.1.3 Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten

Die Zahlungsströme der Verwertungs- bzw. Entsorgungsphase sind aus Gründen der Vergleichbarkeit ebenso auf den Zeitpunkt des Fahrzeugerwerbs zu diskontieren. Im Gegensatz zur Entsorgung kann sich bei der Verwertung von Leichtbauteilen noch ein Restwerterlös  $R_n$  ergeben, sofern der Marktpreis für das Rezyklat (z.B. Aluminium, Edelstahl) höher als die Aufwendungen für Demontage bzw. Shreddern, Logistik und Aufbereitung der Altbauteile ist (Gl. 5.4).

$$\text{Kapitalwert der Verwertungsphase} \quad KW_{\text{Verwertung}(t=0)} = R_n \cdot q^{-n} \quad \text{Gl. 5.4}$$

Die Kostenabbildung der Nutzungs- und Verwertungsphase ist starken länderspezifischen Schwankungen unterworfen (Benzinpreis, Schrottmarkt). D.h., der bisher auf Deutschland gerichtete Fokus der Kostenbetrachtung muß über die anteiligen Absatzzahlen länderspezifisch erweitert und zu einer gesamten Kostenabschätzung der über der Modellaufzeit zu erwartenden Fahrzeugstückzahlen aggregiert werden. Die Entscheidung für oder gegen eine Leichtbaualternative muß der Fahrzeughersteller schließlich im Sinne des von der Gesamtheit der Käufer zu erwartenden „Durchschnittsnutzen“ antizipieren.

## 5.2 Kosteneffiziente Realisierung von Umweltzielen

Setzt man die Differenz der Lebenszykluskosten der Bauteilalternativen gegenüber dem Referenzbauteil ( $\Delta K_{Alt. i}$ ) in Bezug zur Differenz der ökologischen Aufwendungen ( $\Delta \ddot{O}A_{Alt. i}$ ), so lassen sich hieraus die Grenzkosten der mit den einzelnen Bauteilalternativen zu erzielenden Umwelteffekte ( $GK_{Alt. i}$ ) ableiten. Abhängig von den Änderungen der Kosten und dem ökologischen Aufwand (ÖA) bzw. Ertrag (ÖE) gegenüber dem Referenzbauteil ergeben sich die in Tabelle 5.3 ersichtlichen möglichen Ausprägungen der ökologisch-ökonomischen Effizienz.

$$\text{Grenzkosten des Umwelteffektes} \quad GK_{Alt. i} = \frac{\Delta K_{Alt. i}}{\Delta \ddot{O}A_{Alt. i}} = \frac{K_{Alt. i} - K_{Ref.}}{\ddot{O}A_{Alt. i} - \ddot{O}A_{Ref.}} \quad \underline{\text{Gl. 5.5}}$$

**Tabelle 5.3:** Ökologisch-ökonomische Effizienz von Bauteilalternativen

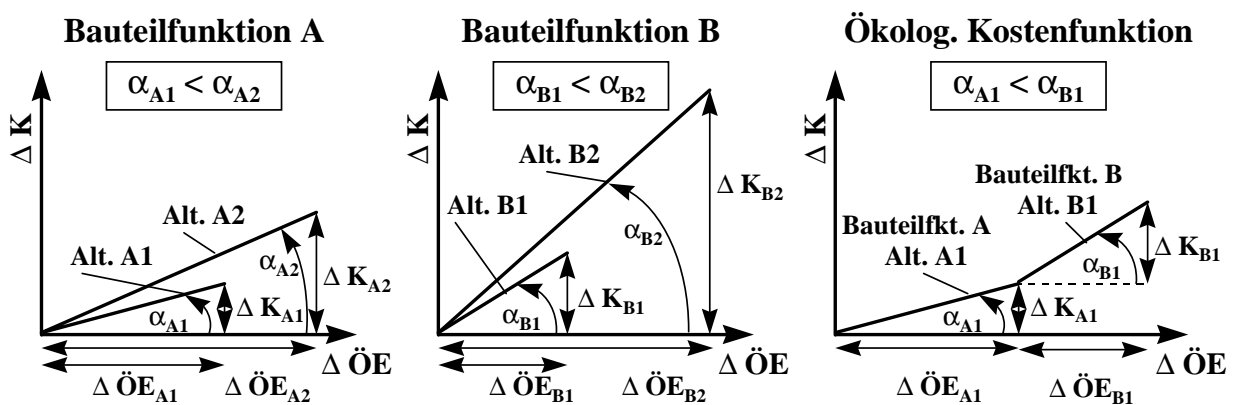
Bedingung	Effizienz	Entscheidungsregel
1. $\Delta K_{Alt. i} < 0$ & $\Delta \ddot{O}A_{Alt. i} < 0$	ökologisch-ökonomisch effiz.	$\min_i \{  GK_{Alt. i}  \mid GK_{Alt. i} > 0 \}$
2. $\Delta K_{Alt. i} > 0$ & $\Delta \ddot{O}A_{Alt. i} < 0$	ökologisch effiz.	$\min_i \{  GK_{Alt. i}  \mid GK_{Alt. i} < 0 \}$
3. $\Delta K_{Alt. i} < 0$ & $\Delta \ddot{O}A_{Alt. i} > 0$	ökonomisch effiz.	Verwerfen
4. $\Delta K_{Alt. i} > 0$ & $\Delta \ddot{O}A_{Alt. i} > 0$	ökologisch-ökonomisch ineffiz.	Verwerfen

Im Idealfall ergänzen sich Ökologie und Ökonomie so, daß eine Reduzierung der Umwelteffekte mit geringeren Lebenszykluskosten verbunden ist (1. Fall). Trifft Bedingung 1 für mehrere Alternativbauteile zu, so ist die Alternative mit den niedrigsten Grenzkosten zu wählen. Ist eine Verringerung des ökologischen Aufwandes mit einer Kostenmehrung verbunden (2. Fall), so stellt ebenfalls die Alternative mit den geringsten Grenzkosten die ökologisch-ökonomisch sinnvollste Variante dar, eine Reduzierung des ökologischen Aufwands mit minimalen Kosten zu erreichen (*min. Vermeidungskosten*). Die Alternativen, die eine Verschlechterung der Umweltverträglichkeit bedeuten (3. und 4. Fall) sind aus ökologischer Sicht zu verwerfen.

**5.2.1 Herleitung der ökologischen Kostenfunktion**

Idealerweise sollten für eine Vielzahl der Fahrzeugkomponenten die jeweils ökologisch-ökonomisch günstigsten Bauteilvarianten anhand von Bauteilbilanzierungen analysiert werden. Die beispielsweise in einer ABC-Analyse ermittelten Bauteilumfänge, die den größten Anteil am Fahrzeuggesamtgewicht verursachen, lassen sich somit nach ihrer Effizienz priorisieren. Aus Bild 5.2 geht hervor, daß die Bauteilalternative A1 gegenüber der funktionsäquivalenten Alternative A2 die geringeren Grenzkosten pro erzieltm ökologischen Ertrag (ÖE) verursacht. Graphisch spiegelt sich die Optimierungsbedingung minimaler ökologischer Grenzkosten in der Realisierung eines möglichst kleinen Kostenwinkels  $\alpha$  wider (Gl. 5.6).

Die ökologischen Grenzkosten der Bauteilalternative B1 fallen gegenüber der Alternative B2 ebenfalls geringer aus, so daß B1 die ökologisch-ökonomisch effizientere Wahl darstellt. Sollte nur ein begrenztes Budget für die Verbesserung der Umweltverträglichkeit zur Verfügung stehen, so bietet sich infolge der geringeren Grenzkosten erst die Realisierung der Bauteilalternative A1 und dann die Umsetzung der Bauteilvariante mit den zweitniedrigsten Grenzkosten B1 an u.s.w. (Bild 5.2). Trägt man die Zusatzkosten und ökologischen Erträge der jeweils effizientesten Leichtbauteilalternativen, beginnend mit der Alternative der geringsten ökologischen Grenzkosten auf und reiht diese aneinander, so ergibt sich schließlich der ökologische Kostenverlauf des Leichtbaus (Bild 5.2).



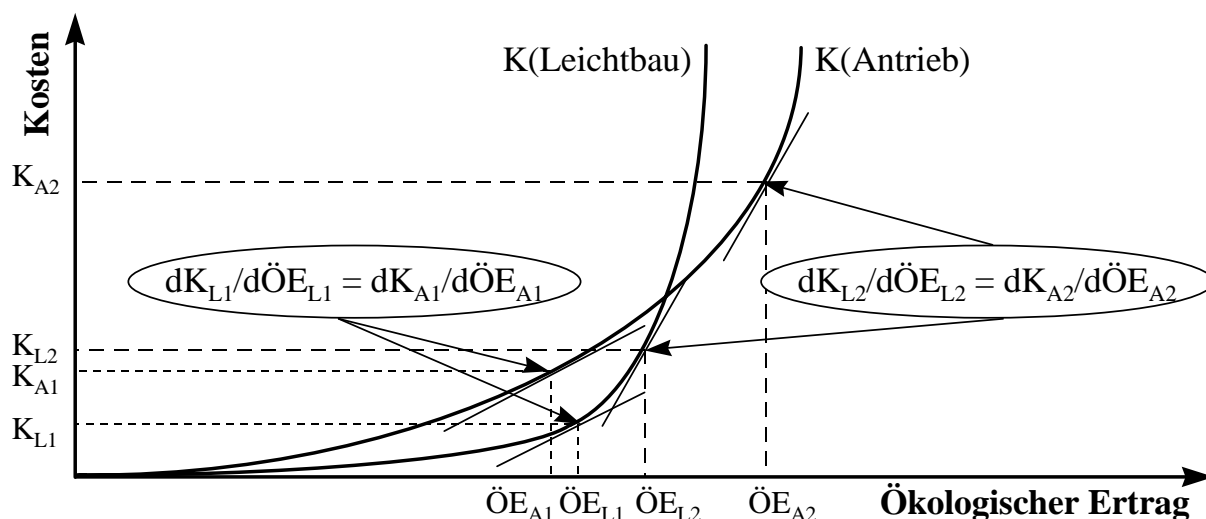
**Bild 5.2:** Herleitung der ökologischen Kostenfunktion

$$GK_{Alt.i} = \frac{\Delta K_{Alt.i}}{\Delta \ddot{O}E_{Alt.i}} = \tan(\alpha_{Alt.i}) \Rightarrow \min_i(GK_{Alt.i}) = \min_i[\tan(\alpha_{Alt.i})] \Leftrightarrow \min_i(\alpha_{Alt.i}) \quad \text{Gl. 5.6}$$



### 5.2.2 Effiziente Verteilung von Umweltzielen auf Leichtbau und Antrieb

Zur Erreichung hochgesteckter Umweltziele, wie beispielsweise der für 2008 anvisierten CO<sub>2</sub>-Reduktionsziele (vgl. Abschnitt 4.2.2), wird neben werkstofflichem und konstruktivem Leichtbau die Umsetzung einer Vielzahl von verbrauchsabsenkenden fahrzeugtechnischen Maßnahmen, insbesondere im Bereich des Fahrzeugantriebs, notwendig sein. Auf Basis der in Bild 5.3 dargestellten ökologischen Kostenfunktionen der Leichtbau- und Antriebsmaßnahmen läßt sich eine Beantwortung der Frage ableiten, welchen Beitrag die jeweiligen Konzepte „Leichtbau“ und „Antrieb“ erbringen müssen, um bei gegebenem ökologischen Ertrag (hier z.B. CO<sub>2</sub>-Reduzierung) die geringsten Kosten zu erzeugen.



**Bild 5.3:** Ökologische Kosten von Leichtbau- und Antriebskonzepten (fiktiver Kurvenverlauf)

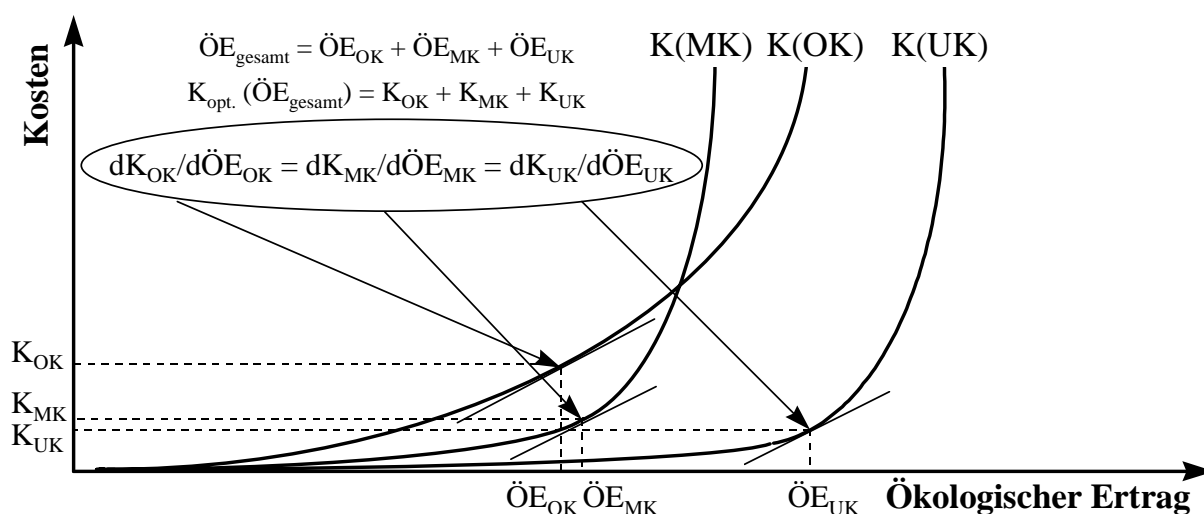
Beträgt die Höhe des angestrebten ökologischen Ertrags insgesamt  $\ddot{O}E_1 = \ddot{O}E_{L1} + \ddot{O}E_{A1}$ , so sollte der Leichtbau einen ökologischen Ertrag in Höhe von  $\ddot{O}E_{L1}$  und der Antrieb einen Ertrag in Höhe von  $\ddot{O}E_{A1}$  beisteuern, da bei dieser Aufteilung die ökologischen Grenzkosten beider Konzepte gleich hoch sind. Aufgrund der geringeren Kostenbelastung sollte in diesem Fall der Leichtbau im Vergleich zum Antrieb den höheren ökologischen Ertrag ( $\ddot{O}E_{L1}/\ddot{O}E_1 > 50\%$ ) aufbringen. Liegt der angestrebte ökologische Ertrag allerdings höher, bei  $\ddot{O}E_2 = \ddot{O}E_{L2} + \ddot{O}E_{A2}$ , so ist unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten ein höherer Anteil des Antriebs am Gesamtertrag sinnvoller ( $\ddot{O}E_{A2}/\ddot{O}E_2 > 50\%$ ).

Bei der Ableitung der Kostenfunktion der Antriebskonzepte ist einerseits zu beachten, daß die Summe der Einzelmaßnahmen zur Verbrauchsreduzierung nicht der Gesamtreduktion ent-

spricht. D.h., die Kostenoptimierung kann sich nur auf den zusätzlichen Einspareffekt bezogen auf das Gesamtpaket an antriebsseitiger Verbrauchsreduzierung beziehen. Andererseits besteht eine Abhängigkeit des leichtbauinduzierten Minderverbrauchs von der über den Fahrzyklus gemittelten Verbrauchseffizienz des Fahrzeuges. Mit zunehmender Effizienz ist eine Verringerung der leichtbauinduzierten Minderverbrauchswerte zu erwarten. D.h., je stärker die antriebsseitigen Möglichkeiten zur Verbrauchsreduzierung ausgereizt werden (DDI, GDI, VVT, Zylinderabschaltung, intelligente Nebenaggregate etc.), desto geringer fällt das Potential des Leichtbaus zur Verbrauchsreduzierung aus (vgl. Abschnitt 4.2.1.7).

### 5.2.3 Effiziente Verteilung von Umweltzielen zwischen verschiedenen Baureihen

Auf Basis solcher Kostenbetrachtungen sollte zudem überprüft werden, ob aus Kostengesichtspunkten eine Verschiebung der Umweltziele zu den Volumenmodellen hin zweckmäßig ist (Ausschöpfung höherer Economies of Scale). D.h., infolge unterschiedlicher ökologischer Kosten könnte es z.B. durchaus Sinn machen, bei den Volumenmodellen, wie den Unterklassemodellen (UK), höhere ökologische Erträge zu realisieren, um damit eine geringere Zielerfüllung bei den in kleinerer Stückzahl produzierten Mittel- (MK) und Oberklassemodellen (OK) zu kompensieren. Die Bedingung der ökologischen Kosteneffizienz ist wiederum dann erfüllt, wenn die Grenzkosten der in den einzelnen Baureihen realisierten ökologischen Erträge jeweils gleich groß sind. Diese Optimierungsbedingung ist erfüllt, wenn die Steigungen der Kostenfunktionen identisch sind (Bild 5.4). Dies bedeutet, daß das Erzielen einer zusätzlichen ökologischen Ertragseinheit bei allen Baureihen äquivalente Kosten verursacht.



**Bild 5.4:** Ökologische Kosten verschiedener Baureihen (fiktiver Kurvenverlauf)

#### 5.2.4 Innerbetriebliches Zertifikatewesen

Die Optimierung einzelner Bauteile sollte stets im Gesamtzusammenhang einer ökologisch-ökonomisch optimierten Gesamtfahrzeugflotte gesehen werden. Bei der Umsetzung dieses Ansatzes können in der Praxis der Automobilentwicklung jedoch Zielkonflikte auftreten. Eine Konstruktionsabteilung wird ihr Potential zur ökologisch-ökonomisch effizienten Bauteilentwicklung, aufgrund besonders geringer ökologischer Grenzkosten, nicht aus altruistischen Gründen über die Mindestanforderungen hinaus ausschöpfen, um damit nicht zusätzliche Belastungen für ihre Kostenstelle zu erzeugen. Zur Lösung dieses Dilemmas bietet sich die Transformation der aus der Volkswirtschaftslehre stammenden Zertifikatetheorie auf die innerbetrieblichen Belange der Fahrzeugentwicklung an.

Grundgedanke dieser bereits in den 60er Jahren von COASE (Ökonomie-Nobelpreisträger 1991) entwickelten Theorie ist, die Verhandlungsführung zwischen den an einem externen Effekt beteiligten Parteien mit dem Ziel gesamtwirtschaftliche Optimalität herzustellen [ENDRES 94]. Anlässlich der Klimakonferenz in Kyoto 1997 ist die Einführung von frei handelbaren CO<sub>2</sub>-Emissionsrechten verstärkt gefordert worden. Hintergrund hierfür sind die weltweit stark variierenden Kosten zum Vermeiden von Treibhausgasen. Während in Ländern der 3. Welt und Osteuropas CO<sub>2</sub>-Emissionen kostengünstig (geringe ökologische Grenzkosten) durch Modernisierung der Anlagen (z.B. Kraft-Wärme-Kopplung) reduziert werden können, ist eine weitere Wirkungsgradverbesserung in den westlichen Industrieländern i.d.R. nur noch mit hohem Kostenaufwand (hohe ökologische Grenzkosten) möglich. Das Recht zum Verkauf von zusätzlichen Emissionsminderungen bietet nun die Möglichkeit eine angestrebte Gesamt-CO<sub>2</sub>-Reduzierung zu den geringstmöglichen Gesamtkosten zu realisieren [BAUER 97].

Auf Basis des Coase-Theorems läßt sich ein auf die mikroökonomischen Strukturen des Fahrzeugherstellers adaptiertes innerbetriebliches Zertifikatwesen einführen. Eine auf alle beteiligten Konstruktionsabteilungen gleichmäßig verteilte Forderung, wie z.B. die CO<sub>2</sub>-Emissionen zu reduzieren, gewährleistet über bereichsübergreifend handelbare Emissionsminderungszertifikate gesamtbetrieblich minimale Kosten zu erreichen. Die Abteilungen mit geringen ökologischen Grenzkosten erhalten durch die monetäre Kompensation von Abteilungen mit geringem Reduktionspotential einen Anreiz, zusätzliche Emissionreduzierungen umzusetzen. Der Preisbildungsmechanismus über Angebot und Nachfrage der Zertifikate stellt sicher, daß nur gesamtwirtschaftlich sinnvolle Kompensationsgeschäfte realisiert werden.

### 5.3 Integration ganzheitlicher Bilanzierungen in den Produktentwicklungsprozeß

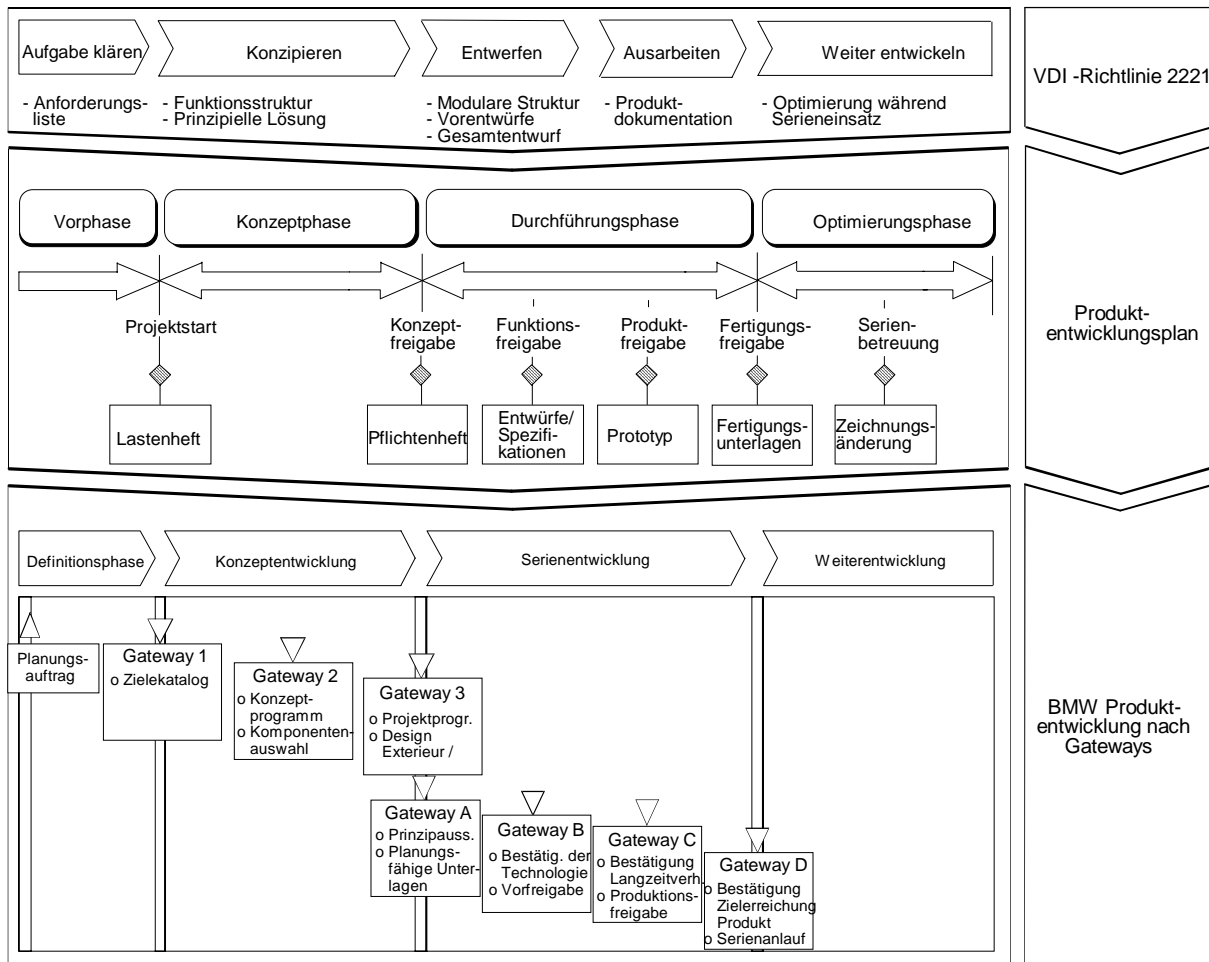
Das Potential einer ganzheitlichen Bilanzierung zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit von Automobilen ist durch den Zeitpunkt der Bilanzierung determiniert. Bisher beziehen sich Bilanzierungsstudien überwiegend auf bereits in Serie produzierte Bauteile bzw. Gesamtfahrzeuge. Solche *Ex-Post-Analysen* lassen zwar einen Rückschluß über die ökologische Vorteilhaftigkeit des Produktes im Vergleich zu seinen fiktiven Alternativen zu, täuschen aber im Falle eines aus ökologischer Sicht unvorteilhaft realisierten Serienbauteils über den stark eingeschränkten Gestaltungsspielraum zur Bauteilabänderung hinweg. Es besteht i.d.R. allenfalls noch die Möglichkeit einer ökologischen Schadensbegrenzung durch meist aufwendige „*End-of-Pipe*“-Technologien. Diese sorgen beispielsweise dafür, daß der im Bauteil enthaltene Veredelungsaufwand zumindest teilweise durch effiziente Recyclingwege wiedergewonnen wird.

Wird das Instrumentarium der ganzheitlichen Bilanzierung hingegen bereits in der Konzeptentwicklung des Bauteils im Rahmen von *Ex-Ante-Bilanzierungen* eingesetzt, so können die gewonnenen Erkenntnisse noch in die Serienentwicklung einfließen, wodurch im Sinne eines präventiven Umweltschutzes eine nachhaltige ökologische Verbesserung zukünftiger Fahrzeuggenerationen ermöglicht wird. Am Beispiel des auf der VDI-Richtlinie 2221 basierenden Produktentwicklungsprozesses der BMW Group ([Bild 5.5](#)) soll im folgenden aufgezeigt werden, in welchen der durch Simultaneous Engineering und Projektmanagement geprägten Teilprozesse der Fahrzeugentwicklung sinnvolle ökologische Impulse gegeben werden können.

Der fahrzeugprojektspezifischen *Produktplanung* vorangestellt ist die *Forschung und Vorentwicklung*. Sie beinhaltet modellungebundene Entwicklungsaktivitäten, die die prinzipielle technische Realisierungsfähigkeit von Subsystemen des Fahrzeugs, losgelöst von der Integrationsproblematik der Gesamtfahrzeugperspektive, unter Beweis stellen soll [SCHAAF 99]. Ganzheitliche Bilanzierungen können diese Entwicklungsphase z.B. bei Technologiestudien zu neuen Werkstoffen, aber auch bei der Bewertung von Antriebsalternativen, sinnvoll begleiten.

Die *Produktplanung* setzt sich nach SCHAAF aus den Teilphasen *Zieldefinition* und *Konzeptdefinition* zusammen. Aus den im Rahmen von Markt- und Technologieanalysen freigelegten latenten Kundenbedürfnissen werden beginnend mit dem Planungsauftrag erstmals gesamte Zielvisionen über das zu entwickelnde Fahrzeug konkretisiert. Diese im *strategischen Zieleka-*

talog (Rahmenheft) festgelegten Aspekte umfassen neben Fahrzeugcharakteristika beispielsweise auch Aussagen zum prognostizierten Wettbewerbsumfeld, zur anvisierten Zielgruppe bzw. zur Positionierung des Fahrzeuges sowie Preisvorstellungen und erste betriebswirtschaftliche Bewertungen [SCHAAF 99].



**Bild 5.5:** Produktentwicklungsprozess der BMW Group (Quelle: BMW Group)

Anforderungen zur Umweltverträglichkeit des Fahrzeuges, wie etwa Ziele bezüglich Energieverbrauch, Emissionsstandard, Ressourceneffizienz, Problemstofffreiheit und Recyclingquote [FRANZE 98] sind ebenso Bestandteil der strategischen Fahrzeugcharakteristika wie z.B. Forderungen zu Fahrleistungen und Crashverhalten. Nicht zu unterschätzen sind im Rahmen der strategischen Zieldefinition aber auch die zu erwartenden Wechselwirkungen des Marktes. Eine dominant ökologisch-strategische Produktausrichtung macht nur Sinn, wenn sie am Markt auf Akzeptanz stößt. Als Negativbeispiele seien die Schwung-Nutz-Automatik bzw. Ecomatic (vgl. [KRÜGER 94; SEIFFERT 95/2]; Verunsicherung des Fahrers durch ständiges Ein- und Ausschalten des Motors) sowie eine extrem lange Übersetzung des 5. Ganges (Overdrive) bei sonst bei-

behaltener Getriebeabstufung (mangelnde Elastizität des Overdrive) und die Gefahr eines am Markt eventuell schwer durchsetzbaren Mehrpreises für ein 3-Liter-Auto (Mehrpreis trotz Fahrleistungs- und Komforteinbusen) genannt.

Eine Fortführung und Konkretisierung der strategischen Ziele auf operativer Ebene erfolgt innerhalb der Konzeptdefinition durch die Erstellung des *operativen Zielekatalogs* (Lastenheft). Bei der konkreten Produktplanung treten zahlreiche technische, ökologisch-gesellschaftliche, sicherheitsbedingte aber auch kostenmäßige und zeitliche Zielkonflikte zu Tage, die aus den marktseitigen Vorgaben resultieren (vgl. auch [APPEL 92/2 und BRAESS 98]). Die wechselseitige Beeinflussung von Zielen und Machbarkeit ist durch einen hohen Komplexitätsgrad gekennzeichnet (Anzahl der Fahrzeugeinzelteile > 25000). Unter Berücksichtigung der Integrationsanforderungen auf Gesamtfahrzeugebene sind für alle Subsysteme des Fahrzeuges weitestgehend zielkonfliktfreie technische Spezifikationen festzulegen [SCHAAF 99].

In der *Konzeptentwicklung* als Teilphase der *physischen Produktentwicklung* erfolgt die durch CAD-Systeme unterstützte konstruktive Ausgestaltung der Fahrzeugkomponenten sowie die Ausarbeitung seriennaher Fertigungskonzepte. Um technische Probleme noch vor Serieneinsatz zu erkennen, werden Prototypen, die bereits die wesentlichen Leistungsmerkmale des zu entwickelnden Fahrzeuges widerspiegeln, umfangreichen Testprozeduren unterzogen (Crash-Tests, Prüfstandtests wichtiger Aggregate, Temperaturtests, Windkanaluntersuchungen und Dauerlauftests). Die Produktentwicklung ist ferner in weitere Teilphasen, sogenannte *Gateways* untergliedert, die anhand von Checklisten überprüfbare Mindestanforderungen für die Weiterführung der Entwicklungstätigkeiten darstellen [SCHAAF 99]. Die klassische ganzheitliche Bilanzierung von Bauteilalternativen unterstützt die Konzeptauswahl beispielsweise bei der fahrzeugbezogenen werkstofflichen Ausgestaltung der Komponenten.

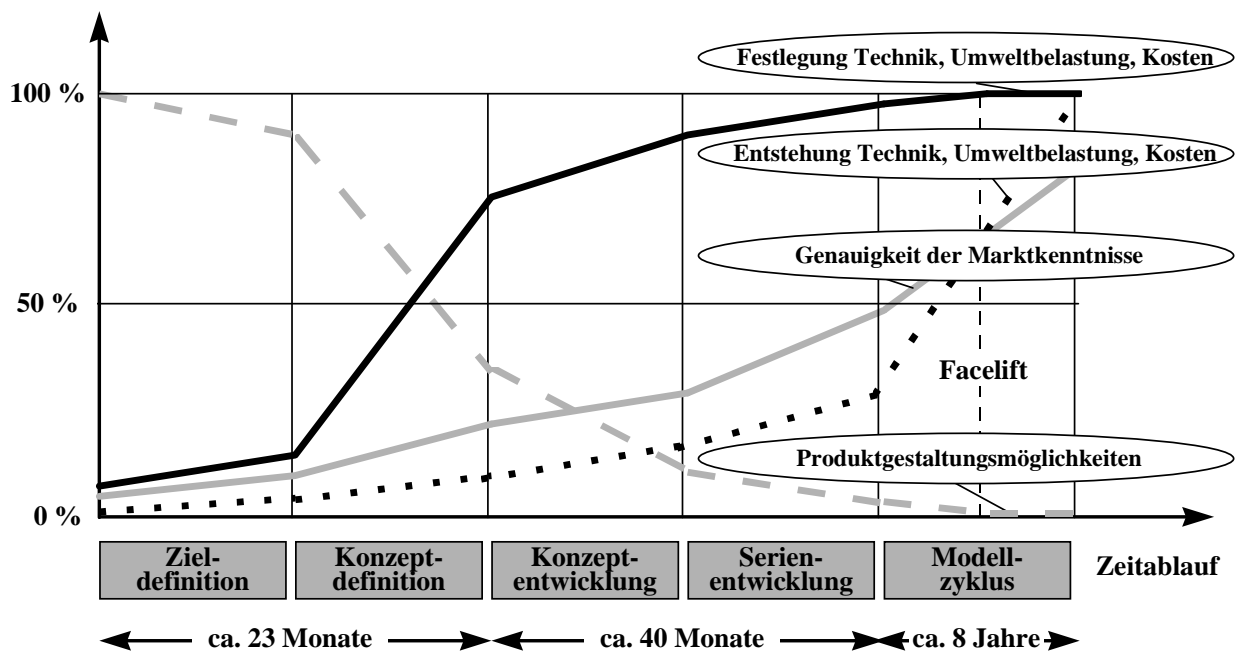
Nach der endgültigen Festlegung von Package<sup>4</sup> und Design wird das verabschiedete Produktkonzept zur Serienreife geführt. Bei der Serienentwicklung findet ein Übergang von der Konstruktion zur Produktion statt, die mit der Erteilung der Produktionsfreigabe und der Bestätigung des Herstellungsprozesses abschließt. Eine simultane Produkt- und Prozeßentwicklung sorgt dafür, daß späte Konstruktionsänderungen aufgrund von Fertigungsanforderungen ver-

---

<sup>4</sup> Das Package eines Fahrzeuges beschreibt technische Bauteile nach Lage und räumlicher Ausdehnung. Hierdurch werden die Hauptproportionen des Fahrzeuges sowie die Innenraumverhältnisse festgelegt [SCHAAF 99].

hindert werden [SCHAAF 99]. Infolge der starken Prozeßorientierung der Serienentwicklung können mit der ganzheitlichen Bilanzierung verschiedene Prozeßoptionen der Bauteilherstellung aber auch bereits der Altbauteilverwertung bewertet, Schwachstellen der Prozesse analysiert und unter ökologisch-ökonomischen Gesichtspunkten optimiert werden.

Über die gesamte Produktentwicklung gesehen findet in den Teilphasen der Konzeptdefinition und der Konzeptentwicklung die Festlegung von ca. 80 % der Umweltbelastungen und Kosten statt (Bild 5.6). Die Umsetzung ganzheitlich optimierter Bauteilkonzepte muß deshalb bereits in diesen frühen Phasen der Fahrzeugentwicklung forciert werden, um effiziente und effektive Verbesserungen der Umweltverträglichkeit zu realisieren, obwohl in diesen Phasen nur Bruchteile der Gesamtumweltbelastungen und -kosten entstehen. Zudem illustriert Bild 5.6 ein grundsätzliches Dilemma der Produktentwicklung. Durch die frühe Festlegung des Produktkonzeptes und der im Vergleich zu asiatischen Herstellern [WOMACK 93] wesentlich höheren Entwicklungs- und Modellaufzeiten besteht bezüglich der marktseitigen Produkthanforderungen (Abnehmer, Wettbewerb, Legislative) respektive der technologischen Entwicklungen ein erhebliches Unsicherheitspotential. Die Notwendigkeit marktseitige Anforderungen zu antizipieren wird zusätzlich durch die erheblich ansteigenden Änderungskosten zum Serienanlauf hin verstärkt [SCHAAF 99].



**Bild 5.6:** Eigenschaftsänderung im Zeitablauf der Produktentwicklung (europäische Fahrzeughersteller) und Vermarktung (in Anlehnung an [SCHAAF 99 und WECKENMANN 98])

## 6 GANZHEITLICHER VERGLEICH DER ROHKAROSSERIE-VARIANTEN STAHL, EDELSTAHL UND ALUMINIUM

Im Rahmen einer ganzheitlichen Bilanzierung werden die Werkstoffvarianten Stahl, Edelstahl und Aluminium einer Rohkarosserie der Fahrzeugoberklasse auf ihr Potential zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit untersucht. Hierzu werden mittels Prozeßkettenanalysen die zur Herstellung der jeweiligen Bauteile erforderlichen Stoff- und Energieströme erfaßt und bis an ihren Ressourcenursprung zurückverfolgt. Die Berechnung der Nutzungsphase für die Stahlkarosserie erfolgt auf Basis der Gewichts- und Verbrauchsdaten des konventionell in Stahl gefertigten Referenzfahrzeuges. Die Nutzungsphasen der Edelstahl- und Aluminiumalternative werden über den Ansatz von Minderverbrauchskoeffizienten berechnet. Weiterhin wird untersucht, ob den Restkarossen nach Ablauf der Fahrzeugnutzungsdauer noch ein Potential zur Umweltentlastung zukünftiger Produkte durch stoffliches Recycling angerechnet werden kann. Die ermittelten Stoff- und Energieströme werden anschließend hinsichtlich der Kriterien Energieaufwand, Ressourcenabbau, Treibhauspotential, Versauerungspotential, Eutrophierungspotential und Oxidantienbildungspotential aggregiert.

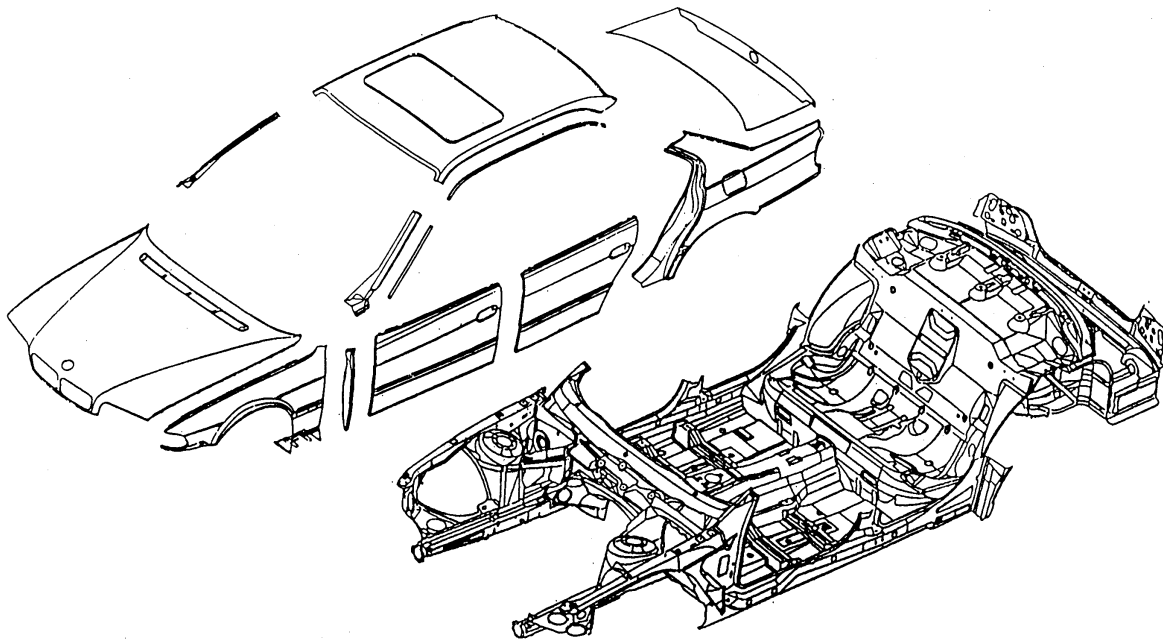
### 6.1 Bilanzierungsumfang und Systemgrenzen

Bilanzierungsumfang ist der aus den Phasen Herstellung, Nutzung und Verwertung bestehende Lebenszyklus der werkstoffintensiven Karosseriealternativen (Bleeschalenbauweise) Stahlblech, Edelstahlblech und Aluminiumblech eines Fahrzeuges der Oberklasse (Bild 6.1). Die Karosserielackierungen sowie etwaige, zum Zeitpunkt der Bilanzierung nicht absehbare, Zusatzaufwendungen zur Verbesserung des Akustikverhaltens der Aluminiumkarosserie sind nicht im Bilanzumfang enthalten. Die Bilanzierung der Herstellungs- und Verwertungsphase der unterschiedlichen Karosserievarianten erfolgt dabei auf Grundlage der Prozeßdaten des *Institutes für Kunststoffprüfung der Universität Stuttgart (IKP)*, die in Zusammenarbeit mit verschiedenen Industrieunternehmen im Zeitraum von 1991 bis 1995 erfaßt worden sind [GABI 96]. Aufwendungen zur Herstellung der Produktionsanlagen werden hierbei nicht erfaßt.

Die Sachbilanzdaten für die Halbzeuherstellung werden über die jeweiligen Anteile des Länder- (Stahl, Edelstahl aus Deutschland) bzw. Importmixes (Aluminium) gemittelt und bis zu ihrem Ressourcenursprung, d.h. bis zur Exploration des Rohstoffes aus der Erdkruste, zurückverknüpft. Als Produktions- bzw. Verwertungsstandort dient die Bundesrepublik Deutschland.



Die Wahl des Produktionsstandortes hat z.B. Auswirkungen auf die Strombereitstellung, die bei zugrunde liegendem deutschen Strommix relativ ungünstig hinsichtlich der CO<sub>2</sub>-Bilanz ausfällt. Die Berechnung der ökologischen Aufwendungen aus der Ottokraftstoffbereitstellung findet ebenfalls auf Basis der vom IKP erhobenen Datensätze statt.



**Bild 6.1:** Karosseriestruktur des untersuchten Fahrzeuges (Bilanzierungsgegenstand)

## 6.2 Sachbilanz

### 6.2.1 Herstellungs- und Verwertungsphase

Die Modellierung der Herstellungs- und Verwertungsphase erfolgt auf Basis der aus Bild 6.2 ersichtlichen Gewichtszusammensetzung. Neben der Erfassung der zur Herstellung der jeweiligen Bauteile erforderlichen Prozeßketten wird ermittelt, inwiefern den ausgedienten Bauteilen nach Ablauf der Fahrzeuglebensdauer noch ein Potential zur Umweltentlastung zukünftiger Lebenszyklen zukommen kann. Über den Ansatz einer ökologischen Gutschrift kann somit der Automobillebenszyklus entlastet werden.

Außer den Karosserieblechen benötigen alle 3 Karosserievarianten zusätzliche Stahlkleinteile, z.B. für Scharniere sowie Niet- und Schraubverbindungen. Bei der aluminiumintensiven Karosserie fällt deren Gewichtsanteil höher aus, da für die Verstärkung der Krafteinleitungspunkte

zusätzliche Stahleinlagen notwendig sind. Zudem wird angenommen, daß die vorderen Seitenwände sowie die Frontklappe der edelstahlintensiven Karosserievariante aus Aluminiumblech bestehen. Die Gewichtsanteile dieser leicht demontierbaren Aluminium Hang-On-Parts der Edelstahl- (17,62 kg Al-Blech) und Aluminiumkarosserie (66,92 kg Al-Blech) sind deshalb gesondert zu bestimmen, da diese Karosserieteile für das aus ökologischer Sicht günstigere Hochwertrecycling von Aluminiumblech geeignet sind.



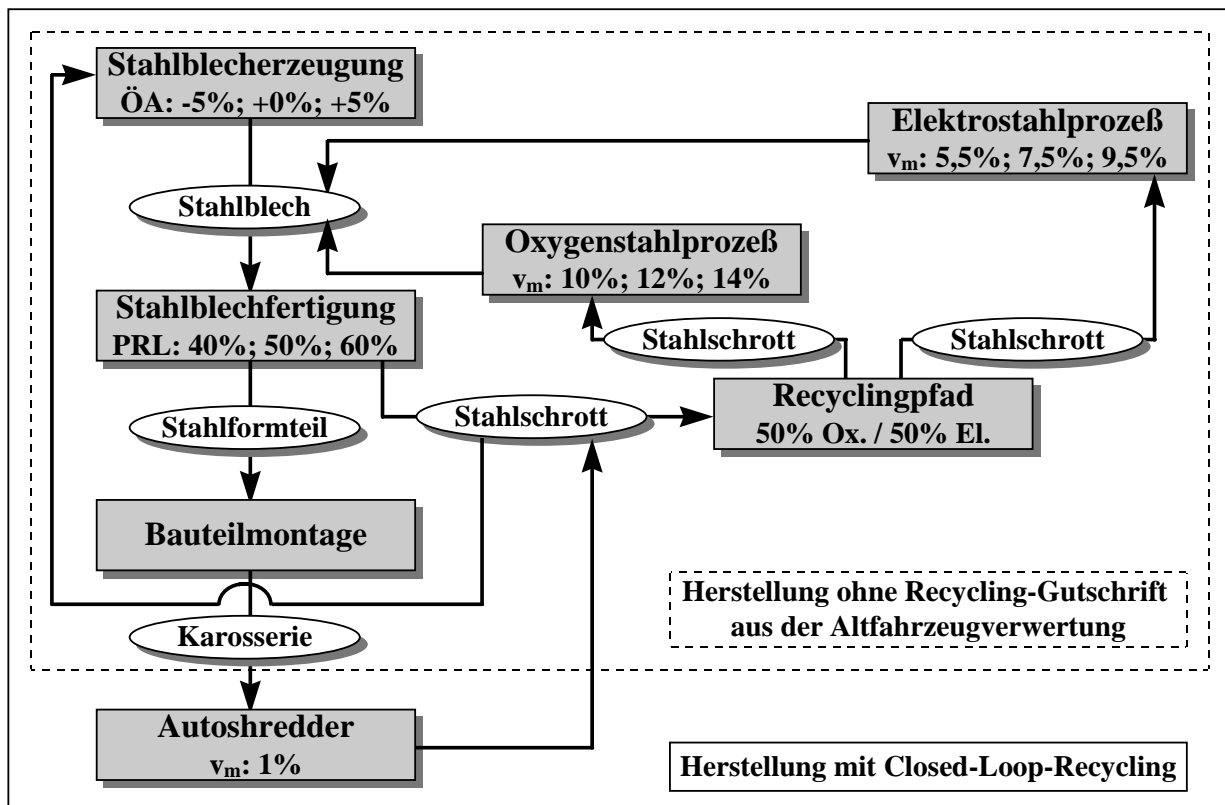
**Bild 6.2:** Gewichtsanalyse der Karosseriestrukturen (Rohkarosseriegewichte)

### 6.2.1.1 Stahlblechherstellung und -verwertung

Bild 6.3 zeigt die stark vereinfachte Prozeßkette zur Herstellung eines Karosseriebauteils aus Stahl. Die Schwankungsbreite der Sachbilanzdaten für die Stahlblecherzeugung wird mit  $\pm 5\%$  angenommen. Für die Stahlblechfertigung wird ein Verschnittanteil zwischen 40 und 60 % zugrundegelegt. Die Wiederverwertung dieses Produktionsrücklaufes erfolgt nach Absättigung des Schrottbedarfes bei der Stahlblecherzeugung (16 % Schrotteinsatz) zu 50 % im Oxygenstahlverfahren und zu 50 % im Elektrolichtbogenverfahren [VOLKHAUSEN 98]. Die Materialverluste  $v_m$  hierbei betragen zwischen 10 und 14 % im Oxygenverfahren bzw. 5,5 bis 9,5 % im Elektroverfahren. Wird das Bauteil nach Ablauf des ersten Lebenszyklusses dem Werkstoffkreislauf wieder zugeführt, so reduziert sich der Herstelleraufwand bei Berücksichtigung dieses Closed-Loop-Recyclings dementsprechend, wodurch dem Bauteillebenszyklus eine ökologische Gutschrift in Höhe der Differenz zwischen Herstelleraufwendungen ohne Recycling und Herstelleraufwendungen mit Closed-Loop-Recycling gegeben werden kann (Bild 6.3).

Eine Kombination der einzelnen Parametervariationen erfolgt nach Tabelle 6.1, so daß sich insgesamt ein für die Stahlkarosseriestruktur pessimistisches, ein reales sowie ein optimistisches Szenario aufstellen läßt. In Anhang A 4.1 ist am Beispiel der Sachbilanz der Produkti-

onsphase der stahlintensiven Rohkarosserie dargelegt, mit welcher Bilanzierungstiefe die Daten der vorliegenden Bilanz erhoben werden. Zudem sind im Anhang aufgrund deren zentraler Bedeutung für die Herstellungsphase des Stahlkarosseriebauteils detaillierte Beschreibungen der Stahlblecherzeugungsprozesse zu finden. Diese teilen sich, bei der zugrunde liegenden deutschen Produktion zu 80 % auf das Oxygenstahlverfahren (Anhang A 4.2) und zu 20 % auf das Elektrostahlverfahren (Anhang A 4.3) auf.



**Bild 6.3:** Herstellung einer Stahlblech-Karosseriestruktur mit und ohne Recyclinggutschrift  
 ÖA *Ökologischer Aufwand*      PRL *Produktionsrücklauf*       $v_m$  *Massenverlust*

**Tabelle 6.1:** Szenarienmodellierung der Stahlblech-Karosseriestruktur

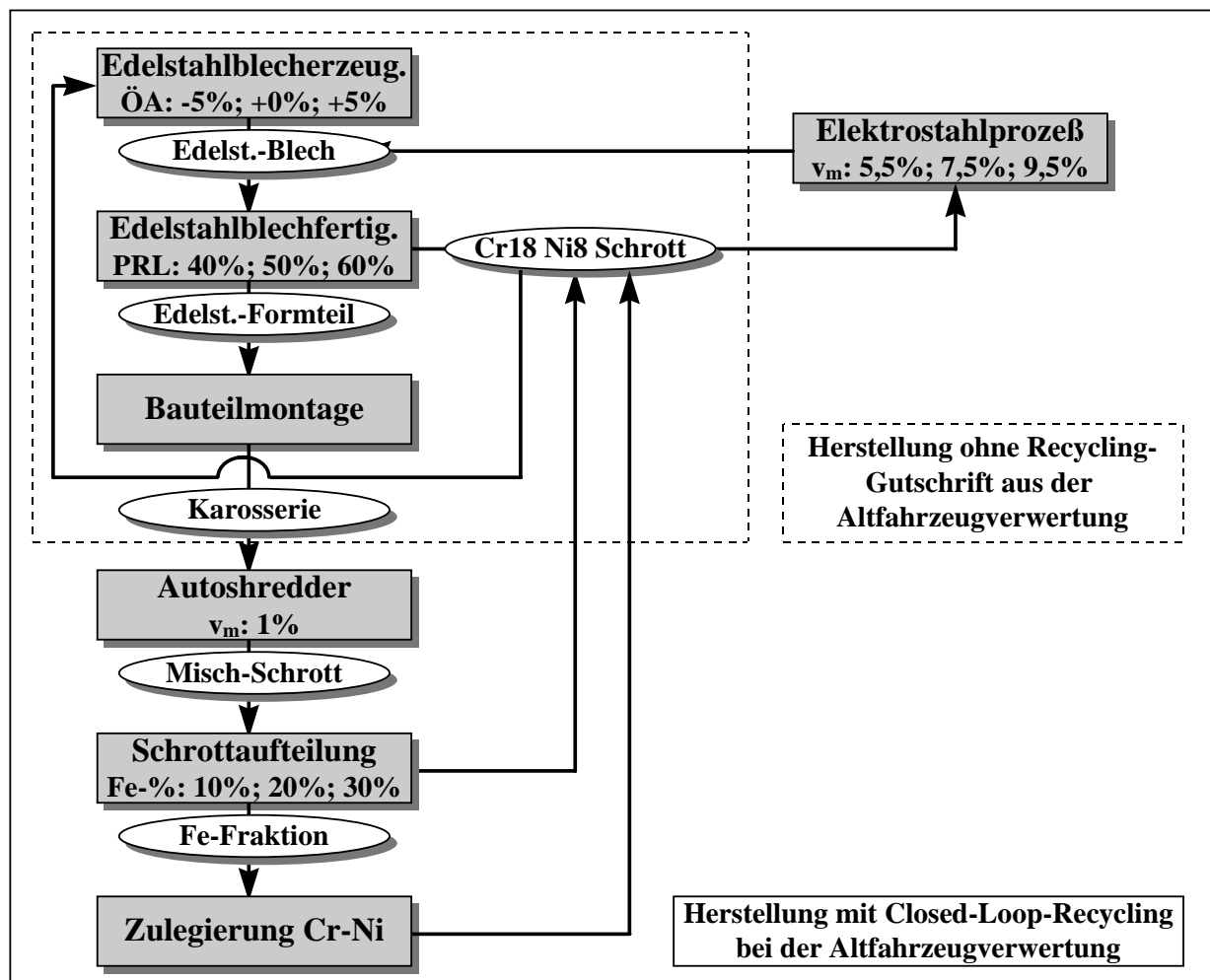
Prozeß	Variationsparameter	Szenario Pessimistisch	Szenario Real	Szenario Optimistisch
Stahlblecherzeugung	$\Delta \text{ÖA}$	+ 5 %	$\pm 0$ %	- 5 %
Stahlblechfertigung	PRL	60 %	50 %	40 %
Oxygenstahlprozeß	$v_m$	14 %	12 %	10 %
Elektrostahlprozeß	$v_m$	9,5 %	7,5 %	5,5 %

**6.2.1.2 Edlstahlblechherstellung und -verwertung**

Bei der Prozeßkettenanalyse der Edlstahlbauteilherstellung und -verwertung wird analog vorgegangen. Auch hier werden zuerst die ökologischen Aufwendungen für die Karosseriebauteil-

herstellung bei unberücksichtigtem Recycling nach Ablauf des Bauteillebens berechnet. Die Verschnittanteile der Edelstahlblechfertigung werden ebenfalls zwischen 40 und 60 % angesetzt. Lediglich der ökologische Aufwand für das Tiefziehen des Bleches wird um den Faktor 1,5 höher eingestuft.

Anzumerken bleibt, daß der Produktionsrücklauf aus der Fertigung nicht vollständig zur Deckung des Schrotteinsatzes (70 %) der Edelstahlblecherzeugung ausreicht und dieser somit erst bei der Bilanzierung der Verwertungsphase aus den anfallenden Altbauteilen abgesättigt werden kann. Hierfür wird angenommen, daß die Edelstahlkarosserien einen separaten Shredderweg gehen, um eine Durchmischung mit niedrig legierten Eisenstählen weitestgehend zu vermeiden. Dieser prozentuale Restanteil an reinem Eisen (Fe-%) wird auf 10 bis 30 % abgeschätzt. Je höher dieser Anteil ist, desto mehr müssen die fehlenden Legierungsbestandteile Chrom und Nickel zugeführt werden, um wieder die gewünschte Legierungszusammensetzung des Cr18 Ni8-Edelstahlschrottes zu erreichen (Bild 6.4).



**Bild 6.4:** Herstellung einer Edelstahlblech-Karosseriestruktur mit und ohne Recyclinggutschrift

Auch bei der Edelstahlmodellierung ergeben sich wiederum durch Parametervariation 3 Szenarien (Tabelle 6.2). Eine umfassendes Prozeßschema der Edelstahlblecherzeugung ist in Anhang A 4.4 zu finden.

**Tabelle 6.2:** Szenarienmodellierung der Edelstahlblech-Karosseriestruktur

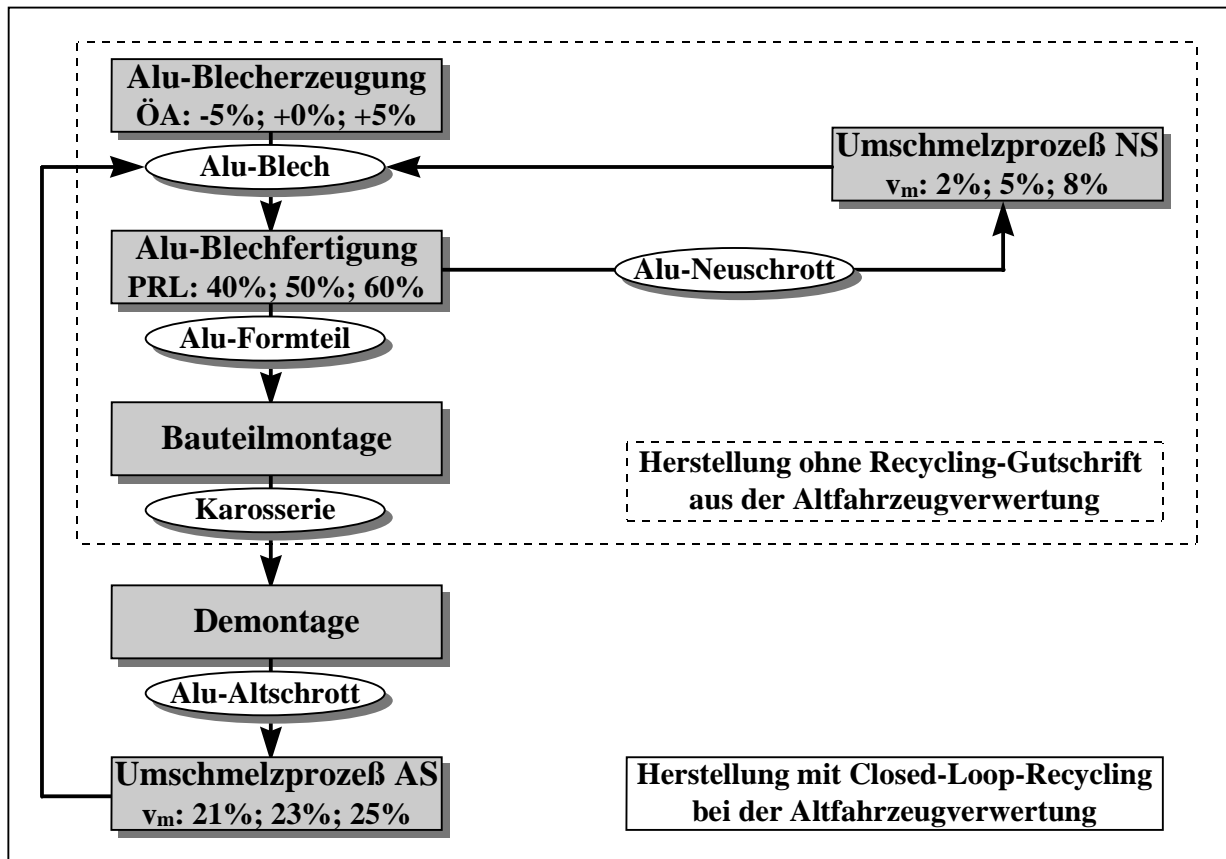
Prozeß	Variationsparameter	Szenario Pessimistisch	Szenario Real	Szenario Optimistisch
Edelstahlblecherzeugung	$\Delta \text{ÖA}$	+ 5 %	$\pm 0$ %	- 5 %
Edelstahlblechfertigung	PRL	60 %	50 %	40 %
Schrottaufteilung	Fe-Anteil	30 %	20 %	10 %
Elektrostahlprozeß	$v_m$	9,5 %	7,5 %	5,5 %

### 6.2.1.3 Aluminiumblechherstellung und -verwertung

Die Schwankungsbreiten der in Bild 6.5 dargestellten Aluminiumblecherzeugung (100 % primär) wird ebenfalls mit  $\pm 5$  % angenommen. Auch der Produktionsrücklauf wird wiederum zwischen 40 und 60 % variiert. Bei der Aufbereitung des hierbei anfallenden hochwertigen Al-Blechschrottes wird mit Materialverlusten zwischen 2 und 8 % gerechnet. Die Bilanzierung der Verwertungsphase von Aluminiumbauteilen stellt allerdings eine Besonderheit dar (vgl. Abschnitt 4.3.1.3). Zwar können die Hang-On-Parts wie Klappen, Türen und vordere Seitenwände unproblematisch demontiert werden und somit einem Hochwertrecycling mit allerdings höheren Materialverlusten (21 - 25 %) zugeführt werden [LEITERMANN 96]. Hierdurch können zwischen 50 und 70 % der ursprünglichen Herstelleraufwendungen in die Zukunft projiziert werden. Der verbleibende Aluminiumanteil der Restkarosse kann aber infolge einer Vermischung mit höherlegierten Aluminiumgußlegierungen (Si-Anteil > 1,5 Gew.-%) im Shredderprozeß nur noch in niederwertigere Gußanwendungen eingehen (Open-Loop-Recycling).

Die Vergabe einer Gutschrift auf die ökologischen Aufwendungen der Primärherstellung erfolgt hierbei auf Basis des Preisverhältnisses von Aluminiumgußschrott zu Primäraluminiumblech (1,48 - 1,82 DM/kg [EUWID 98] zu 4,50 - 5,50 DM/kg [VAW 97]), wodurch die Gutschrift im Vergleich zum Hochwertrecycling mit 21 bis 36 % lediglich halb so groß ausfällt. Aus ökologischer Sicht ist daher eine Demontage der Anbauteile unbedingt zu befürworten.

Bei der Herstellungsphasenmodellierung der Aluminiumblech-Karosseriestruktur ergeben sich durch Parametervariation wiederum 3 Szenarien (Tabelle 6.3). Eine Prozeßkettenbeschreibung zur Herstellung des Aluminiumblechs ist in Anhang A 4.5 gegeben.



**Bild 6.5:** Herstellung einer Aluminiumblech-Karosseriestruktur mit und ohne Recyclinggutschrift

**Tabelle 6.3:** Szenarienmodellierung der Aluminiumblech-Karosseriestruktur

Prozeß	Variationsparameter	Szenario Pessimistisch	Szenario Real	Szenario Optimistisch
Aluminiumblecherzeugung	$\Delta \text{ÖA}$	+ 5 %	$\pm 0$ %	- 5 %
Aluminiumblechfertigung	PRL	60 %	50 %	40 %
Umschmelzpr. Neuschrott	$v_m$	8 %	5 %	2 %
Umschmelzpr. Altschrott	$v_m$	25 %	23 %	21 %

**6.2.1.4 Stahlkleinteilherstellung und -verwertung**

Die Herstellungs- und Verwertungsphase der Stahlkleinteile wird analog zur Stahlblechherstellung bzw. -verwertung bilanziert. Der Produktionsrücklauf beträgt hierbei 10 %. Auf eine Szenarienrechnung wird aufgrund der im Verhältnis zum Gesamtkarosseriegewicht unbedeutenden Mengen an Stahlkleinteilen verzichtet. Zudem benötigen alle 3 Karosserievarianten Stahlkleinteile, so daß deren Einfluß bei einer vergleichenden Bilanzierung zu vernachlässigen ist.

### 6.2.2 Nutzungsphase

Die Bilanzierung der Nutzungsphase erfolgt auf Basis der Gewichts- und Verbrauchsdaten des Referenzfahrzeuges mit Stahlblechkarosserie ( $m_{\text{Ref.Fzg.}} 1895 \text{ kg}$ ;  $v_{\text{Ref.Fzg.}} 12,5 \text{ l/100 km}_{\text{NEFZ}}$ ) der Fahrzeugoberklasse. Die Fahrzeuglaufleistung wird mit 200 000 km angenommen. Zur Berechnung des Kraftstoffminderverbrauchs werden mit dem Simulationsprogramm FALKE die fahrzeugspezifischen Verbrauchsfunktionen auf Basis des Neuen Europäischen Fahrzyklusses ermittelt. Für die hierbei simulierte Verbrauchseinsparung von  $0,45 \text{ l}/(100 \text{ kg} \cdot 100 \text{ km}_{\text{NEFZ}})$  wird eine Toleranz von -5 % bis +15 % bei Berücksichtigung von realen Fahrprofilen angenommen. Würde man zudem noch sekundäre Leichtbaumaßnahmen einbeziehen, so ergäben sich je nach sekundärem Leichtbaugrad zusätzliche Einsparungspotentiale, die hier jedoch unberücksichtigt bleiben.

Für die Aufteilung der Energieaufwendungen auf die Nutzungsphasenabschnitte Kraftstoffbereitstellung und Fahrzeugbetrieb wird mit einem unteren Heizwert des Superkraftstoffes von  $32,625 \text{ MJ/l}$  gerechnet. Das  $\text{CO}_2$ -Äquivalent bei der motorischen Verbrennung des Kraftstoffes wird mit  $2,37 \text{ kg CO}_2/\text{l Ottokraftstoff}$  angesetzt. Die Emissionsbilanzierung der Fahrzeugnutzung erfolgt auf Basis der für 2005 geplanten EU4-Grenzwerte. Der Schwefelgehalt des Kraftstoffes wird mit 30 ppm auf Grundlage des zu erwartenden Grenzwertes angenommen, woraus eine  $\text{SO}_2$ -Emission von ca.  $45 \text{ mg/l Kraftstoff}$  resultiert (vgl. Abschnitt 4.2.2).

## 6.3 Wirkungsabschätzung

Eine Wirkungsabschätzung wird anhand der Umweltkategorien *Energieaufwand*, *Ressourcenabbau*, *Treibhauspotential*, *Versauerungspotential*, *Eutrophierungspotential* und *photochemisches Oxidantienbildungspotential* vorgenommen. Da die vorliegenden Sachbilanzen keine für den stratosphärischen Ozonabbau relevanten Emissionen aufweisen unterbleibt eine Darstellung dieser Umweltkategorie. Zudem wird die Behandlung der Toxizitätspotentiale ausgeklammert, da zwar für die Herstellungs- und Verwertungsphasen toxizitätsrelevante Emissionen erfaßt worden sind, aber im Bereich der Nutzungsphasenmodellierung keine Aussagen bezüglich zukünftiger *nichtlimitierter* Abgaskomponenten möglich sind.

Die Wirkungsbilanzen werden auf Basis der Sachbilanzszenarien der 3 Karosseriealternativen berechnet (Tabellen 6.1-6.3). Eine Gegenüberstellung der Einzelszenarien erfolgt nach Tabelle

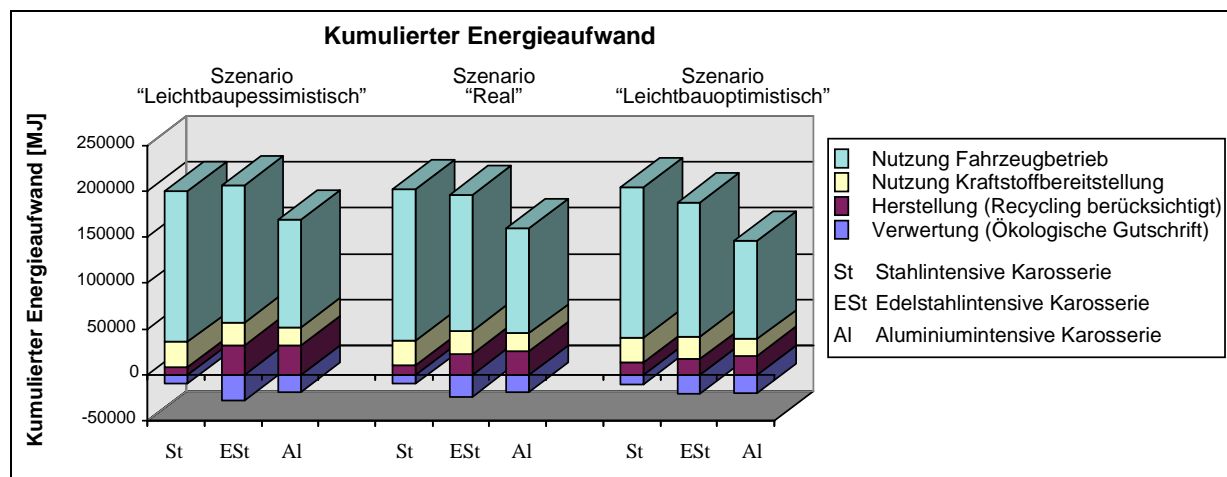
6.4, so daß sich insgesamt 3 Endszzenarien ergeben, ein für die Leichtbauvarianten (Edelstahl, Aluminium) pessimistisches, d.h. ungünstiges, ein reales und ein für die Leichtbaualternativen optimistisches Szenario. Hierdurch lassen sich Sensitivitäten einzelner Prozeßparameter auf das Gesamtergebnis ableiten und somit statistische Unschärfen der Bilanzierung erkennen.

**Tabelle 6.4:** Zuweisung der Endszzenarien leichtbaupessimistisch, real und leichtbauoptimistisch

Lebenszyklusphasen	Szenario „Leichtbaupessimistisch“	Szenario „Real“	Szenario „Leichtbauoptimistisch“
<b>Herstellungs-/Verwertungsphase</b>			
Stahlblech-Karosseriestruktur	optimistisch	real	pessimistisch
Stahlkleinteil-Karosseriestruktur	real	real	real
Edelstahlblech-Karosseriestruktur	pessimistisch	real	optimistisch
Aluminiumblech- Karosseriestruktur	pessimistisch	real	optimistisch
<b>Nutzungsphase</b>			
Kraftstoffminderverbrauch	$C_{NEFZ} - 5 \%$	$C_{NEFZ} \pm 0 \%$	$C_{NEFZ} + 15 \%$

### 6.3.1 Kumulierter Energieaufwand

Die sowohl regenerativen als auch nichtregenerativen kumulierten Energieaufwendungen der 3 betrachteten Karosserievarianten sind in Bild 6.6 dargestellt. Die negativen Energieaufwendungen entsprechen der ökologischen Gutschrift und zeigen an, inwiefern durch eine stoffliche Verwertung zukünftige Lebenszyklen entlastet werden können. Würde kein Recycling des Altschrottes betrieben, so entspräche dies einer Verschiebung der Energiebalken auf die Nulllinie. D.h., die Energieaufwendungen der Herstellungsphase würden bei Nichtberücksichtigung des Recyclings in Höhe der ökologischen Gutschrift ansteigen.



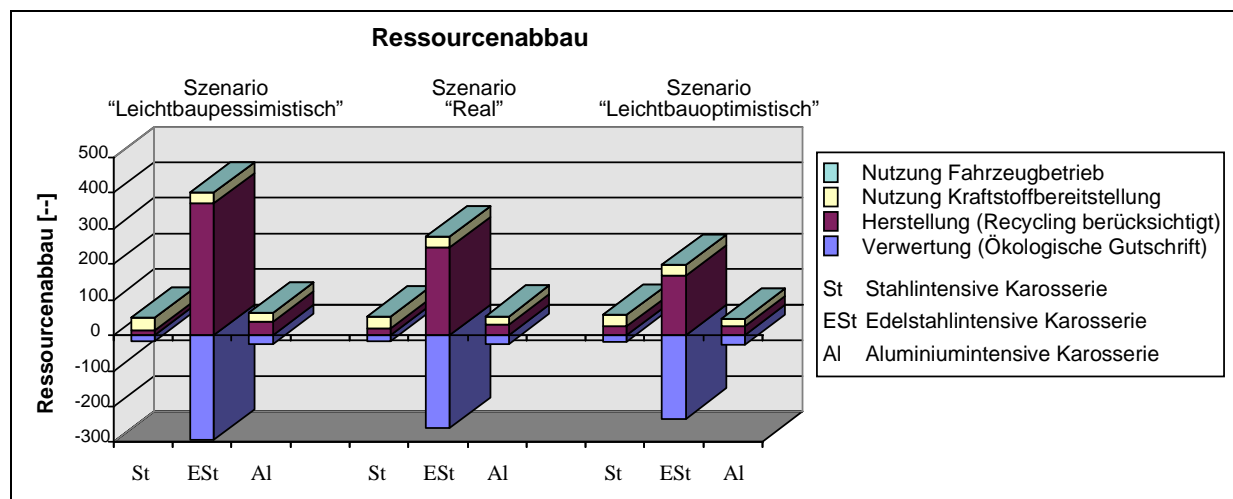
**Bild 6.6:** Kumulierter Energieaufwand (regenerativ und nichtregenerativ) der Karosserievarianten



Der KEA der Karosserievarianten Stahl und Edelstahl weist keine signifikanten Unterschiede auf, sofern die Edelstahl-Restkarosse nach Ablauf des Fahrzeuglebens einer werkstofflichen Verwertung zugeführt wird. Die Aluminiumvariante hingegen schneidet auf Grund der hohen Gewichtseinsparung (44,4 % gegenüber der konventionellen Stahlkarosserie) und den daraus resultierenden Kraftstoffeinsparungen in der Fahrzeugnutzungsphase signifikant besser ab als die beiden Stahlvarianten. Würde man zudem nur die nichtregenerativen Energieaufwendungen betrachten, so fiel der Vergleich wegen des hohen Anteiles an regenerativer Wasserkraft bei der Primäraluminiumerzeugung noch deutlicher zugunsten der Aluminiumkarosserie aus.

### 6.3.2 Ressourcenabbau

Der Ressourcenabbau soll auf die endliche Verfügbarkeit energetischer und mineralischer Rohstoffe hinweisen und ist in [Bild 6.7](#) für die verglichenen Karosserievarianten dargestellt. Der Ressourcenverbrauch der Nutzungsphase wird bereits der Kraftstoffbereitstellung zugeordnet, da hierbei auf unmittelbar in der Erde vorkommende Ressourcen (Erdöl) zurückgegriffen wird, während beim Betrieb des Fahrzeuges bereits das Endprodukt Benzin (also keine Ressource) zum Einsatz kommt.

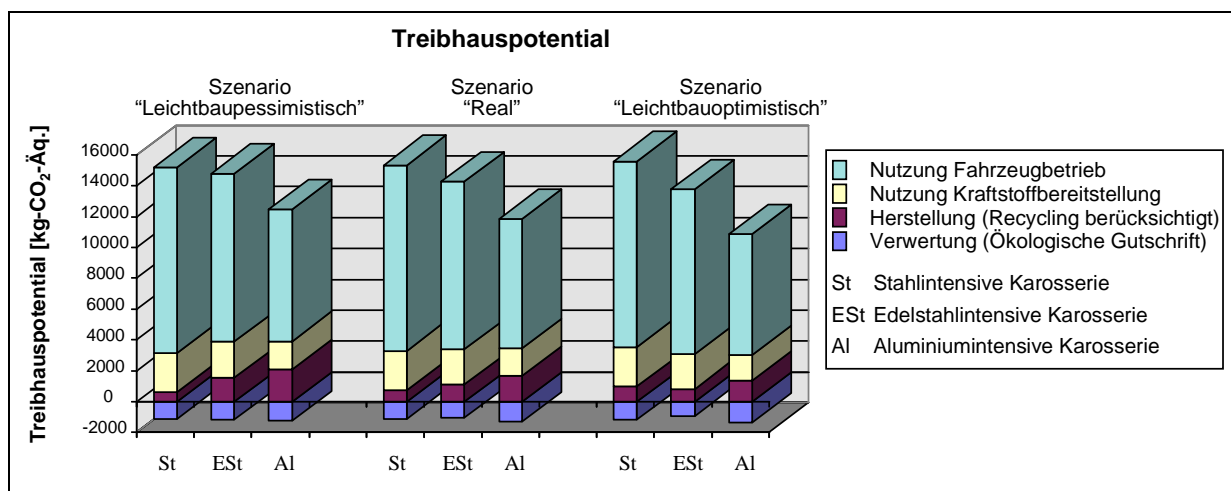


**Bild 6.7:** Energetischer und mineralischer Ressourcenabbau der Karosserievarianten

Während die Stahl- und Aluminiumalternativen einen ähnlichen Ressourcenabbau hervorrufen, weist die Edelstahlkarosserie einen um eine Größenordnung höheren Ressourcenabbau auf, der zu ca. 75 % aus dem Bedarf an Nickel bei der Auflegung dominiert wird. Hier zeigt sich, daß aus Gründen der Ressourcenschonung Edelstahl soweit als möglich und mit der geringst möglichen Legierungsverdünnung in geschlossenen Stoffkreisläufen gefahren werden sollte, um eine Zulegerung dieser knappen Legierungsstoffe auf ein Mindestmaß zu reduzieren.

### 6.3.3 Treibhauspotential

Die Berechnung des Treibhauspotentials soll aufzeigen, in welchem Ausmaß die verschiedenen Karosseriealternativen zu einer potentiellen Erwärmung der Erdatmosphäre beitragen werden. Beim vornehmlich durch die Nutzungsphase der Fahrzeuge dominierten Treibhauspotential zeigen die leichteren Karosseriealternativen in allen Szenarien jeweils Vorteile gegenüber der konventionellen Stahlalternative (Bild 6.8). Dies ist darin begründet, daß das Treibhauspotential während der Fahrzeugnutzung nahezu vollständig auf die dem Kraftstoffverbrauch proportionalen CO<sub>2</sub>-Emissionen zurückzuführen ist.

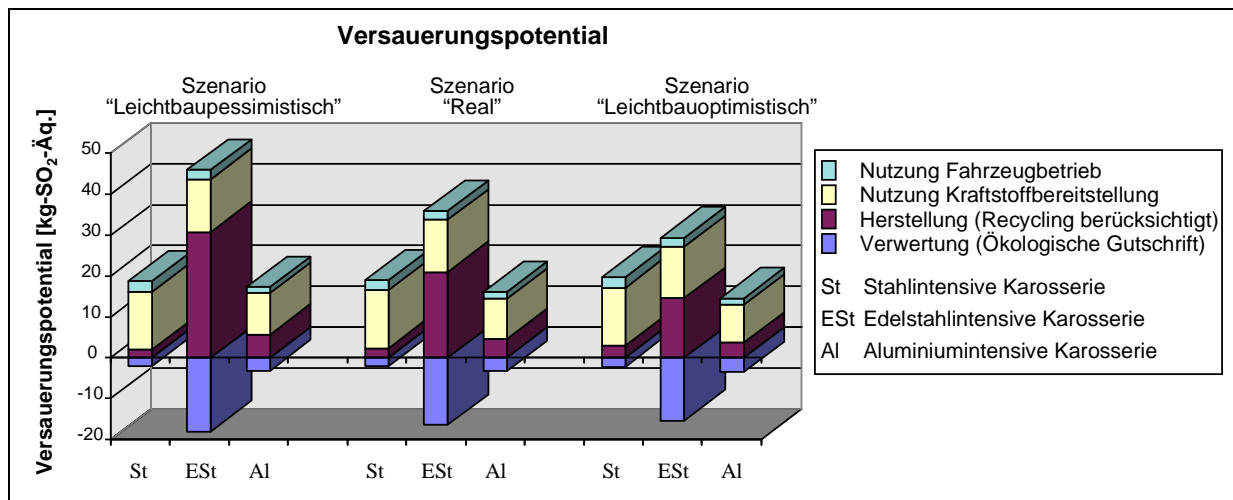


**Bild 6.8:** Treibhauspotential der Karosserievarianten

### 6.3.4 Versauerungspotential

Die für eine Versauerung der Niederschläge („Saurer Regen“) ursächlichen SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen treten überwiegend bei der Halbzeugherstellung und Kraftstoffbereitstellung auf (Bild 6.9). Infolge der drastischen Verringerung des Schwefelanteils im Kraftstoff sowie der anvisierten niedrigen Stickoxidemissionen ab 2005 fällt das Versauerungspotential des Fahrzeugbetriebs vergleichsweise gering aus. D.h., aus ökologischer Sicht macht eine weitere Verschärfung der Emissionsstandards der Fahrzeuge erst dann wieder Sinn, wenn auch auf Seiten der Bauteilherstellung bzw. -verwertung sowie insbesondere im Bereich der Kraftstoffbereitstellung weitere Reduzierungen des SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Ausstoßes realisiert werden können. Bezüglich des Versauerungspotentials weist die Aluminiumvariante leichte Vorteile gegenüber der Stahlvariante auf. Die Edelstahlkarosserie schneidet aufgrund ihrer hohen SO<sub>2</sub>-Emissionen bei der Herstellung der Legierungsbestandteile signifikant schlechter ab. Eine Verdünnung der

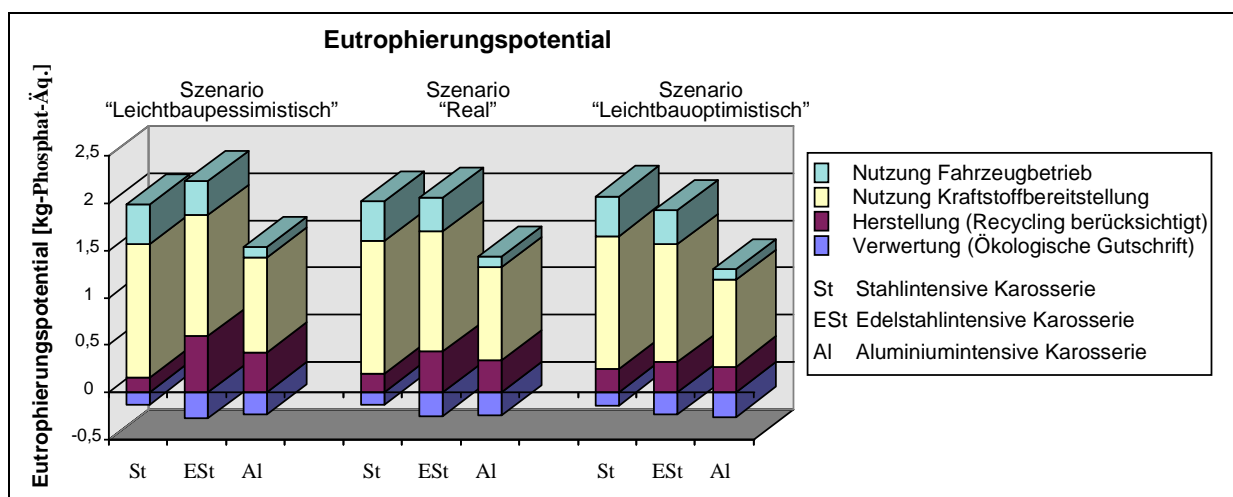
Cr Ni-Konzentration durch Vermischungen mit Eisenschrott sollte deshalb durch eine möglichst sortenreine Separierung des Edelstahlschrottes soweit als möglich unterbunden werden.



**Bild 6.9:** Versauerungspotential der Karosserievarianten

### 6.3.5 Eutrophierungspotential

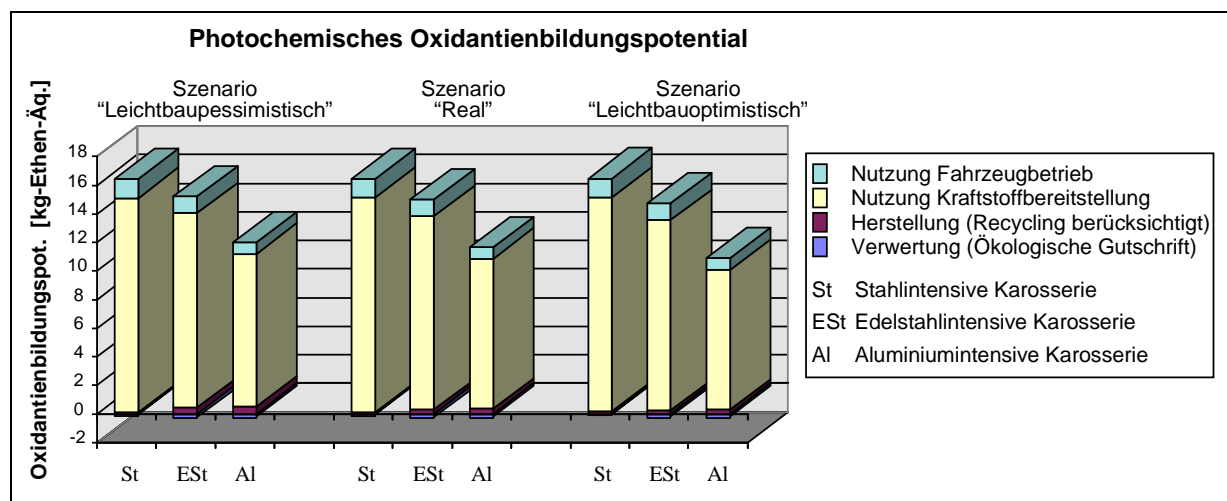
Das Eutrophierungspotential weist auf die durch Stickstoff- bzw. Phosphorverbindungen verursachte Überdüngung von Böden oder Gewässern hin und ist für die Karosseriealternativen in Bild 6.10 dargestellt. Zwischen den beiden Stahlalternativen läßt sich auf Grund der statistischen Unsicherheiten keine eindeutige Rangfolge bezüglich des Eutrophierungspotentiales bestimmen. Die Aluminiumalternative schneidet hingegen in allen 3 Szenarien signifikant besser ab. Aus Bild 6.10 ist zudem ersichtlich, daß der Großteil der eutrophierungswirksamen Emissionen bei der Bereitstellung des Kraftstoffes anfällt.



**Bild 6.10:** Eutrophierungspotential der Karosserievarianten

### 6.3.6 Photochemisches Oxidantienbildungspotential

Die Anwesenheit der Vorläufersubstanzen NO<sub>x</sub>, HC und CO begünstigt die Bildung von bodennahem Ozon, welches für Vegetationsschäden und toxikologische Auswirkungen verantwortlich gemacht wird. Hauptverantwortlich für die Oxidantienbildung sind insbesondere die Vorläuferemissionen aus der Kraftstoffbereitstellung und zu einem geringeren Anteil die Emissionen während des Fahrzeugbetriebes. Eine einschneidende Reduzierung der Oxidantienbelastung ist deshalb insbesondere über eine verbesserte Kraftstoffbereitstellung zu erzielen. Bild 6.11 zeigt, daß beide Leichtbaukarosserien in allen Szenarien signifikant besser als die konventionelle Stahlkarosserie abschneiden.

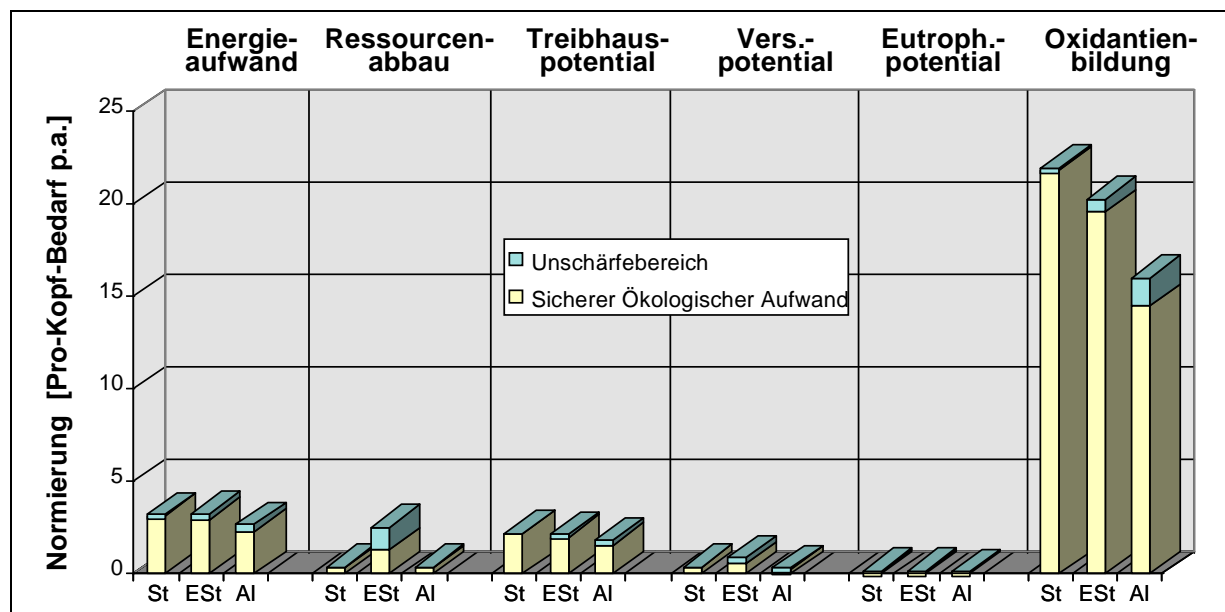


**Bild 6.11:** Photochemisches Oxidantienbildungspotential der Karosserievarianten

## 6.4 Auswertung

### 6.4.1 Normierung

Normiert man die Ergebnisse der Wirkungsbilanz auf die jährliche, weltweite Pro-Kopf-Inanspruchnahme der Umweltkategorien (Tabelle 3.4, Abschnitt 3.4.1), so zeigt sich, daß durch die Karosseriealternativen eine Oxidantienbildung verursacht wird, die um den Faktor 15 bis 22 mal so hoch ist, wie die auf die Welt bezogene durchschnittliche Inanspruchnahme. Energieverbrauch, Ressourcenabbau und Treibhauspotential sowie Versauerungspotential beanspruchen zwischen 0,3 und 3,2 mal soviel wie der „Durchschnittsweltbürger“. Für die Eutrophierung liegen die Faktoren in einem Bereich zwischen 0,10 und 0,15 und sind damit um mehr als eine Größenordnung kleiner als die Faktoren der Oxidantienbildung.



**Bild 6.12:** Normierung der Wirkungsbilanz auf die durchschnittliche Pro-Kopf-Inanspruchnahme p.a.

#### 6.4.2 Diskursive ökologische Bewertung

Mit Ausnahme des Ressourcenabbaus schneidet die Aluminiumkarosserie in allen Umweltkategorien besser ab als die Stahlvarianten. Dieses positive Ergebnis ist insbesondere auf die hohe Gewichtseinsparung von über 44 % gegenüber der konventionellen Stahlkarosserie zurückzuführen. Bei einer geringeren Ausschöpfung des Leichtbaupotentiales – beispielsweise aufgrund höherer Anforderungen an die Fahrzeugakustik [BLOEMHOF 99] – würde einerseits die Herstellungsphase durch zusätzliche ökologische Aufwendungen infolge des Materialmehraufwands belastet werden. Andererseits würde dieser negative Effekt durch geringere ökologische Einsparungen während der Nutzungsphase zusätzlich verstärkt werden. Die Vorteilhaftigkeit von Aluminium im Karosseriebereich gilt daher nur, sofern zum einen dessen Leichtbaupotentiale realisiert werden und zum anderen, wie beim untersuchten Fahrzeug, die Gewichtseinsparung in Abhängigkeit der verbrauchsrelevanten Fahrzeugparameter auch zu einem respektablen Minderverbrauch während der Fahrzeugnutzung führt. Eine Übertragung dieses Ergebnisses etwa auf die Fahrzeugkategorie des 3-Liter-Autos ist infolge des weitaus geringeren Minderverbrauchs dieser extrem effizienten Fahrzeuge (vgl. Abschnitt 4.2.1.9) sowie des i.d.R. auf 150 000 km verkürzten Nutzungsprofils nicht zulässig (vgl. hierzu [EBERLE 99/1]).

Zwischen der stahl- und edelstahlintensiven Karosserievariante läßt sich aus gesamtökologischer Sicht keine eindeutige Priorisierung vornehmen. Während die Edelstahlkarosserie in den Wirkungskategorien Treibhauspotential und photochemisches Oxidantienbildungspotential

Vorteile aufzeigt, schneidet die Stahlkarosserie beim Ressourcenabbau und Versauerungspotential besser ab. In den restlichen Umweltkategorien ergibt sich infolge statistischer Unschärfen keine stabile Rangfolge. Insbesondere beim Ressourcenabbau und Versauerungspotential zeigt die Edelstahlvariante jedoch ungleich höhere Umweltbelastungen als die anderen Varianten, die somit in Summe ein ausgewogeneres Ökopprofil abgeben. Während für den konventionellen Stahl bereits ein Werkstoffkreislauf existiert, müßte zudem für die Edelmetallkarossen, aus Gründen der Ressourcenschonung und der Versauerungsreduzierung, ein möglichst legierungsspezifischer Edelmetallkreislauf mit hohen Rückgewinnungsquoten der ressourcenkritischen Legierungsbestandteile Chrom, Nickel und Mangan aufgebaut werden. Der bisherige Aluminiumkreislauf der Restkarossen über den Shredderweg weist insbesondere hinsichtlich eines Hochwertrecyclings der Aluminiumknetlegierungen noch Verbesserungspotentiale auf.

## 6.5 Lebenszykluskostenrechnung

Eine Differenzkostenbetrachtung der Karosseriealternativen aus Kundensicht ist in Tabelle 6.5 wiedergegeben. Die weitaus höheren Mehrpreise beim Erwerb eines Fahrzeuges mit Edelmetallkarosserie werden durch die Einsparungen während der Fahrzeugnutzung und -verwertung nicht kompensiert. Infolge der großen Gewichtseinsparung fällt die Preiserhöhung des Aluminiumfahrzeugs moderat aus und kann über die Verbrauchseinsparungen insbesondere bei Eintreten der ökologisch motivierten Benzinpreisszenarien sowie durch den Verwertungserlös der Aluminiumkarosse kompensiert werden. Die Verwertungskosten bzw. -erlöse können aufgrund des langen Prognosezeitraums der Altfahrzeugverwertung nur grob abgeschätzt werden. Für die Stahlkarosserie ist bei Abzug der Aufwendungen für Logistik und Shredder vom Altmetallereis mit Kosten zwischen 127 und 190 DM zu rechnen, während die Edelmetall- bzw. die Aluminiumkarosserie unter Berücksichtigung der Demontagekosten der Hang-On-Parts aus Aluminium Erlöse zwischen 167 und 251 DM bzw. 113 bis 169 DM erwirtschaftet.

**Tabelle 6.5:** Differenzkosten der Leichtbaukarosserien gegenüber der Stahlkarosserie

	Stahl	Edelstahl	Aluminium
$\Delta K$ Herstellung [DM/Karosserie]	Referenz	[-4589; -3278]	[-2180; -1557]
$\Delta K$ Nutzung [DM/Karosserie]	Referenz	[+496; +1195]	[+1540; +3708]
$\Delta K$ Verwertung [DM/Karosserie]	Referenz	[+294; +441]	[+240; +359]
<b>Saldo gegenüber Referenz [DM/Karosserie]</b>	0	[-3799; -1642]	[-400; +2510]

Datenquellen: Herstellungsmehrpreise, BMW Group; Nutzungskosten, Benzinpreisszenarien aus Bild 5.1; Demontage- und Logistikkosten, BMW Group; Shredderkosten, [SEEBACH 96]; Ankaufpreise für Altmetalle, [EUWID 98];

## 7 GANZHEITLICHER VERGLEICH DER VERBRENNUNGSMOTORISCHEN ANTRIEBSALTERNATIVEN BENZIN, DIESEL, FLÜSSIGERDAS UND FLÜSSIGWASSERSTOFF

„Ich glaube, daß eines Tages Wasserstoff und Sauerstoff, aus denen sich Wasser zusammensetzt, allein oder zusammen verwendet eine unerschöpfliche Quelle von Wärme und Licht bilden werden.“ frei nach JULES VERNE, „Die geheimnisvolle Insel“, 1874 [VERNE 99];

Für den verbrennungsmotorischen Antrieb von Kraftfahrzeugen rückt die technische Realisierbarkeit dieser von JULES VERNE bereits 1874 geäußerten Vision zum Einsatz von Wasserstoff als Energieträger in greifbare Nähe, wie die Auflage einer Kleinserie von wasserstoffbetriebenen Fahrzeugen der BMW Group anlässlich der Weltausstellung EXPO 2000 zeigt [CLEAN-ENERGY 99]. Neben der technischen Umsetzbarkeit stellt sich aber insbesondere auch die Frage, ob Wasserstofffahrzeuge auch bei Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Aspekte, im Vergleich zu konventionell mit Benzin betriebenen Fahrzeugen, Vorteile bzw. zukünftige Potentiale aufweisen. Im Rahmen einer ganzheitlichen Bilanzierung werden daher die Energieträger Benzin, Diesel, Flüssigerdgas – als Wegbereiter für eine Wasserstoffwirtschaft – und Flüssigwasserstoff hinsichtlich ihrer ökologischen und ökonomischen Eignung für den verbrennungsmotorischen Betrieb von Kraftfahrzeugen untersucht. Insbesondere gilt es aufzuzeigen, ob der Wasserstoffantrieb das Potential zum Ausstieg aus der fossilen Energiewirtschaft haben wird und sich dadurch eine nachhaltige Entlastung der Umwelt erreichen läßt.

### 7.1 Bilanzierungsumfang und Systemgrenzen

Der Bilanzierungsumfang umfaßt die mit dem Betrieb der Fahrzeugalternativen *Benzin-, Diesel-, Flüssigerdgas- (LNG)* und *Flüssigwasserstoffantrieb (LH<sub>2</sub>)* in Zusammenhang stehenden Stoff- und Energieströme einschließlich der Aufwendungen zur Bereitstellung der jeweiligen Energieträger. Als funktionale Einheit wird die Bereitstellung einer Mobilitätsdienstleistung von 100 km in einem Kompaktfahrzeug der unteren Mittelklasse zugrundegelegt. Die Bilanzierung wird einerseits thematisch in die beiden Schwerpunkte „*Fahrzeugantrieb*“ und „*Energieträgerbereitstellung*“ unterteilt. Andererseits findet eine *Differenzierung* hinsichtlich des betrachteten *Zeithorizontes* statt. Zum einen sollen Szenarien des Fahrzeugantriebs und der Energieträgerbereitstellung gemäß des heutigen Stands der Technik beleuchtet werden, zum anderen gilt es aber auch Entwicklungsszenarien bezogen auf das Jahr 2010 aufzuzeigen.

Als Referenzfahrzeug dient ein 5-sitziges Kompaktfahrzeug mit konventionellem Benzinantrieb. Die Antriebsleistung des Referenzfahrzeuges in Höhe von etwa 75 kW ermöglicht eine Fahrzeughöchstgeschwindigkeit von mindestens 170 km/h und eine Beschleunigung des 1100 kg schweren Fahrzeuges von 80 bis 120 km/h im direkten Gang unterhalb 14 s. Die Tankvolumina der betrachteten Antriebsalternativen sind so ausgelegt, daß eine Mindestreichweite von ca. 500 km erreicht wird. Die Fahrzeuge sind aus Gründen einer objektiven Vergleichbarkeit ausschließlich als Monofuel-Fahrzeuge konzipiert und können daher die kraftstoffspezifischen Auslegungs- und Optimierungskriterien für den Fahrzeugantrieb in vollem Ausmaß einbringen.

Eine besondere Bedeutung bei der Bilanzierung von Antriebsalternativen kommt den *vorgelagerten Ketten der Kraftstoffbereitstellung* zu. Diese werden für die Kraftstoffe *Benzin*, *Diesel*, *Flüssigerdgas (LNG: Liquefied Natural Gas)* und *Flüssigwasserstoff (LH<sub>2</sub>: Liquefied Hydrogen)* untersucht. Gegenüber den konventionellen Benzin- und Dieselmotorkraftstoffbehältern erfolgt die Speicherung der Flüssiggaskraftstoffe LNG und LH<sub>2</sub> in *vakuumisolierten Kraftstoffbehältern*. Als Standort der Fahrzeugnutzung wird Deutschland zugrundegelegt, so daß die Kraftstoffbereitstellung, ausgehend von der Exploration der energetischen Ressourcen, alle Umwandlungsschritte sowie Transport- bzw. Distributionsaufwendungen bis zum Einsatz des Kraftstoffs im Fahrzeug in Deutschland umfaßt. Aufwendungen zur Herstellung der regenerativen Energieumwandlungsanlagen (Wasser-, Wind-, Solarthermiekraftanlagen) werden ebenso wie die Herstelleraufwendungen der abweichenden Fahrzeugkomponenten im Rahmen sogenannter *Screeningbilanzen* überschlägig erfaßt und, sofern sie keinen signifikanten Einfluß auf die Gesamtbilanz haben, vernachlässigt. Die Prozeßkettenmodellierung der Energieträgerbereitstellung erfolgt auf Basis der in einem gemeinsamen Projekt der BMW Group mit dem Institut für Kunststoffprüfung der Universität Stuttgart erhobenen Prozeßdaten.

Eine Aggregation der Sachbilanzdaten wird hinsichtlich der Kategorien *Energieaufwand*, *Ressourcenabbau*, *Treibhaus-*, *Versauerungs-*, *Eutrophierungs-* und *Oxidantienbildungspotential* vorgenommen. Neben der ökologischen Evaluierung des LNG- und LH<sub>2</sub>-Antriebs wird auch eine überschlägige Kostenbetrachtung vorgenommen. Die Daten hierfür [WOLF 99] wurden im Auftrag der BMW Group erhoben und finden in ähnlicher Form auch in dem industriellen Gemeinschaftsprojekt „*Verkehrswirtschaftliche Energiestrategie (VES)*“ Verwendung. Bei der Kostenabschätzung werden Steueraufwendungen im Bereich der Kraftstoffbereitstellung nicht erfaßt, um eine fiskalpolitisch neutrale Vergleichbarkeit der Energiekosten zu ermöglichen.



## 7.2 Sachbilanz

### 7.2.1 Entwicklungsstand der Erdgas- und Wasserstoffantriebstechnik für Pkw

Für die Bilanzierung des heutigen Standes der Technik wird der ottomotorische Antrieb des Kompaktfahrzeuges für den Betrieb mit Erdgas und Wasserstoff adaptiert. Die Verwendung von flüssigem Wasserstoff sieht dabei eine neue *Gemischbildungsanlage* und Modifikationen am *Zündsystem* sowie an den *Ladungswechselorganen* vor. Die Konditionierung und Zumesung des Wasserstoffes erfolgt über eine *sequentielle Gemischbildung*, bei der für jeden Zylinder Kraftstoffmenge und Einspritzzeitpunkt im gesamten Kennfeld frei programmierbar sind. Hierdurch können einerseits Ladungswechsel des Motors und Wasserstoffdosierung optimal aufeinander abgestimmt werden, andererseits verringert sich die wasserstofftypische Neigung zu *unkontrollierten Gemischzündungen* in der Sauganlage [STROBL 95].

Der Wasserstoff wird dabei – im Gegensatz zur stöchiometrischen Betriebsweise bei Benzin- und Erdgasantrieb – im gesamten Lastbereich mit *Luftüberschuß* verbrannt. Diese magere Gemischbildung begünstigt niedrige Verbrennungstemperaturen sowie daraus resultierende geringe  $\text{NO}_x$ -Rohemissionen. Aufgrund ihres im Vergleich zur stöchiometrischen Verbrennung geringeren Gemischheizwertes führt die magere Verbrennung zu einer Reduzierung der spezifischen Motorleistung auf etwa 60 % der Leistung bei Benzinantrieb. Dies läßt sich teilweise durch Auflademaßnahmen kompensieren. Eine stöchiometrische Gemischbildung wäre derzeit nur über die technisch äußerst anspruchsvolle innere Gemischbildung oder bei äußerer Gemischbildung mit Zusatzmaßnahmen wie Wassereinspritzung realisierbar [REISTER 92].

Erdgas und insbesondere Wasserstoff besitzen bei Umgebungstemperatur und -druck nur eine äußerst geringe volumetrische Energiedichte. Um eine marktseitig akzeptable Reichweite zu erzielen, findet bei den auf Erdgas und Wasserstoff ausgelegten Antriebsalternativen die Speicherung des Erdgases bzw. Wasserstoffes in *kryogener*, d.h. tiefkalter Form in flüssigem Zustand, bei -161 bzw. -253 °C in einem *vakuumsuperisolierten Tank* statt. Andere Speicherverfahren, wie z.B. die *Druckgas-* oder die *Metallhydridspeicherung* sind aufgrund ihrer geringen Energiespeicherdichten bzw. hoher Speichergewichte ungeeignet für den mobilen Einsatz. Auch die noch im Laborstadium befindliche Speicherung in *Graphitnanofasern* hat sich trotz anfänglich euphorischer Prognosen bisher als nicht zielführend erwiesen [WURSTER 97/1].

Bei der Bevorratung des tiefkalten Erdgases bzw. Wasserstoffes in dem doppelwandig ausgeführten vakuumsuperisolierten Kraftstoffbehälter wird der Wärmeeinfall aus der Umgebung auf weniger als 1 Watt reduziert. Der über einen Tankroboter automatisch zu befüllende Kryotank ist auf einen Betriebsdruck von maximal 4 bar ausgelegt. Bei Erreichen dieses Druckniveaus wird der gasförmige Kraftstoff über ein Ventil abgeführt. Die der Bilanzierung zugrundegelegte Nutzungsstruktur des Fahrzeuges sieht Fahrzeugstillstandszeiten von maximal 3 Tagen vor. Der sich hierbei aufbauende Tanküberdruck (Abdampftrate max. 2 % des Tankinhaltes pro Tag) liegt unterhalb des maximalen Betriebsdruckes und wird bei der Treibstoffentnahme während des Fahrzeugbetriebs abgebaut, so daß keine Stoffverluste auftreten [STROBL 95]. Bezüglich der Sicherheitsanforderungen wurde, gefördert durch das *Euro-Québec Hydro-Hydrogen Pilot Project (EQHHPP)* [BAHBOUT 98], eine Reihe von Worst-Case-Experimenten durchgeführt, in denen die Kryotanks hinsichtlich ihres Gefahrenpotentials bei unzulässigem Druckaufbau, mechanischer Beschädigung und Feuer untersucht wurden [HUSS 98]. Die Ergebnisse zeigen, daß Kryotanks mit Stahl- oder Aluminiuminnenbehälter und Stahlaußenbehälter bereits heute die gestellten Sicherheitsanforderungen erfüllen [PEHR 95; PEHR 96].

Auf tiefergehende Ausführungen zum Entwicklungsstand der Erdgas- und Wasserstofftechnik für Pkw sei an dieser Stelle verzichtet und auf die Literatur verwiesen. [BEUTLER 98; BMWPD 98; GÜNTER 94; HÄMMERL 95; INDRA 98; MAIER 97; SCHINDLER 97] beschäftigen sich mit dem Erdgaseinsatz in Kraftfahrzeugen, während [ALEXH<sub>2</sub> 99; BRAESS 96; CLEANENERGY 99; HUSS 97; HUSS 98; REISTER 92; SCHINDLER 97; STROBL 95; STROBL 97; TELTSCHIK 99; TÜV 98; WURSTER 97] technische Aspekte des Wasserstofffahrzeuges sowie Strategien zur Realisierung einer Wasserstoffwirtschaft beleuchten. Aktuelle Informationen rund um das Thema Wasserstoff und Brennstoffzelle sind ferner über das von der LUDWIG-BÖLKOW-SYSTEMTECHNIK ins Leben gerufenen HYWEB abrufbar (<http://www.HyWeb.de>).

## **7.2.2 Szenarien des Fahrzeugantriebs**

### **7.2.2.1 Verbrauchsszenarien der Antriebsalternativen**

Im Rahmen des Antriebsvergleiches werden verbrennungsmotorisch betriebene Fahrzeuge gegenübergestellt, die für die Kraftstoffe Benzin (Super bleifrei), Diesel, LNG und LH<sub>2</sub> ausgelegt sind. Die Benzin-, LNG- und LH<sub>2</sub>-Antriebe basieren auf dem Ottomotorprinzip. Die der Bilanzierung zugrunde liegenden Kraftstoffkennwerte sind in Tabelle 7.1 wiedergegeben. Für ener-

getische Betrachtungen im Bereich des Fahrzeugantriebes wird analog zur Prozeßkettenmodellierung der Kraftstoffbereitstellungsszenarien auf die Definition des *spezifischen unteren Heizwertes*  $H_u$  zurückgegriffen, da bei keinem der Verfahren eine Rückgewinnung der bei der Verbrennung freigesetzten Kondensationswärme des Wasserdampfes möglich ist.

**Table 7.1:** Verbrauchs- und Reichweitenbestimmung der Fahrzeugalternativen

VERBRAUCHSDATEN DER ANTRIEBSALTERNATIVEN	BENZIN	DIESEL	LNG BRD	LNG (ALG.)	LH <sub>2</sub>
<b>KRAFTSTOFFKENNWERTE</b>					
Kraftstoffdichte $\rho$ [kg/l]	0,765 <sup>1)</sup>	0,835 <sup>1)</sup>	0,432 <sup>2)</sup>	0,464 <sup>2)</sup>	0,071 <sup>3)</sup>
Heizwert $H_u$ [MJ/kg]	43,0 <sup>1)</sup>	42,7 <sup>1)</sup>	49,559 <sup>1)</sup>	48,631 <sup>1)</sup>	120,0 <sup>1)</sup>
CO <sub>2</sub> -Faktor [kg CO <sub>2</sub> /kg Kraftst.]	3,09 <sup>4)</sup>	3,16 <sup>4)</sup>	2,78 <sup>5)</sup>	2,81 <sup>5)</sup>	0
SO <sub>2</sub> -Faktor heute <sup>6)</sup> [g SO <sub>2</sub> /kg Krst.]	0,300	0,700	0	0	0
SO <sub>2</sub> -Faktor 2010 <sup>6)</sup> [g SO <sub>2</sub> /kg Krst.]	0,020	0,006	0	0	0
<b>FAHRZEUGGEWICHTE</b>					
Fahrzeuggewicht heute <sup>7)</sup> [kg]	1100	1140	1160		1230
Fahrzeuggewicht 2010 <sup>7)</sup> [kg]	1100	1140	1130		1170
<b>GEMITTELTE WIRKUNGSGRADWERTE IM NEFZ</b>					
Ø Wirkungsgrad <sub>NEFZ</sub> heute <sup>8)</sup> [%]	18	24	19		24
Ø Wirkungsgrad <sub>NEFZ</sub> 2010 <sup>8)</sup> [%]	24	27	25		27
<b>KRAFTSTOFFVERBRÄUCHE IM NEFZ</b>					
Kraftstoffverbrauch 1100 kg Fahrzeug heute [kg/100 km <sub>NEFZ</sub> ]	6,043 (7,90 l)	4,559 (5,46 l)	4,968 (11,5 l)	5,062 (10,91 l)	1,625 (22,89 l)
Kraftstoffverbrauch 1100 kg Fahrzeug 2010 [kg/100 km <sub>NEFZ</sub> ]	4,513 (5,90 l)	4,058 (4,86 l)	3,775 (8,74 l)	3,847 (8,29 l)	1,444 (20,34 l)
Gewichtsbed. Mehrverbr. heute [kg <sub>Kraftstoff</sub> /(100 kg · 100 km)]	0,33 (0,43 l)	0,24 (0,29 l)	0,27 (0,63 l)	0,28 (0,60 l)	0,089 (1,25 l)
Gewichtsbed. Mehrverbr. 2010 [kg <sub>Kraftstoff</sub> /(100 kg · 100 km)]	0,25 (0,32 l)	0,22 (0,26 l)	0,21 (0,49 l)	0,21 (0,45 l)	0,079 (1,11 l)
Kraftstoffverbrauch inkl. Mehrgewicht heute [kg/100 km <sub>NEFZ</sub> ]	6,043 (7,90 l)	4,659 (5,58 l)	5,130 (11,88 l)	5,230 (11,27 l)	1,740 (24,50 l)
Kraftstoffverbrauch inkl. Mehrgewicht 2010 [kg/100 km <sub>NEFZ</sub> ]	4,513 (5,90 l)	4,142 (4,96 l)	3,838 (8,88 l)	3,910 (8,43 l)	1,499 (21,11 l)
<b>KRAFTSTOFFSPEICHERMENGEN UND FAHRZEUGREICHWEITEN</b>					
Fassungsvermögen Tank <sup>7)</sup> [l]	55	55	57		114
Fassungsvermögen Tank <sup>7)</sup> [kg]	42	46	25	27	8
Tanksystemgewicht leer heute <sup>7)</sup> [kg]	15	15	75		145
Tanksystemgewicht leer 2010 <sup>7)</sup> [kg]	15	15	45		85
Fahrzeurreichweite heute [km]	700	990	480	510	470
Fahrzeurreichweite 2010 [km]	930	1110	640	680	540

<sup>1)</sup> Basieren auf der Bilanzierungsdatenbank GABI 3.0 des IKP Stuttgart [IKP 99/1; IKP 99/2]

<sup>2)</sup> Basierend auf [BAUER 96]

<sup>3)</sup> Mit einer Dichte von 0,071 kg/l weist LH<sub>2</sub> nur 1/800 des Volumens von GH<sub>2</sub> auf [WAGNER 96]

<sup>4)</sup> Basierend auf den „Technischen Daten Pkw-Modelle Modelljahr 1998“ [OFD 97]

<sup>5)</sup> Berechnungen auf Basis der stöchiometrischen Verbrennungsrechnung mit dem Programm ERDGAS

<sup>6)</sup> Schwefelgehalt Benzin 150 (heute) bzw. 10 ppm (2010); Diesel 350 (heute) bzw. 30 ppm (2010)

<sup>7)</sup> Fahrzeuggewichte und Kraftstofftankinhalte auf Basis von Forschungsfahrzeugen der BMW Group

<sup>8)</sup> Wirkungsgradabschätzungen gemäß Verbrauchsszenarien der BMW Group [GEIER 99]

Die Szenarien der verschiedenen Fahrzeugantriebe leiten sich von dem eingangs beschriebenen Benzin-Referenzfahrzeug mit einem Fahrzeuggewicht von 1100 kg ab. Die Bezugsgröße des heutigen Kraftstoffverbrauches des Benzinfahrzeuges in Höhe von 7,9 l/100 km<sub>NEFZ</sub> ist dabei so gewählt, daß sich über die zu erwartende Wirkungsgradverbesserung bis zum Zeithorizont 2010 ein Verbrauch von 5,9 l/100 km<sub>NEFZ</sub>, entsprechend der ACEA-Zusage eines CO<sub>2</sub>-Ausstosses von 140 g CO<sub>2</sub>/km, erreichen läßt. Das Fahrzeuggewicht wird ebenso wie alle anderen fahrwiderstandsbeeinflussenden Parameter als über die Zeit konstant angenommen, um antriebsunabhängige Verbrauchseinflüsse auszublenden. Die über den NEFZ gemittelte Bedarfsleistung an den Antriebsrädern errechnet sich nach Gl. 7.1 aus dem Produkt von *absolutem Kraftstoffverbrauch*  $V$ , *Kraftstoffdichte*  $\rho$ , *gemittelter Fahrzyklusgeschwindigkeit*  $v$  (33,5 km/h bzw. 9,31 m/s im NEFZ), *Antriebswirkungsgrad*  $\eta_{NEFZ}$  und *unterem Heizwert*  $H_u$  zu 4,35 kW (vgl. hierzu „Grundlagen der Kraftstoffverbrauchsberechnung“ in Abschnitt 4.2.1.1).

$$P_{Bed} = V \cdot \rho_{Kraftstoff} \cdot v \cdot \eta_{NEFZ} \cdot H_u = 7,9 \text{ l/100 km} \cdot 0,765 \text{ kg/l} \cdot 9,31 \cdot \text{ m/s} \cdot 0,18 \cdot 43 \text{ MWh/kg} = 4,35 \text{ kW} \quad \underline{\text{Gl. 7.1}}$$

Auf Basis der von der BMW Group [GEIER 99] ermittelten Werte für heute bestenfalls (Best Available Technology) zu erzielende gemittelte Wirkungsgrade im NEFZ sowie der auf einen Zeitraum ab 2010 bezogenen Wirkungsgradabschätzungen (Tabelle 7.1) lassen sich nach Gl. 7.2 die Kraftstoffverbräuche der betrachteten Antriebsalternativen unter der Prämisse unveränderter Fahrwiderstände und folglich eines unveränderten Fahrzeuggewichtes berechnen.

$$\text{Kraftstoffverbrauch} \quad V = \frac{P_{Bed}}{\rho_{Kraftstoff} \cdot v \cdot \eta_{NEFZ} \cdot H_u} \quad [\text{l/100 km}] \quad \underline{\text{Gl. 7.2}}$$

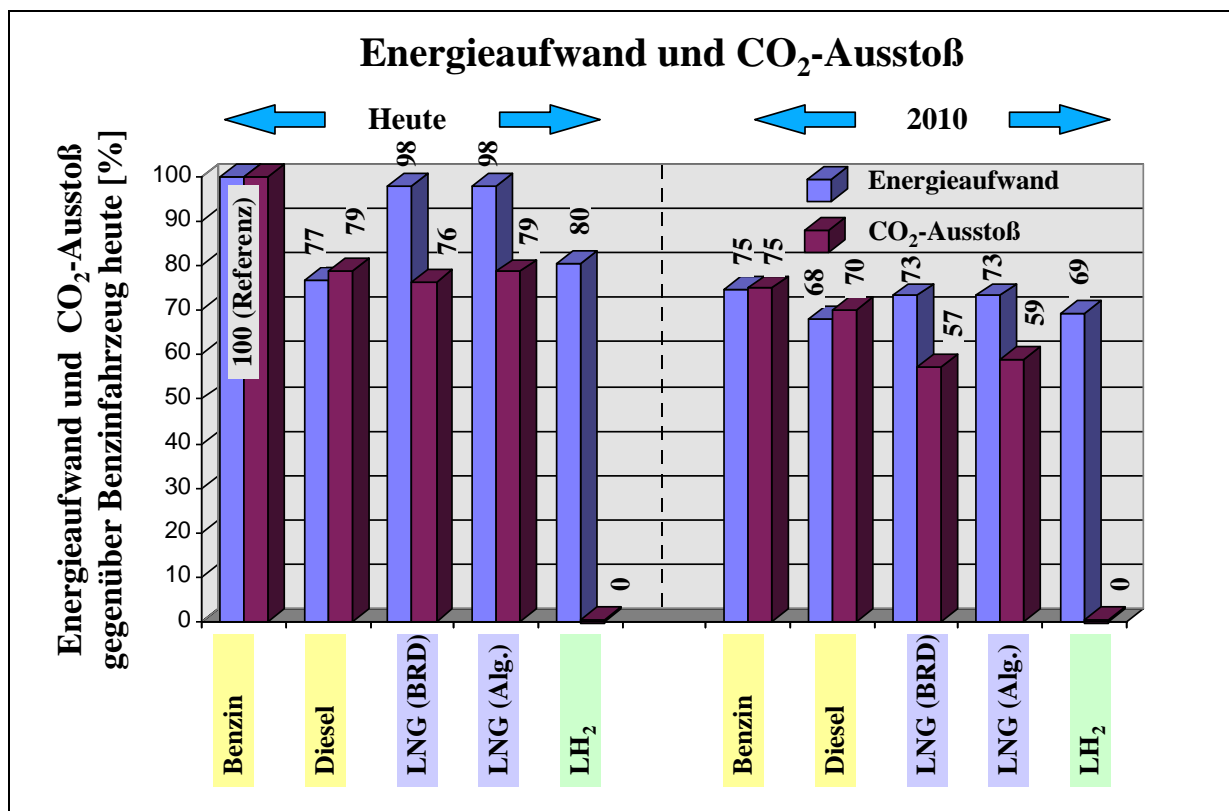
Zur Erzielung der ab 2010 angestrebten Wirkungsgradwerte sind seitens des Benzinmotors Verbrauchseinsparungskonzepte wie Benzindirekteinspritzung, vollvariabler Ventiltrieb, Aufladung und Motordownsizing angedacht [APPEL 98]. Beim Dieselantrieb werden u.a. Optimierungen der Hochdruckdirekteinspritzung und Abgasturboaufladung mit variabler Turbinengeometrie für weitere Verbrauchsreduktionen sorgen. Der LNG-Antrieb bietet neben Aufladung in Verbindung mit Motordownsizing, tiefkalter Direkteinspritzung, Ansaugluftvorkühlung, Minimierung der Reibungs- und Ladungswechselverluste sowie bei Applikation einer vollvariablen Ventilsteuerung ein höheres Einsparungspotential als der Benzinantrieb. Zusätzlich bietet LNG aufgrund der hohen Klopffestigkeit des Methans das Potential einer Verdichtungssteigerung und einer damit verbundenen Effizienzerhöhung [BEUTLER 98; INDRA 98].

Beim LH<sub>2</sub>-Antrieb kann ebenfalls das Prinzip des vollvariablen Ventiltriebes zur Anwendung kommen. Durch Ansaugluftvorkühlung und Aufladeverfahren läßt sich zudem die spezifische Leistung des Motors erhöhen. Ein weiteres Verbrauchseinsparungspotential liegt in der Realisierung kryogener Direkteinspritzungsverfahren, bei denen der tiefkalte flüssige Wasserstoff direkt in den Motorbrennraum eingegeben wird. Insgesamt lassen sich dadurch mit dem Dieselantrieb vergleichbare Wirkungsgradwerte erreichen.

Vergleicht man die fahrzeugtechnischen Ausführungen der Antriebssysteme, so zeigt sich beim Dieselfahrzeug, aufgrund der thermodynamischen Notwendigkeiten des Dieselmotors, ein um ca. 40 kg höheres Gewicht als beim Benzinfahrzeug. Die hierdurch zu erwartende Erhöhung des energetischen Herstellungsaufwandes liegt bezogen auf den Nutzungsenergieaufwand des Referenzfahrzeuges (ca. 608 GJ bei 200 000 km) unterhalb 1 % und wird im Rahmen dieser Bilanz nicht betrachtet. Gegenüber dem Benzin-Referenzfahrzeug unterscheiden sich die LNG- und LH<sub>2</sub>-Fahrzeuge im wesentlichen durch den überwiegend in Edelstahl ausgeführten systembedingten Kryotank und weisen deshalb zum heutigen Zeitpunkt ein um 60 (LNG) bzw. 130 kg (LH<sub>2</sub>) höheres Gesamtfahrzeuggewicht auf als die Benzinvariante (Tabelle 7.1). Zukünftig wird sich durch den Einsatz von aramidfaserverstärkten Kunststoffen und Aluminium bei der Herstellung der Kryotanks das Mehrgewicht auf 30 (LNG) bzw. 70 kg (LH<sub>2</sub>) gegenüber dem Benzinfahrzeug reduzieren lassen. Die auf den Nutzungsenergieaufwand des Referenzfahrzeuges bezogenen energetischen Herstellungsaufwendungen liegen im Falle des heutigen LH<sub>2</sub>-Kryotanks unterhalb 2 % und werden vernachlässigt. Unterschiede in den Gemischaufbereitungsanlagen sowie bei den Abgasnachbehandlungssystemen beeinflussen die Gesamtbilanz, insbesondere auch die Gewichtsbilanz, nur marginal und werden nicht weiter berücksichtigt.

Durch die antriebsbedingten Mehrgewichte der Fahrzeugalternativen erhöht sich der Kraftstoffverbrauch gegenüber dem Basisfahrzeug mit 1100 kg Fahrzeuggewicht. Die Höhe des gewichtsbedingten Mehrverbrauchs (Tabelle 7.1) wird auf Basis des theoretisch maximalen Mehrverbrauchs abgeschätzt (vgl. Abschnitte 4.2.1.7 und 4.2.1.9). Hierbei wird angenommen, daß der reale Mehrverbrauch 60 % – bezogen auf den theoretisch maximalen Mehrverbrauch – beträgt ( $C_{\text{real}} = 0,6 \cdot C_{\text{max}}$ ). Die sich inklusive des antriebsbedingten Mehrgewichtes ergebenden Kraftstoffverbräuche werden für die Definition der Verbrauchsszenarien herangezogen und sind ebenso wie die zugehörigen Fahrzeugreichweiten in Tabelle 7.1 dargestellt.

Bild 7.1 zeigt eine graphische Darstellung der fahrzeugseitigen Kraftstoffverbräuche und CO<sub>2</sub>-Emissionen gegenüber dem heutigen Benzinreferenzfahrzeug. Bezüglich des Energiebedarfs zeigen sowohl der Benzinantrieb- und der LNG-Antrieb als auch der Diesel- und LH<sub>2</sub>-Antrieb ein ähnliches Verhalten auf. Während sich der Verbrauch des Benzin- bzw. LNG-Fahrzeuges von heute 100 bzw. 98 % bis zum Jahr 2010 auf ca. 75 bzw. 73 % des heutigen Benzinfahrzeuges reduzieren läßt, kann der Kraftstoffverbrauch des Diesel- bzw. LH<sub>2</sub>-Fahrzeuges von heute etwa 77 bzw. 80 % auf zukünftig 68 bzw. 69 % gesenkt werden. Einen anderen Sachverhalt zeigen die fahrzeugseitigen CO<sub>2</sub>-Emissionen auf. Hier zeigt insbesondere das wesentlich kohlenstoffärmere LNG Vorteile gegenüber Benzin- aber auch Dieselantrieben. Je nach Provenienz und damit Zusammensetzung des Erdgaskraftstoffes zeigt LNG ein um ca. 20 (LNG Algerien) bis 22 % (LNG BRD) günstigeres heizwertbezogenes CO<sub>2</sub>-Emissionsverhalten als Benzin auf. Unter dem Fokus einer möglichst geringen CO<sub>2</sub>-Emission weist bei alleiniger Betrachtung der Fahrzeugemissionen der kohlenstofffreie Kraftstoff Wasserstoff ein Idealverhalten auf. Gegenüber der CO<sub>2</sub>-Emission des Benzin- bzw. LNG-Fahrzeuges, die sich von heute 100 bzw. 76 (LNG BRD) und 79 % (LNG Algerien) auf zukünftig etwa 75 bzw. 57 (LNG BRD) und 59 % (LNG Algerien) reduzieren läßt, kann das Dieselfahrzeug sein Emissionsniveau von heute 79 auf zukünftig 70 % verbessern. Das Wasserstofffahrzeug ist schon heute CO<sub>2</sub>-emissionsfrei.



**Bild 7.1:** Fahrzeugseitiger Energieaufwand und CO<sub>2</sub>-Ausstoß (bezogen auf heutiges Referenzfahrzeug)

### 7.2.2.2 Emissionsszenarien der Antriebsalternativen

Auf Seiten der Abgasnachbehandlung sind zur Erreichung der in Tabelle 7.2 angegebenen Emissionsgrenzwerte sowohl die Benzin- als auch die LNG-Fahrzeuge mit einem geregelten Dreiwegekatalysator ausgestattet. Während der Benzinantrieb heute den Emissionsstandard EU3 und zukünftig EU4 (eventuell über beheizbare Startkatalysatoren) erreichen wird, können mit einem Erdgasfahrzeug u.a. aufgrund seiner durch den gasförmigen Zustand geförderten guten Gemischbildung, bereits heute EU4-Emissionen unterschritten sowie zukünftig der EEV Standard (Enhanced Environmentally Vehicle) erreicht werden [HECK 99]. Aufgrund der kompakten Molekülbauweise ist Methan reaktionsträge, so daß Erdgasfahrzeuge mit speziellen, für Methan geeigneten, Katalysatoren ausgerüstet werden müssen [BEUTLER 98].

Der Wasserstoffantrieb weist bereits auf Seiten der Rohemissionen ein sehr geringes Emissionsniveau auf. Es treten schon heute neben Wasserdampf im wesentlichen nur noch  $\text{NO}_x$ -Emissionen unterhalb der EU3-Grenzwerte auf. Geringste HC-Emissionen aus dem Motoröl des  $\text{LH}_2$ -Antriebs liegen unterhalb der Nachweisgrenze [SCHUEERS 99]. Zukünftig wird der Wasserstoffantrieb zumindest  $\text{NO}_x$ -Emissionen unterhalb der EU4-Grenzwerte einhalten. Das technische Reduktionspotential der  $\text{NO}_x$ -Emissionen liegt beim  $\text{LH}_2$ -Antrieb ebenfalls auf EEV-Niveau [GEIER 00]. Inwiefern dies alleinig durch motorische Maßnahmen möglich sein wird oder ob hierzu ein Speicherkatalysator (Speichermedium Bariumoxid bzw. -carbonat) notwendig sein wird, kann derzeit noch nicht mit Sicherheit vorausgesagt werden [PREIS 99].

Beim Dieselantrieb wird angenommen, daß heute EU3- und bezogen auf den Zeithorizont 2010 EU4-Standards eingehalten werden. Zur Reduzierung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen wird der Dieselantrieb zukünftig neben dem Oxidationskatalysator auch noch einen  $\text{DeNO}_x$ - bzw.  $\text{NO}_x$ -Speicherkatalysator benötigen. Eine Besonderheit bei der Sachbilanzierung der Dieselemissionen stellt der Summengrenzwert für HC- und  $\text{NO}_x$ -Emissionen innerhalb des EU3- bzw. EU4-Standards dar. Für die Bilanzierung der Dieselantriebsemissionen wird unterstellt, daß sich der Summenwert zu 0,06 (EU3) bzw. 0,05 g/km (EU4) auf die HC- und zu 0,5 (EU3) bzw. 0,25 g/km (EU4) auf die  $\text{NO}_x$ -Emissionen aufteilt. Die beim Dieselantrieb zusätzlich auftretenden Partikelemissionen sowie gesetzlich nichtlimitierte Abgasemissionen wie Benzol, Aldehyde oder polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) können insbesondere die Umweltkategorie der Toxizität beeinflussen (vgl. Abschnitt 3.3.8). Mangels detaillierter Abschätzungen zur heutigen und zukünftigen Höhe dieser Emissionen unterbleibt jedoch ein Ausweis des Toxizitätspotentiales innerhalb dieses Antriebsvergleiches.

Die bisher betrachteten Emissionen sind vom absoluten Kraftstoffverbrauchsniveau der Fahrzeuge näherungsweise unabhängig. Daneben treten beim Fahrzeugbetrieb noch verbrauchsabhängige CO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen auf (Tabelle 7.2). Die der Bilanz zugrunde liegenden CO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Faktoren sind in Tabelle 7.1 angegeben. Die Höhe der SO<sub>2</sub>-Emissionen hängt vom Schwefelgehalt des Kraftstoffes ab. Für heutigen Ottokraftstoff (Super Benzin) wird ein Schwefelgehalt von 150 ppm und zukünftig 10 ppm, für heutigen Diesekraftstoff 350 ppm und zukünftig 30 ppm angenommen. Im Vergleich zu den SO<sub>2</sub>-Emissionen der Kraftstoffbereitstellung zeigt jedoch der SO<sub>2</sub>-Ausstoß des Fahrzeugbetriebes eine untergeordnete Bedeutung.

**Tabelle 7.2:** Emissionen während der Fahrzeugnutzung

FAHRZEUG	Emissions-Standard	CO	HC	NO <sub>x</sub>	NMHC	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub> <sup>(6)</sup>	SO <sub>2</sub> <sup>(6)</sup>
		alle Emissionen in [g/100 km <sub>NEFZ</sub> ]						
<b>BENZIN heute</b>	EU3 <sup>(1)</sup>	230	20	15	--	--	18 700	1,8130
<b>BENZIN 2010</b>	EU4 <sup>(1)</sup>	100	10	8	--	--	14 000	0,0903
<b>DIESEL heute</b>	EU3 <sup>(1,5)</sup>	64	6 <sup>(3)</sup>	50 <sup>(3)</sup>	--	--	14 720	3,2600
<b>DIESEL 2010</b>	EU4 <sup>(1,5)</sup>	50	5 <sup>(4)</sup>	25 <sup>(4)</sup>	--	--	13 100	0,2485
<b>LNG(BRD) heute</b>	EU4 <sup>(1)</sup>	100	10	8	--	--	14 260	0
<b>LNG (BRD) 2010</b>	EEV <sup>(1)</sup>	--	--	4	1,5	30	10 670	0
<b>LNG(Alg.) heute</b>	EU4 <sup>(1)</sup>	100	10	8	--	--	14 700	0
<b>LNG (Alg.) 2010</b>	EEV <sup>(1)</sup>	--	--	4	1,5	30	10 990	0
<b>LH<sub>2</sub> heute</b>	0/0/EU3 <sup>(2)</sup>	0	0	15	--	--	0	0
<b>LH<sub>2</sub> 2010</b>	0/0/EU4 <sup>(2)</sup>	0	0	8	--	--	0	0

<sup>(1)</sup> Abschätzung nach [HECK 99]

<sup>(2)</sup> Abschätzung nach [SCHUEERS 99]

<sup>(3)</sup> Verteilungsannahme der HC & NO<sub>x</sub>-Summenemission EU3: (0,06 g/km HC; 0,5 g/km NO<sub>x</sub>)

<sup>(4)</sup> Verteilungsannahme der HC & NO<sub>x</sub>-Summenemission EU4: (0,05 g/km HC; 0,25 g/km NO<sub>x</sub>)

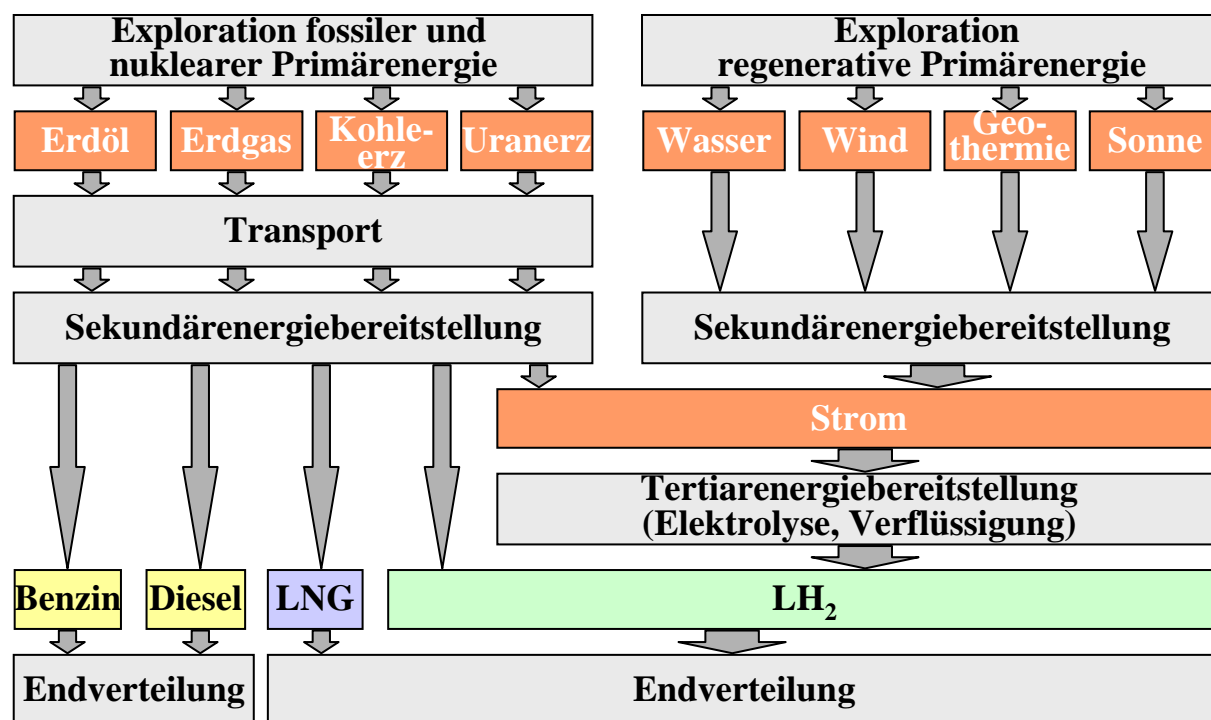
<sup>(5)</sup> Partikelemissionen Diesel EU3: 0,05 g/km; EU4: 0,025 g/km

<sup>(6)</sup> Basierend auf CO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Faktoren aus Tabelle 7.1

### 7.2.3 Szenarien der Energieträgerbereitstellung

Die Vorteilhaftigkeit eines Fahrzeugantriebes hängt nicht nur von der Verbrauchs- und Emissionsbilanz des Antriebes sondern insbesondere auch von den vorgelagerten Ketten der Energieträgerbereitstellung ab. Gegenüber den fossilen Kraftstoffen Benzin, Diesel und LNG (außer LNG aus Biomasse) bietet der Kraftstoff LH<sub>2</sub> das Potential aus regenerativer Primärenergie erzeugt zu werden (Bild 7.2). Hierbei wird elektrischer Strom aus Wind-, Wasser-, Geothermie- oder Solarkraft zur Wasserelektrolyse mit anschließender Verflüssigung genutzt. Bei Transport und Endverteilung zeigen sowohl die Benzin- und Diesekraftstoffe als auch die flüssigen Kraftstoffe LNG und LH<sub>2</sub> weitgehende Infrastrukturanalogien auf. Im folgenden werden für die Kraftstoffe Benzin, Diesel, LNG und LH<sub>2</sub> verschiedene Bereitstellungsszenarien aufgezeigt.

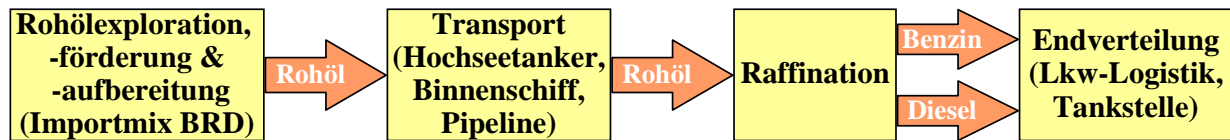




**Bild 7.2:** Bereitstellungsschema für die Kraftstoffe Benzin, Diesel, LNG und LH<sub>2</sub>

### 7.2.3.1 Konventioneller Benzin- und Dieselkraftstoff

Die Prozeßkette der Benzin- und Dieselbereitstellung umfaßt die Exploration, Förderung, Aufbereitung und Verteilung des Erdöls bis zum Raffineriestandort und die Endverteilung der Kraftstoffe (Bild 7.3). Das Erdöl aus den verschiedenen Förderländern wird per Tanker nach Deutschland transportiert. Dort wird es über Pipelines zu den Raffineriestandorten gepumpt und weiterverarbeitet. Die wesentlichen Herkunftsländer für den deutschen Erdölmix sind die GUS-Staaten, Großbritannien, Norwegen, Libyen und Saudi Arabien [GABI 99/1]. Die zentralen Prozesse der Benzin- bzw. Dieselbereitstellung, die Erdölexploration und -förderung sowie die Raffination des gewonnenen Rohöls sind in [Anhang A 5.1.1](#) und [A 5.1.2](#) beschrieben. Im Rahmen dieser Bilanzierung wird bei der Benzin- und Dieselbereitstellung mit den vom IKP erhobenen Sachbilanzdaten gerechnet [IKP 99/1]. Für bleifreies Superbenzin bzw. Diesel errechnen sich hieraus Bereitstellungswirkungsgrade für die BRD von 85,5 bzw. 87,2 %, bezogen auf den jeweiligen unteren Heizwert des Kraftstoffes. Es wird davon ausgegangen, daß sich bis 2010 keine wesentlichen Änderungen in der Bereitstellung ergeben. Inwiefern erhöhte Refinationsaufwendungen zur Bereitstellung schwefelarmer Kraftstoffe [NIERHAUVE 99] durch effizientere Förderungs- und Transportprozesse kompensiert werden, kann im Rahmen dieser Bilanz nicht abgeschätzt werden und sollte Gegenstand weitergehender Untersuchungen sein.



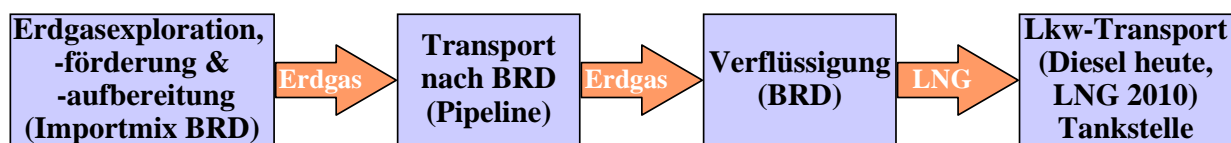
**Bild 7.3:** Prozesskette der Benzin- und Dieselbereitstellung

### 7.2.3.2 Flüssigerdgas (LNG)

Für die Bereitstellung von LNG wird einerseits ein Energiepfad aufgezeigt, bei dem Erdgas aus dem Importmix Deutschland zentral in der BRD verflüssigt und über LNG-Lkw verteilt wird. Andererseits wird der Energiepfad eines Direktimportes dargestellt, bei dem bereits im Gewinnungsland Algerien Erdgas verflüssigt, mittels LNG-Tanker nach Deutschland transportiert und ebenfalls über Lkw zur LNG-Tankstelle verteilt wird. Insgesamt wird im Rahmen dieser Bilanzierung davon ausgegangen, daß sich sowohl durch LNG- als auch durch LH<sub>2</sub>-Antriebe je 5 % der Benzin- und Dieselneufahrzeuge bis zum Jahr 2010 substituieren lassen. Hieraus leiten sich Vorgaben bezüglich der kapazitiven Auslegung der Kraftstoffbereitstellungs-Prozeßanlagen ab.

#### *LNG via Erdgasimportmix BRD heute*

Als Energieträger für das Bereitstellungsszenario „LNG via Erdgasimportmix BRD heute“ dient das aus den Förderländern GUS-Staaten, Niederlande, Deutschland, Norwegen, Frankreich, Dänemark und Großbritannien über Pipelines bezogene Erdgas (Bild 7.4). Der Mix (Prozeßbeschreibung in Anhang A 5.2.1) umfaßt die Exploration, Förderung, Aufbereitung und die Verteilung bis zum Endabnehmer inklusive der Verluste durch Bohrungstests, Leckagen und Abfackeln (Explosionsschutz). Der energetische Bereitstellungswirkungsgrad der Erdgasförderung ergibt sich inklusive des Pipelinetransports nach Deutschland zu 95,4 %. In Deutschland wird das Erdgas einem zentralen Verflüssiger (Anhang A 5.2.3) zugeführt. Dieser arbeitet mit einem mechanischen Wirkungsgrad von 97 % und bezieht seine Antriebsenergie aus einem Erdgaskraftwerk (Anhang A 5.2.4), das als kombiniertes GuD-Kraftwerk ausgeführt ist ( $\eta_{\text{heute}} 50 \%$ ). Die Verteilung des LNG erfolgt zum heutigen Zeitpunkt über einen konventionell mit Diesel betriebenen LNG-Tanklastkraftwagen (Anhang A 5.2.6) über eine mittlere Entfernung von 300 km (einfach) bis zur LNG-Tankstelle (Anhang A 5.2.7). Das durch den Wärmeeintrag verdampfende LNG wird durch einen Druckanstieg ausgeglichen, so daß keine stofflichen Verluste beim Lkw-Transport auftreten. Be- und Entladeverluste sind gemäß [BAUER 96] vernachlässigbar. Insgesamt ergibt sich für LNG frei Abnehmer Tankstelle Deutschland ein energetischer Bereitstellungswirkungsgrad in Höhe von 88,8 %.



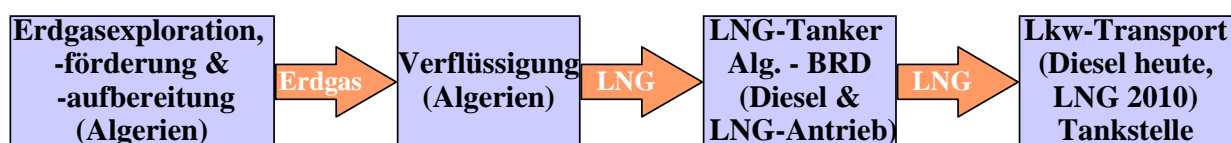
**Bild 7.4:** Prozesskette der LNG-Bereitstellung via Erdgasimportmix BRD (heute und 2010)

#### **LNG via Erdgasimportmix BRD 2010**

Gegenüber dem Szenario „LNG via Erdgasimportmix BRD heute“ (Bild 7.4) wird für das zukünftige Szenario eine Erhöhung des Verflüssigungswirkungsgrades von 97 auf 97,8 % (Anhang A 5.2.3) sowie eine Steigerung des GuD-Kraftwerkwirkungsgrades von 50 auf 60 % (Anhang A 5.2.4) angenommen. Die Verteilung des LNG erfolgt zukünftig über einen mit LNG betriebenen LNG-Lastzug (Anhang A 5.2.6), der das im Tank verdampfende LNG nutzt. Der zukünftig zu erwartende Bereitstellungswirkungsgrad für LNG, frei Abnehmer Tankstelle Deutschland, beträgt bei diesem Szenario insgesamt 90,7 %.

#### **LNG via LNG-Import Algerien heute**

Als Energieträger für das Bereitstellungsszenario „LNG via LNG-Import Algerien heute“ dient das aus dem Förderland Algerien gewonnene Erdgas (Anhang 5.2.2) mit einem Bereitstellungswirkungsgrad von 96,5 % (Bild 7.5). Das algerische Erdgas wird zentral vor Ort verflüssigt ( $\eta_{el}$  97 %; Anhang A 5.2.3). Der elektrisch betriebene Verflüssiger bezieht seine Antriebsenergie wiederum aus einem GuD-Erdgaskraftwerk ( $\eta_{heute}$  50 %; Anhang A 5.2.4). Anschließend wird das LNG mit einem 125 000 m<sup>3</sup>-Tanker über eine Entfernung von 3500 km (einfach) zum Verladehafen (Wilhelmshaven) nach Deutschland transportiert. Der über eine Dampfturbine angetriebene Hochseetanker wird sowohl mit schwerem Dieselöl als auch mit dem durch den Wärmeeintrag verdampfenden LNG (Boil-Off) angetrieben ( $\eta_{Turbine}$  30 % [ENGESSER 86]; Boil-Off 0,15 %/d; 20,8 % Diesel-, 79,2 % Erdgasbetrieb Anhang A 5.2.5). Die Verteilung des LNG zur LNG-Tankstelle (Anhang A 5.2.7) erfolgt über eine mittlere Entfernung von 500 km (einfach) über den konventionell mit Diesel betriebenen LNG-Tanklastkraftwagen (Anhang A 5.2.6). Über die gesamte Bereitstellungskette für heutiges LNG aus Algerien ergibt sich ein primärenergetischer Wirkungsgrad von 87,6 %.



**Bild 7.5:** Prozesskette der LNG-Bereitstellung via LNG Algerien (heute und 2010)

### ***LNG via LNG-Import Algerien 2010***

Gegenüber dem Szenario „LNG via LNG-Import Algerien heute“ (Bild 7.5) erhöht sich beim Zukunftsszenario wiederum der Verflüssigungswirkungsgrad von 97 auf 97,8 % (Anhang A 5.2.3) sowie der GuD-Kraftwerkwirkungsgrad von 50 auf 60 % (Anhang A 5.2.4). Der Hochseetransport erfolgt zukünftig mit einem 200 000 m<sup>3</sup>-Tanker der sowohl mit schwerem Dieselöl als auch mit verdampftem LNG betrieben wird ( $\eta_{\text{Turbine}}$  33 %; Boil-Off 0,10 %/d; 24,1 % Diesel-, 75,9 % Erdgasbetrieb, Anhang A 5.2.5). Die Verteilung des LNG basiert 2010 auf einem LNG-betriebenen Lkw (Anhang A 5.2.6). Der gesamte primärenergetische Bereitstellungswirkungsgrad ergibt sich 2010 für LNG aus Algerien zu 89,8 %.

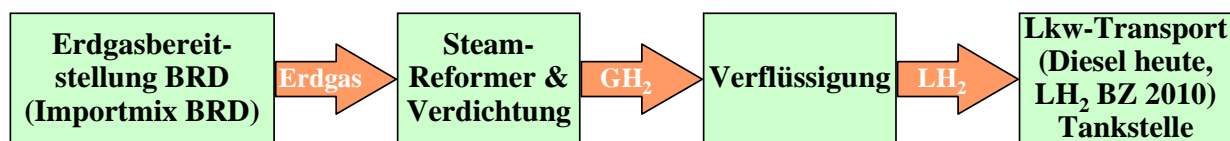
### **7.2.2.3 Flüssigwasserstoff (LH<sub>2</sub>)**

Für die Bereitstellung von LH<sub>2</sub> werden im folgenden zwei grundsätzlich unterschiedliche Möglichkeiten untersucht. Zum einen werden Szenarien einer LH<sub>2</sub>-Gewinnung auf Basis des Primärenergieträgers Erdgas dargestellt. Zum anderen werden verschiedene Szenarien einer LH<sub>2</sub>-Erzeugung über Wasserelektrolyse aus elektrischem Strom aufgezeigt. Von wesentlicher Umweltrelevanz ist hierbei die Art der Stromerzeugung. Die heutigen Szenarien der Stromgenerierung werden dabei anhand der existenten Strommixe verschiedener Erzeugerländer untersucht. Zukünftig wird aufgezeigt, inwiefern durch den Zubau regenerativer Stromkraftwerke eine Verbesserung des Ökoprofiles der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung erzielt werden kann. In diesem Zusammenhang gilt es zudem Wege aufzuzeigen, wie der im Erzeugerland gewonnene Strom bzw. der bereits verflüssigte Wasserstoff nach Deutschland transportiert werden kann.

### ***LH<sub>2</sub> via Steamreformer Erdgas heute***

In diesem Bereitstellungsszenario wird LH<sub>2</sub> aus dem in Deutschland verfügbaren Erdgasmix, d.h. auf fossiler Basis, über Dampfreformierung gewonnen (Bild 7.6). Im heutigen Szenario beträgt der energetische Wirkungsgrad des autothermen Erdgas-Steamreformers 81,5 % (Anhang A 5.3.1). Der hierin nicht berücksichtigte Wirkungsgrad des deutschen Erdgasimportmixes liegt bei 95,4 %. In einem Verdichter ( $\eta_{\text{el}}$  60 %) findet eine Drucksteigerung auf das nötige Eingangsdruckniveau (ca. 20 - 23 bar) des Großverflüssigers statt. Der Joule-Thompson-Verflüssiger (Anhang A 5.3.8) reduziert die Temperatur des Wasserstoffs in mehreren Stufen auf -253 °C. Der elektrische Verflüssigungswirkungsgrad liegt im heutigen Szenario bei 68,1 %. Durch Diffusion und Leckage werden stoffliche Verluste in Höhe von 4,3 Gew.-% verursacht. Der Transport des LH<sub>2</sub> von dem zentral in Deutschland gelegenen Großverflüssiger

zur durchschnittlich 300 km entfernten Tankstelle erfolgt im heutigen Szenario in dieselbetriebenen LH<sub>2</sub>-Tanklastzügen (Anhang A 5.3.10). Das im Tank verdampfende LH<sub>2</sub> wird durch einen Druckanstieg ausgeglichen, so daß keine stofflichen Verluste beim Lkw-Transport auftreten. Be- und Entladeverluste sind nach [ANGLOHER 99] ebenso vernachlässigbar. Der elektrische Wirkungsgrad der LH<sub>2</sub>-Tankstelle (Anhang A 5.3.11) beträgt 99,6 %. Verdichter, Verflüssiger und Tankstelle werden aus dem heutigen deutschen Strommix ( $g_{\text{heute}}$  29,5 %, Anhang A 5.3.2) gespeist. Insgesamt ergibt sich für heutiges LH<sub>2</sub> via Erdgassteamreformer frei Abnehmer Tankstelle Deutschland ein primärenergetischer Bereitstellungswirkungsgrad von 35,9 %.



**Bild 7.6:** *Prozesskette der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung via Steamreformer Erdgas (heute und 2010)*

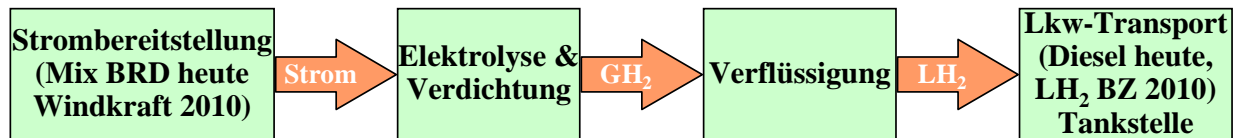
#### **LH<sub>2</sub> via Steamreformer Erdgas 2010**

Gegenüber dem heutigen Szenario wird im Szenario „LH<sub>2</sub> via Steamreformer Erdgas 2010“ (Bild 7.6) von einer Wirkungsgradsteigerung des Steamreformerprozesses von 81,5 auf 82,5 % (Anhang A 5.3.1) sowie einer Erhöhung des Verflüssigerwirkungsgrades von 68,1 auf 72,9 % (Anhang A 5.3.8) ausgegangen. Die Verteilung des LH<sub>2</sub> erfolgt zukünftig über einen mit einer Niedertemperatur-Brennstoffzelle (PEM: Proton Exchange Membrane) betriebenen LH<sub>2</sub>-Tanklastzug (Anhang A 5.3.10), der das im Tank verdampfende LH<sub>2</sub> nutzt. Verdichter, Verflüssiger und Tankstelle beziehen den benötigten Strom aus dem deutschen Strommix des Jahres 2010 ( $g_{2010}$  32,6 %, Anhang A 5.3.2). Der zukünftig zu erwartende Bereitstellungswirkungsgrad für LH<sub>2</sub> frei Abnehmer Tankstelle Deutschland beträgt insgesamt 39,6 %.

#### **LH<sub>2</sub> via Strommix Deutschland heute**

Im heutigen Szenario einer „LH<sub>2</sub>-Bereitstellung via Strommix Deutschland“ wird Wasserstoff in einem alkalischen Niederdruckelektrolyseur gewonnen (Bild 7.7), der aus dem deutschen Strommix gespeist wird ( $g_{\text{heute}}$  29,5 %, Anhang A 5.3.2). Der heutige Niederdruckelektrolyseur (Anhang A 5.3.7) weist einen elektrischen Wirkungsgrad von 66,5 % auf und erzeugt Wasserstoff mit einem Ausgangsdruck zwischen 2 und 5 bar. Zur Erzielung des für den H<sub>2</sub>-Verflüssiger erforderlichen Eingangdruckniveaus zwischen 20 und 23 bar wird ein elektrisch betriebener Verdichter ( $\eta_{\text{el}}$  60 %) zwischengeschaltet. Die großtechnische Verflüssigungsanlage ( $\eta_{\text{el}}$  68,1 %; Anhang A 5.3.8) ist wiederum zentral in Deutschland aufgestellt. Der Transport

des LH<sub>2</sub> zur 300 km entfernten Tankstelle (Anhang A 5.3.11) erfolgt in dem dieselbetriebenen LH<sub>2</sub>-Tanklastzug (Anhang A 5.3.10). Neben dem Elektrolyseur beziehen auch Verdichter, Verflüssiger und Tankstelle ihren Energiebedarf aus dem deutschen Strommix. Der Bereitstellungswirkungsgrad für heutiges LH<sub>2</sub> via Strommix Deutschland beträgt 15,3 %.



**Bild 7.7:** Prozesskette der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung via Strommix BRD heute bzw. Windkraft 2010

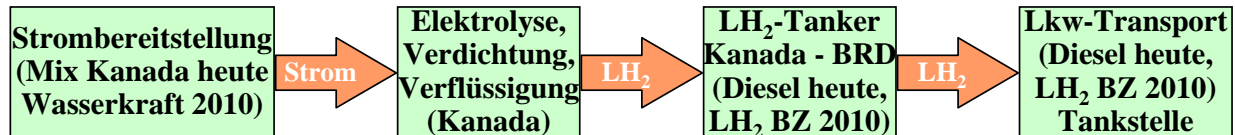
### *LH<sub>2</sub> via Windkraft Deutschland 2010*

Im zukünftigen Szenario wird davon ausgegangen, daß durch den Zubau von Windkraftanlagen regenerativ erzeugter Strom für den Betrieb der küstennah angesiedelten Elektrolyse-, Verdichtungs- und Verflüssigungsanlagen zur Verfügung steht (Bild 7.7). Die auf See installierten Offshore-Windkraftwerke erzielen 2010 einen energetischen Wirkungsgrad von 44 % (Anhang A 5.3.3). Durch den Übergang von einem alkalischen Nieder- auf einen Hochdruckelektrolyseur ( $\eta_{el}$  69 %; Anhang A 5.3.7) im Jahr 2010 kann auf den mit Verlusten behafteten Verdichter verzichtet werden. Die Verflüssigung basiert 2010 auf dem bekannten H<sub>2</sub>-Kaskadenverflüssiger mit einem Wirkungsgrad von 72,9 % (Anhang A 5.3.8). Für den Transport zur nunmehr im Mittel 500 km entfernten Tankstelle (Anhang A 5.3.11) kommt wieder der über Brennstoffzellen angetrieben LH<sub>2</sub>-Lkw (Anhang A 5.3.10) zum Einsatz. Für die gesamte Energiekette ergibt sich ein primärenergetischer Bereitstellungswirkungsgrad von 23,9 %.

### *LH<sub>2</sub> via Strommix Kanada heute*

In diesem Energieszenario wird LH<sub>2</sub> vor Ort aus kanadischem Strommix ( $g_{heute}$  41,5 %, Anhang A 5.3.2) über die bereits erläuterten Elektrolyse-, Verdichtungs- und Verflüssigungsprozesse (Anhang A 5.3.7 und A 5.3.8) gewonnen (Bild 7.8). Der kanadische Strommix setzt sich dabei im wesentlichen wie folgt zusammen: 58,1 % Wasser-, 19,8 % Steinkohle- und 19,2 % Kernkraft. Der Transport des flüssigen Wasserstoffs von Kanada zum 11 000 km entfernten Zielterminal in Deutschland (Wilhelmshaven) erfolgt im heutigen Szenario über dieselbetriebene Hochseetanker mit einem Fassungsvermögen von ca. 1000 t LH<sub>2</sub> ( $\eta$  50 %; Anhang A 5.3.9). Das LH<sub>2</sub> wird dabei in sogenannten Barge-Behältern gespeichert, die so konzipiert sind, daß sie inklusive LH<sub>2</sub>-Füllung vom Hafen auf den Hochseetransporter verladen werden können. Bei der Befüllung der H<sub>2</sub>-Speicher sowie beim Verladen der Tanks (Hafenliegezeit 1 Tag) wird in

Anlehnung an [ANGLOHER 99] davon ausgegangen, daß keine stofflichen Verluste auftreten. Die theoretischen Boil-Off-Verluste der vakuumsuperisolierten Barge-Behälter betragen 0,15 %/d und werden im heutigen Szenario über einen Druckanstieg kompensiert. Der Transport des LH<sub>2</sub> vom Zielterminal zu den durchschnittlich 500 km entfernten Tankstellen (Anhang A 5.3.11) erfolgt in dem bekannten LH<sub>2</sub>-Tanklastzug mit Dieselantrieb (Anhang A 5.3.10). Der Bereitstellungswirkungsgrad für heutiges LH<sub>2</sub> via Strommix Kanada beträgt insgesamt 20,7 %.



**Bild 7.8:** Prozesskette der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung via Strommix Kanada heute bzw. Wasserkraft 2010

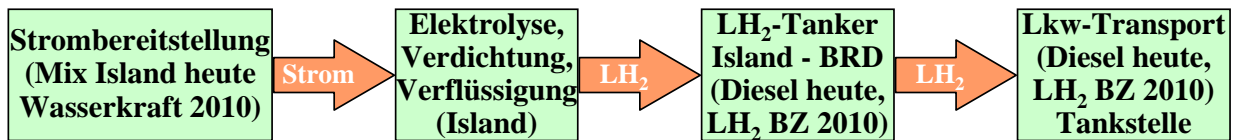
### ***LH<sub>2</sub> via Wasserkraft Kanada 2010***

Seit 1989 wird im Rahmen des von der Europäischen Kommission und der Regierung von Québec initiierten *Euro-Québec Hydro-Hydrogen Pilot Project (EQHHPP)* die ökologische und ökonomische Machbarkeit für die elektrolytische Erzeugung von Wasserstoff aus 100 MW Hydrokraftwerken in Québec, dessen Verflüssigung, transatlantischer Transport, Verteilung und Anwendung in Europa untersucht [ALTMANN 98]. In Anlehnung an das EQHHPP wird im kanadischen Zukunftsszenario (Bild 7.8) der Strom aus regenerativer Wasserkraft gewonnen ( $g_{2010}$  88 %, Anhang A 5.3.4). Die elektrolytische Erzeugung des Wasserstoffs (Hochdruckelektrolyseur;  $\eta_{el}$  69 %; Anhang A 5.3.7) und dessen Verflüssigung ( $\eta_{el}$  72,9 %; Anhang A 5.3.8) erfolgt in Kanada vor Ort. Für den Hochseetransport des LH<sub>2</sub> kommt im Zukunftsszenario ein Barge-Carrier mit Brennstoffzellenantrieb (PEM) zum Einsatz, der größtenteils über den LH<sub>2</sub>-Boil-Off betrieben wird ( $\eta$  60 %; Anhang A 5.3.9). Die Verteilung zur LH<sub>2</sub>-Tankstelle (Anhang A 5.3.11) wird über brennstoffzellenbetriebene LH<sub>2</sub>-Lkw durchgeführt (Anhang A 5.3.10). Der Bereitstellungswirkungsgrad für LH<sub>2</sub> frei Tankstelle Deutschland beträgt 42,5 %.

### ***LH<sub>2</sub> via Strommix Island heute***

Island nutzt bereits schon heute fast ausschließlich regenerative Energiequellen zur Stromerzeugung. Der isländische Strommix ( $g_{heute}$  67,2 %, Anhang A 5.3.2) bezieht seine Energie zu 93,2 % aus Wasserkraft und zu 6,7 % aus Geothermie. Das heutige Szenario einer LH<sub>2</sub>-Bereitstellung aus Island lehnt sich an das kanadische Szenario an und unterscheidet sich gegenüber diesem lediglich durch Abweichungen in der Strombereitstellung sowie durch die auf 4000 km verkürzte Transportstrecke des LH<sub>2</sub>-Barge-Carriers (Bild 7.9). Der primärenergetische Bereitstellungswirkungsgrad beträgt 33,7 %.





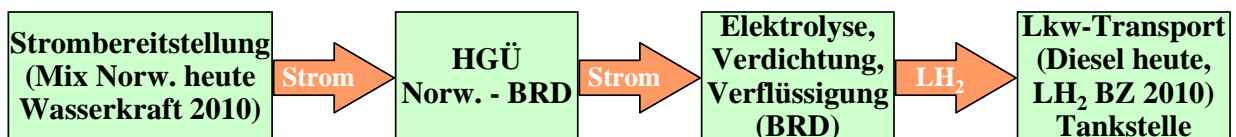
**Bild 7.9:** Prozesskette der  $LH_2$ -Bereitstellung via Strommix Island heute bzw. Wasserkraft 2010

### *$LH_2$ via Wasserkraft Island 2010*

Die Stromerzeugung erfolgt in diesem Szenario aus isländischer Wasserkraft ( $g_{2010}$  88 %, Anhang A 5.3.4). Mit Ausnahme des auf 4000 km verkürzten Hochseetransportes ist diese Prozesskette mit dem kanadischen Wasserkraftszenario für 2010 identisch (Bild 7.9). Insgesamt ergibt sich für das Jahr 2010 ein Bereitstellungswirkungsgrad in Höhe von 45,6 %.

### *$LH_2$ via Strommix Norwegen heute*

Mit einem Wasserkraftanteil von 99,1 % und einem Windkraftanteil von 0,2 % an der Stromerzeugung bezieht Norwegen bereits schon heute seinen Strom ( $g_{\text{heute}}$  76,8 %, Anhang A 5.3.2) fast vollständig aus regenerativen Primärenergien (Bild 7.10). Der Strom wird über eine sogenannte Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung (HGÜ) nach Deutschland geleitet (Anhang A 5.3.6). Der 1300 km lange Leitungstransport teilt sich zu 1100 km auf eine HGÜ-Freileitung und zu 200 km auf eine unipolare HGÜ-Seeleitung auf. Die sich im Vergleich zur Drehstrom-Hochspannungs-Übertragung ergebenden Vorteile beruhen darin, daß bei diesem Verfahren nur die Wirkleistung übertragen wird und dadurch die Verluste geringer ausfallen [ANGLOHER 99]. Insgesamt erzielt die HGÜ von Norwegen nach Deutschland einen Wirkungsgrad von 91,9 %. In Deutschland erfolgt die  $LH_2$ -Erzeugung und Verteilung zur 300 km entfernten Tankstelle in Anlehnung an die aus dem Szenario „ $LH_2$  via Strommix BRD heute“ bekannten Prozesse. Der gesamte Bereitstellungswirkungsgrad beträgt für  $LH_2$  via Strommix Norwegen 36,2 %.



**Bild 7.10:** Prozesskette der  $LH_2$ -Bereitstellung via Strommix Norwegen heute bzw. Wasserkraft 2010

### *$LH_2$ via Wasserkraft Norwegen 2010*

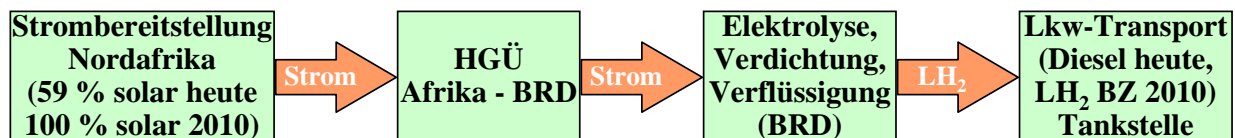
Im Unterschied zum heutigen Norwegenszenario wird 2010 davon ausgegangen, daß durch den Zubau von Wasserkraftwerken der Strom zu 100 % aus regenerativer Wasserkraft bezogen werden kann ( $g_{2010}$  88 %, Anhang A 5.3.4). Der Stromtransport erfolgt wiederum über die 1300 km lange HGÜ (Anhang A 5.3.6) nach Deutschland (Bild 7.10). Die  $LH_2$ -Gewinnung und Verteilung lehnt sich an das Szenario „ $LH_2$  via Windkraft BRD 2010“ an, wobei die mittlere



Entfernung für den Lkw-Transport des LH<sub>2</sub> vom Verflüssiger zur Tankstelle mit 300 km angenommen wird. Der Gesamtwirkungsgrad der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung beträgt 44,3 %.

***LH<sub>2</sub> via Solarthermie Nordafrika heute (59 % solar, 41 % Erdgaszuführung)***

In diesem Szenario erfolgt die Stromgewinnung über ein solarthermisches Parabolrinnenkraftwerk, das zur Aufrechterhaltung einer kontinuierlichen Stromproduktion über eine Erdgaszuführung (41 %) verfügt (Bild 7.11). Großtechnische Parabolrinnenkraftwerke mit einer Gesamtleistung von 354 MW<sub>el</sub> existieren bereits heute in der kalifornischen Mojave-Wüste [BMWPD 97]. Diese Technik läßt sich prinzipiell auch auf den Standort Nordafrika (z.B. Algerien) übertragen. Der solarthermische Teil des heutigen Parabolrinnenkraftwerkes weist einen energetischen Gesamtwirkungsgrad von 12,4 % auf (Anhang A 5.3.5). Die fossile Zuführung erfolgt über ein GuD-Erdgaskraftwerk mit einem heutigen Wirkungsgrad von 50 % (Anhang A 5.2.4). Der Strom wird über eine HGÜ (Anhang A 5.3.6) mit einer Gesamtlänge von 3500 km nach Deutschland geführt (3300 km HGÜ-Freileitung, 200 km unipolare HGÜ-Seeleitung). Die energetischen Verluste der HGÜ liegen bei 17,2 % ( $\eta$  82,8 %). In Deutschland findet eine Konvertierung der elektrischen Energie zu LH<sub>2</sub> sowie dessen Verteilung (300 km) zur LH<sub>2</sub>-Tankstelle analog zu den Prozessen des heutigen Norwegenszenarios statt. Der primärenergetische Gesamtwirkungsgrad dieser Bereitstellungskette liegt bei 7,6 %.



**Bild 7.11:** Prozesskette der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung via Solarthermie Nordafrika heute bzw. 2010

***LH<sub>2</sub> via Solarthermie Nordafrika 2010 (100 % solar)***

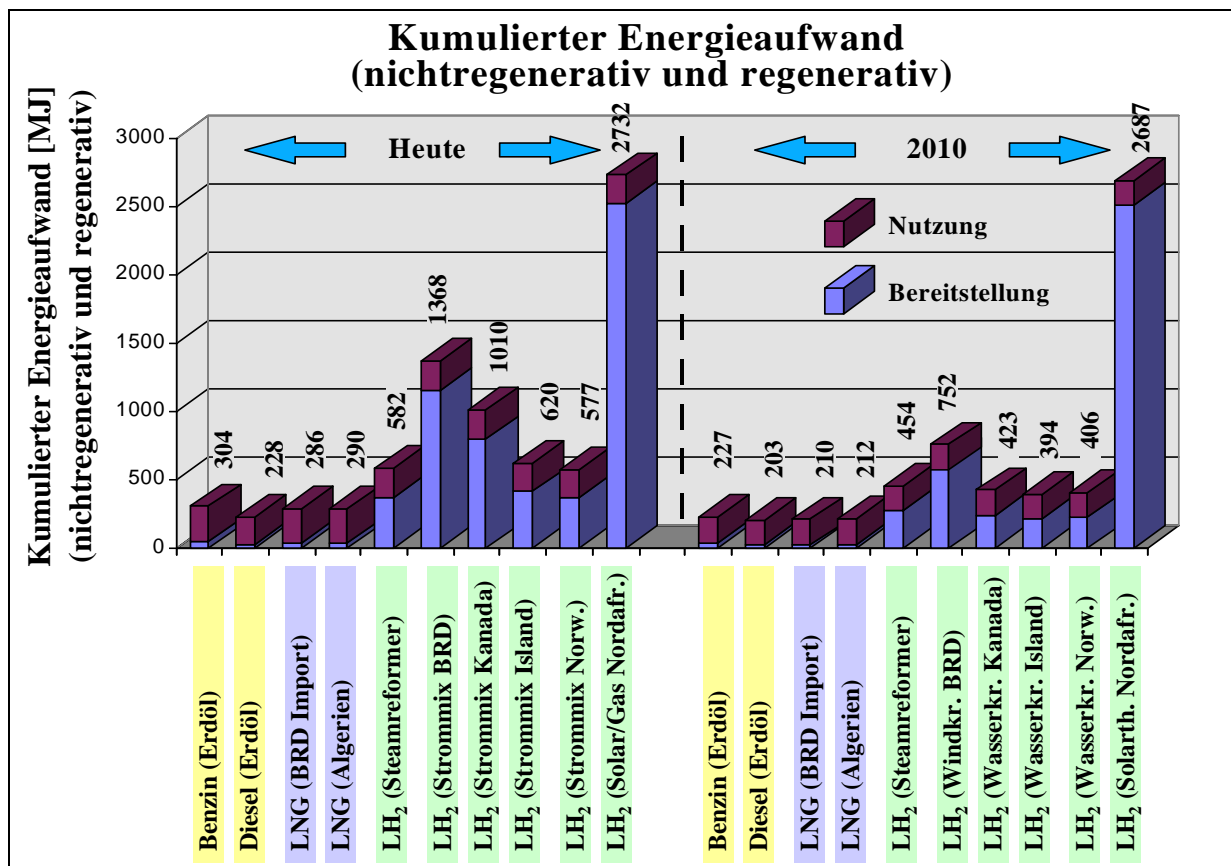
Für das Zukunftsszenario wird angenommen, daß einerseits das Verfahren der solaren Direkt-dampferzeugung (Direct Steam Generation) sowie andererseits Salzspeicher zur Aufrechterhaltung einer kontinuierlichen Stromproduktion zur Verfügung stehen (Anhang A 5.3.5). Die fossile Zuführung wird deshalb 2010 nicht mehr benötigt, so daß die Stromerzeugung zu 100 % auf der Basis von regenerativer Sonnenenergie – mit einem zukünftigen Wirkungsgrad von 14,7 % – erfolgen kann (Bild 7.11). Der Strom wird wiederum über die 3500 km lange HGÜ nach Deutschland geleitet. Hier erfolgen Elektrolyse, Verflüssigung und Lkw-Transport zur Tankstelle gemäß dem zukünftigen Norwegenszenario. Für die gesamte Energiekette ergibt sich ein Bereitstellungswirkungsgrad in Höhe von 6,7 %.

### 7.3 Wirkungsabschätzung

Eine Wirkungsabschätzung wird für die Kategorien *Energieaufwand*, *Ressourcenabbau*, *Treibhauspotential*, *Versauerungspotential*, *Eutrophierungspotential* und *photochemisches Oxidantienbildungspotential* vorgenommen. Der relative Beitrag der ermittelten Kraftstoffbereitstellungs- und Fahrzeugemissionen aller betrachteten Antriebsalternativen zum *stratosphärischen Ozonabbau* ist vernachlässigbar und wird im folgenden nicht betrachtet. Die *Toxizitätspotentiale* können aufgrund der unzureichenden Datenverfügbarkeit nicht ausgewiesen werden.

#### 7.3.1 Kumulierter nichtregenerativer und regenerativer Energieaufwand

Der kumulierte Gesamtenergieaufwand umfaßt alle kumulierte nichtregenerative, d.h. fossile und nukleare, sowie regenerative Primärenergien von der Kraftstoffbereitstellung bis zur Fahrzeugnutzung und ist in Bild 7.12 dargestellt. Während die konventionellen Benzin- und Dieselantriebe aber auch die LNG-Fahrzeuge näherungsweise vergleichbare Energieaufwendungen verursachen, liegen die durch den höheren Bereitstellungsaufwand verursachten Energieaufwendungen der Wasserstoffalternativen signifikant höher.



**Bild 7.12:** Kumulierter nichtregenerativer und regenerativer Energieaufwand der Antriebsvarianten

Bild 7.13 zeigt die Gesamtwirkungsgradwerte der Antriebsalternativen von der Gewinnung der Kraftstoffe bis zur Energiebereitstellung an den antreibenden Rädern der Fahrzeuge. Auch hier schneiden infolge der geringen energetischen Wirkungsgrade der regenerativen LH<sub>2</sub>-Bereitstellung die fossil betriebenen Benzin-, Diesel- und LNG-Fahrzeuge besser ab. Das Dieselszenario nutzt die benötigte Energie sowohl in Bezug auf die Kraftstoffbereitstellung als auch auf die Fahrzeugnutzung am effizientesten, dicht gefolgt vom zukünftigen LNG-Antrieb.

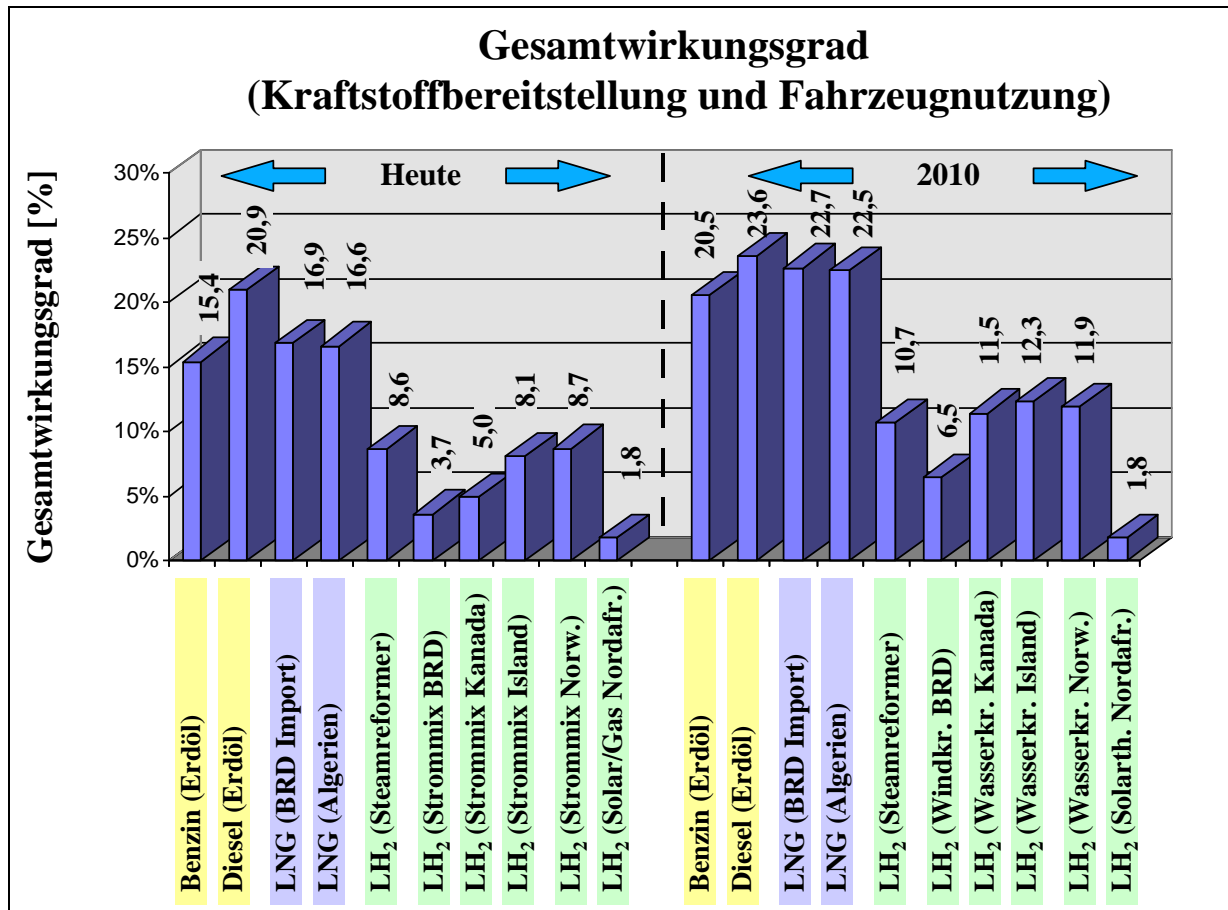
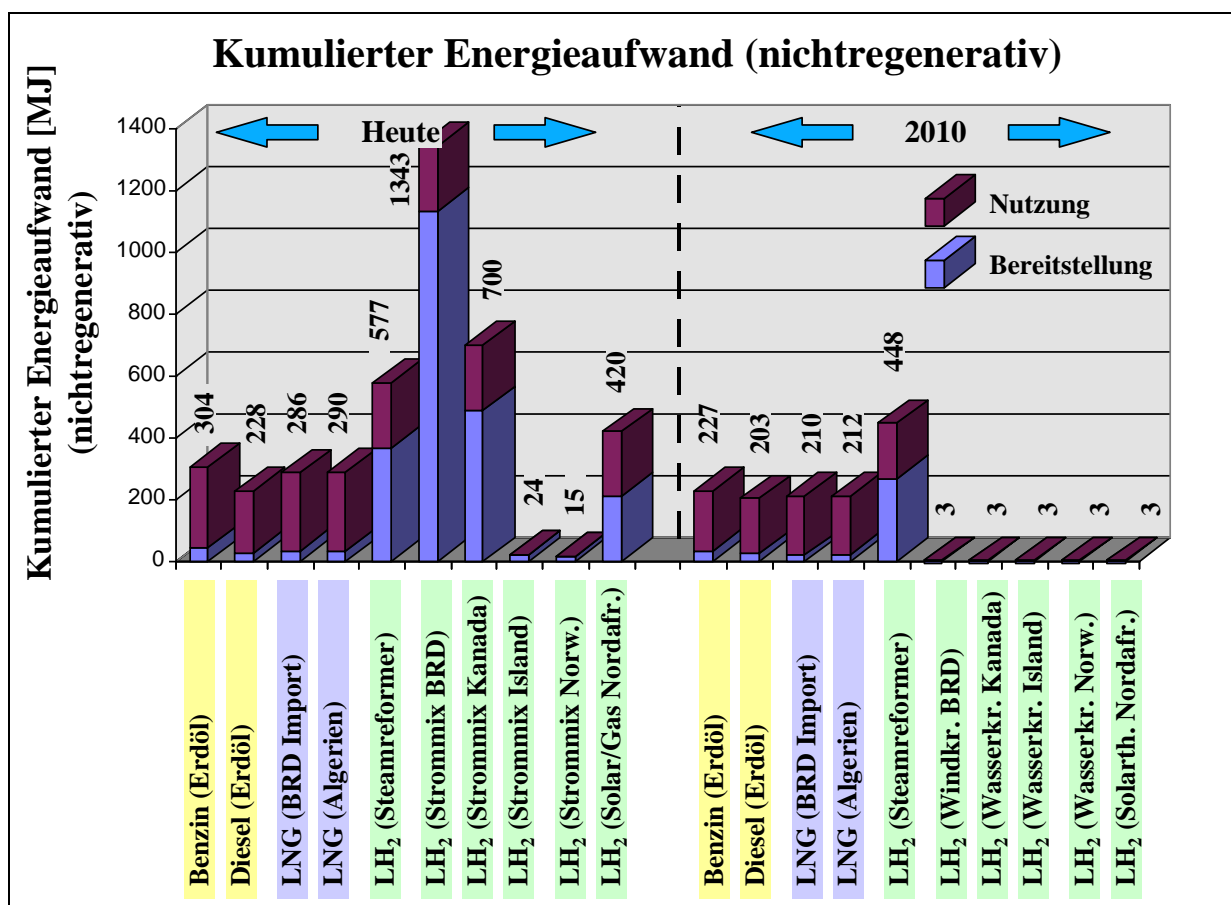


Bild 7.13: Gesamtwirkungsgrad der Antriebsvarianten (Kraftstoffbereitstellung und Nutzung)

### 7.3.2 Kumulierter nichtregenerativer Energieaufwand

Insbesondere bei dem hier durchgeführten Vergleich nichtregenerativer und regenerativer Kraftstoffbereitstellungsszenarien besitzt der kumulierte Gesamtenergieaufwand nur eine äußerst eingeschränkte Aussagekraft. Durch die Addition der nichtregenerativen mit den regenerativen Energieaufwendungen wird suggeriert, daß der unwiderrufliche Verbrauch erschöpfbarer fossiler und nuklearer Energiere Ressourcen mit der Inanspruchnahme regenerierbarer, d.h. wiederkehrender und daher unerschöpflicher, Energiequellen vergleichbar ist. Daher kann zwar eine gesamtenergetische Betrachtung nützlich sein, um Effizienzsteigerungspotentiale entlang

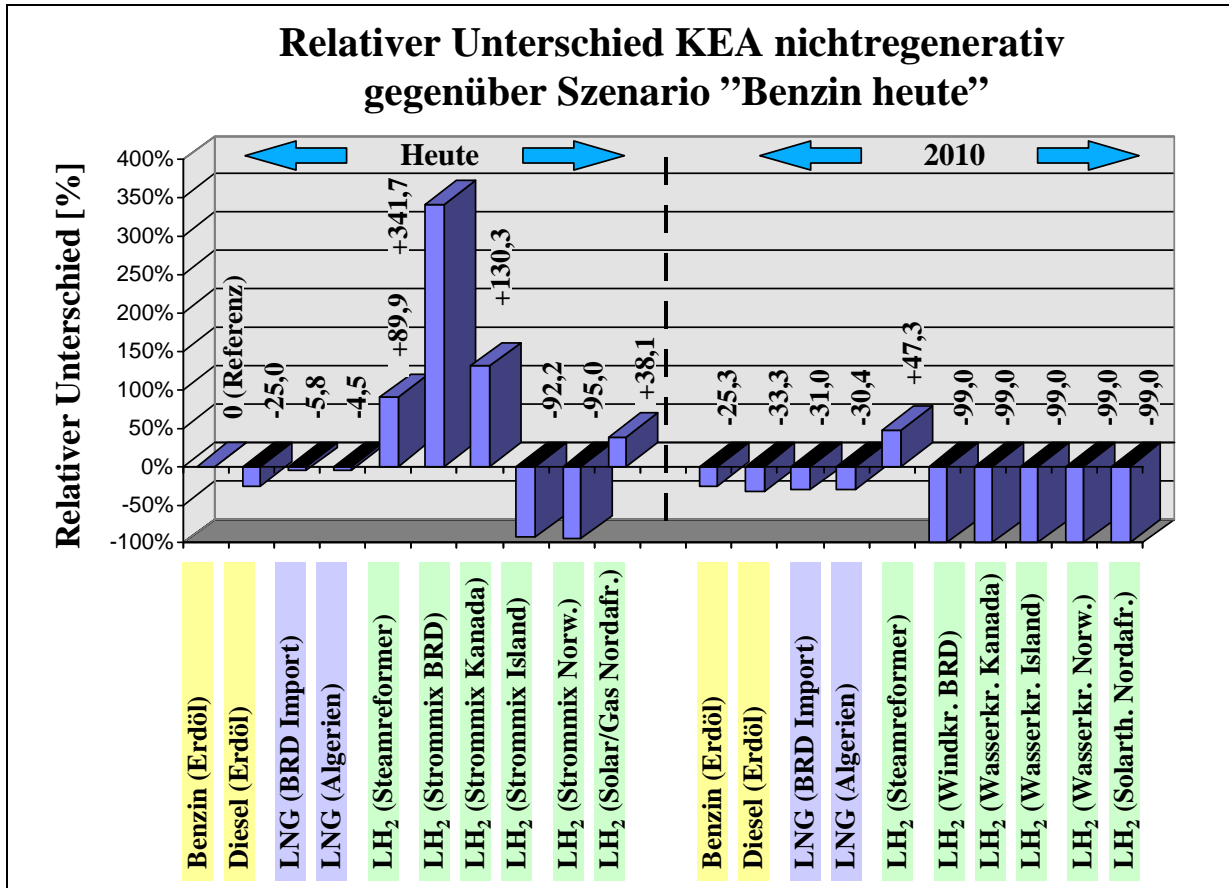
der Prozeßkette aufzuzeigen, für die vergleichende ökologische Beurteilung ist sie jedoch gänzlich ungeeignet. Aus diesem Grund wird in Bild 7.14 der kumulierte nichtregenerative Energieaufwand der Antriebsalternativen als ökologischer Indikator herangezogen. Hier zeigt sich, daß alleinig dem Wasserstoffantrieb das Potential zum Ausstieg aus der fossilen Energiewirtschaft zukommt, sofern der Wasserstoff zu 100 % aus regenerativem Strom gewonnen wird. Wird der Strom dagegen teilweise aus fossiler Energie gewonnen, wie beispielsweise im heutigen LH<sub>2</sub>-Szenario via Solarthermie Nordafrika (59 % solar, 41 % Erdgaszufuhr), so bewirkt der geringe Wirkungsgrad der gesamten Bereitstellungskette eine unvorteilhafte Multiplikation der bei der Zufuhrung mit Erdgas benötigten fossilen energetischen Ressourcen.



**Bild 7.14:** Kumulierter nichtregenerativer Energieaufwand der Antriebsvarianten

Während der Dieselantrieb heute gegenüber dem Benzin- aber auch LNG-Fahrzeug energetische Einsparungen in Höhe von 19,2 (LNG BRD) bis 25 % (Benzin) realisieren kann, zeigt das Dieselfahrzeug zukünftig nur noch einen Vorsprung von 8 %-Punkten gegenüber dem zukünftigen Benzinfahrzeug auf. Die LNG-Alternativen nähern sich zukünftig aufgrund ihrer effizienten Kraftstoffbereitstellung dem Dieselantrieb an. Während eine LH<sub>2</sub>-Bereitstellung via Steamreformer bzw. deutschem Strommix heute zu fossilen Mehraufwendungen von 89,9 bzw.

341,7 % führt, lassen sich bei der Bereitstellung aus regenerativer Wind-, Wasser- oder Solarthermiekraft zukünftig Einsparungen in Höhe von 99 % erzielen. Das verbleibende Restpotential in Höhe von 1 % resultiert u.a. aus der überwiegend nichtregenerativen deutschen Strombereitstellung im Jahr 2010 zur Betreibung der LH<sub>2</sub>-Tankstelle.



**Bild 7.15:** Relativer Unterschied des kumulierten nichtregenerativen Energieaufwands im Vergleich zum heutigen Benzinfahrzeug

### 7.3.3 Ressourcenabbau

Der energetische Ressourcenabbau ist in den Bildern 7.16 und 7.17 dargestellt. Für das Jahr 2010 zeigen sich beträchtliche Einsparungspotentiale sowohl für den Benzin- (25,3 %) und Dieselantrieb (34,2 %) als auch für die regenerativ betriebenen LH<sub>2</sub>-Fahrzeuge (97,3 %). Die wirtschaftlich abbaubaren Erdgasvorräte (Reserven) sind im Vergleich zu den Erdölvorkommen stärker begrenzt [BGR 99; EEI 99]. Aufgrund der gegenüber konventionellem Erdöl mehr als doppelt so hohen konventionellen Erdgasressourcen, d.h. der heute noch unwirtschaftlichen konventionellen Erdgasvorkommen, sowie der im Vergleich zu den nicht-konventionellen Erdölressourcen (Schweröl, Ölsand, Ölschiefer) um den Faktor 4 höheren nicht-konventionellen Erdgasressourcen (v.a. Gashydrate und Aquifere) kann sich zukünftig bei veränderten Marktbedingungen allerdings eine deutliche Verschiebung zugunsten des Erdgasantriebes ergeben.

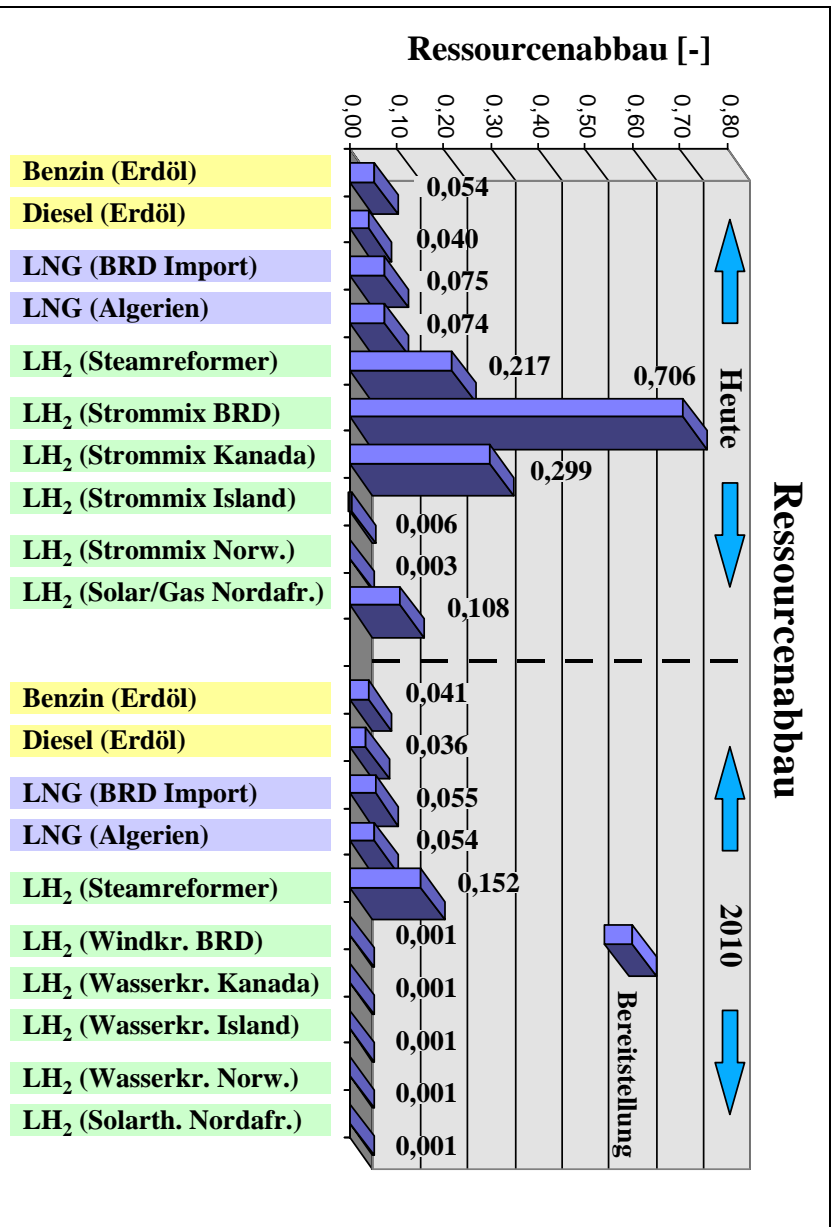


Bild 7.16: Ressourcenabbau der Antriebsalternativen (Bezug: wirtschaftlich gewinnbare Reserven)

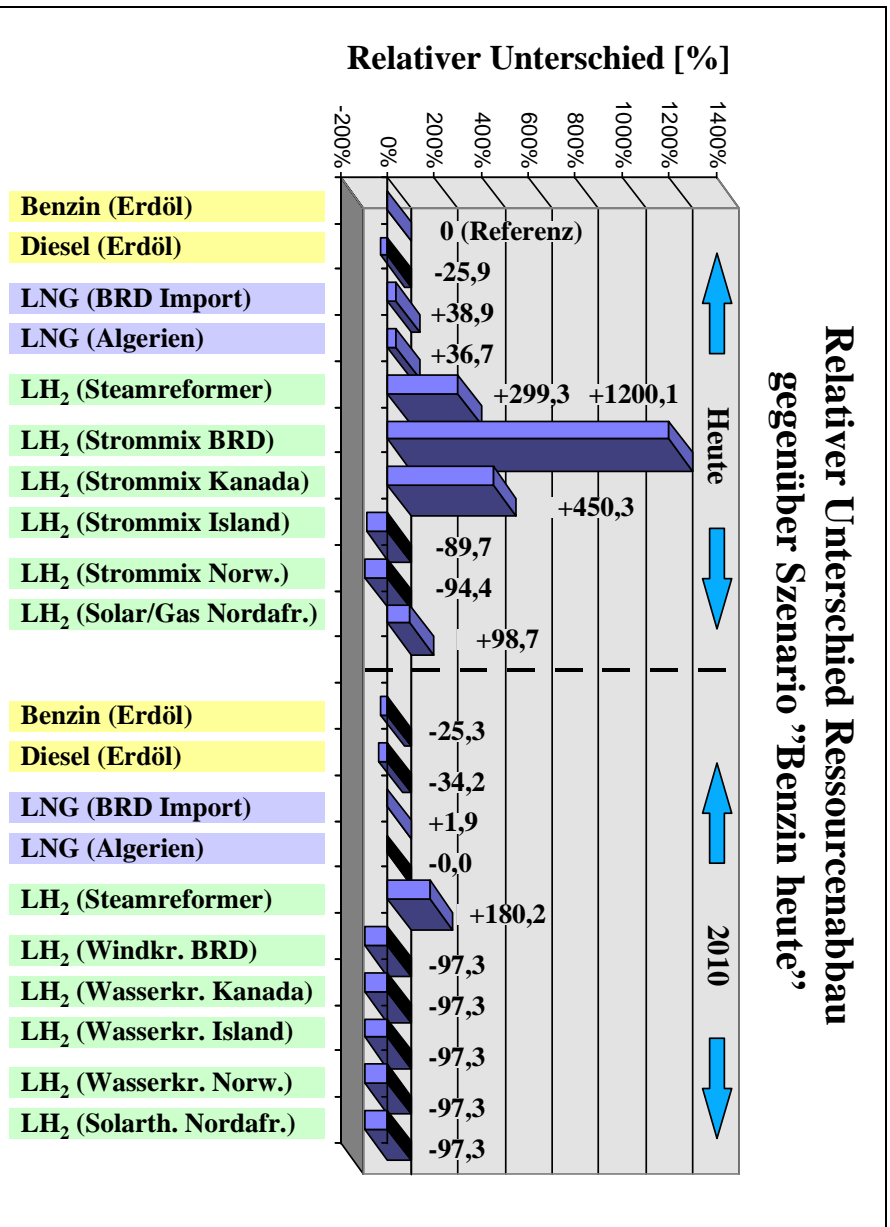


Bild 7.17: Relativer Unterschied des Ressourcenabbaus im Vergleich zum heutigen Benzinfahrzeug

### 7.3.4 Treibhauspotential

Die Ausprägung des Treibhauspotentials (Bilder 7.18 und 7.19) korreliert erwartungsgemäß sehr stark mit dem kumulierten nichtregenerativen Energieaufwand. Gegenüber dem Benzinreferenzfahrzeug weist der Dieselantrieb heute ein Reduktionspotential von 24,6 % auf. Trotz des schlechteren Antriebswirkungsgrades zeigen die heutigen LNG-Antriebe infolge des günstigen Kohlenstoff/Wasserstoff-Verhältnisses des Erdgases vergleichbare CO<sub>2</sub>-Reduktionspotentiale auf (21,2 % LNG BRD; 22,8 % LNG Algerien). Zukünftig reduziert sich der CO<sub>2</sub>-Vorsprung des Dieselantriebs gegenüber dem zukünftigen Benzinfahrzeug auf nur noch 7,7 %-Punkte. Bezüglich des CO<sub>2</sub>-Ausstosses zeigen die zukünftigen LNG-Antriebe eindeutig Vorteile auf, auch gegenüber dem Dieselantrieb (6,7 für LNG BRD bzw. 8,2 %-Punkte für LNG Algerien). Weder eine LH<sub>2</sub>-Gewinnung über einen Erdgas-Steamreformer noch über Elektrolyse mittels teilweise fossilem Strom in den Ländern Deutschland und Kanada vermag die CO<sub>2</sub>-Emissionen zu reduzieren. Vielmehr würde eine LH<sub>2</sub>-Erzeugung auf Basis des deutschen Strommixes eine Zunahme der CO<sub>2</sub>-Emissionen um 259,5 % bewirken. Über eine zukünftig vollständig regenerative Erzeugung des LH<sub>2</sub> können dagegen die CO<sub>2</sub>-Emissionen um 99,1 % gesenkt werden.

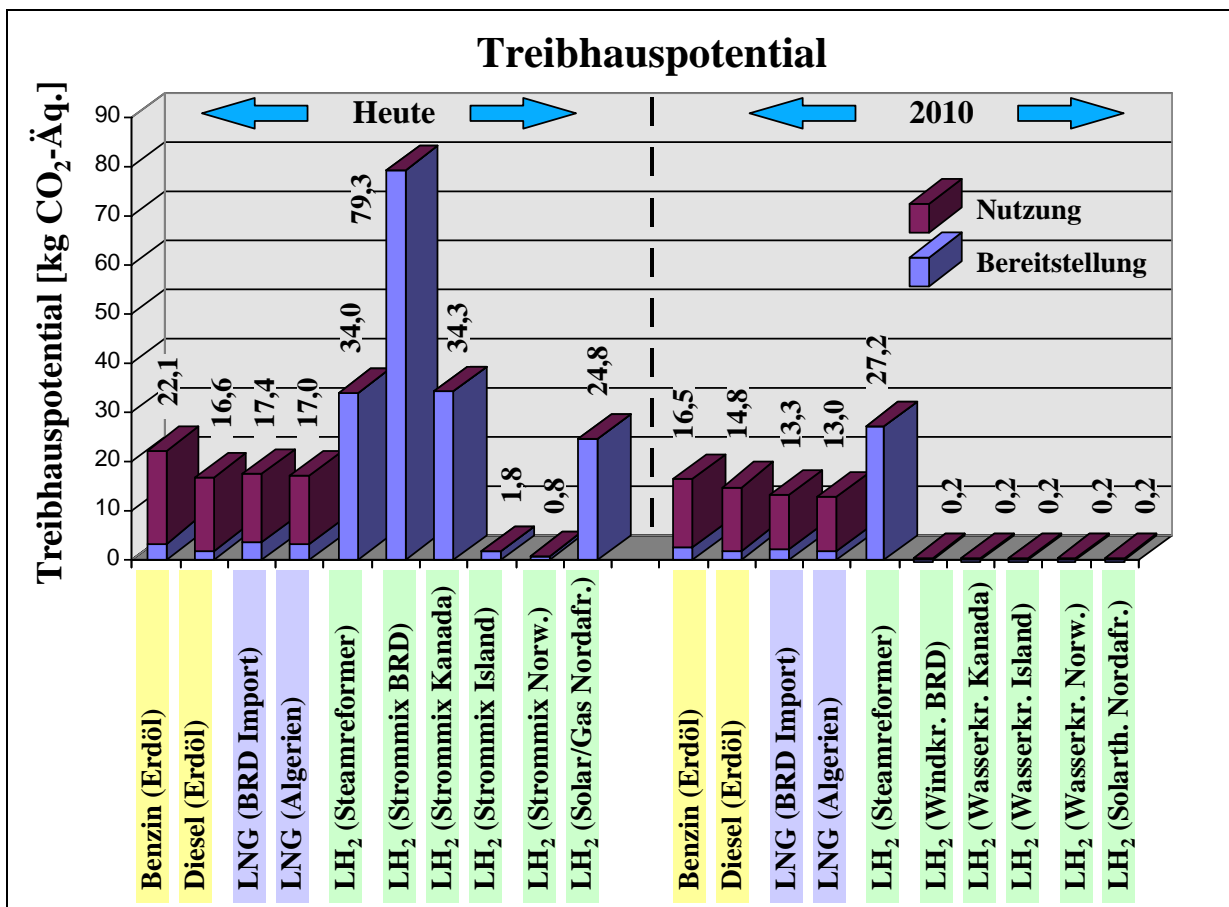
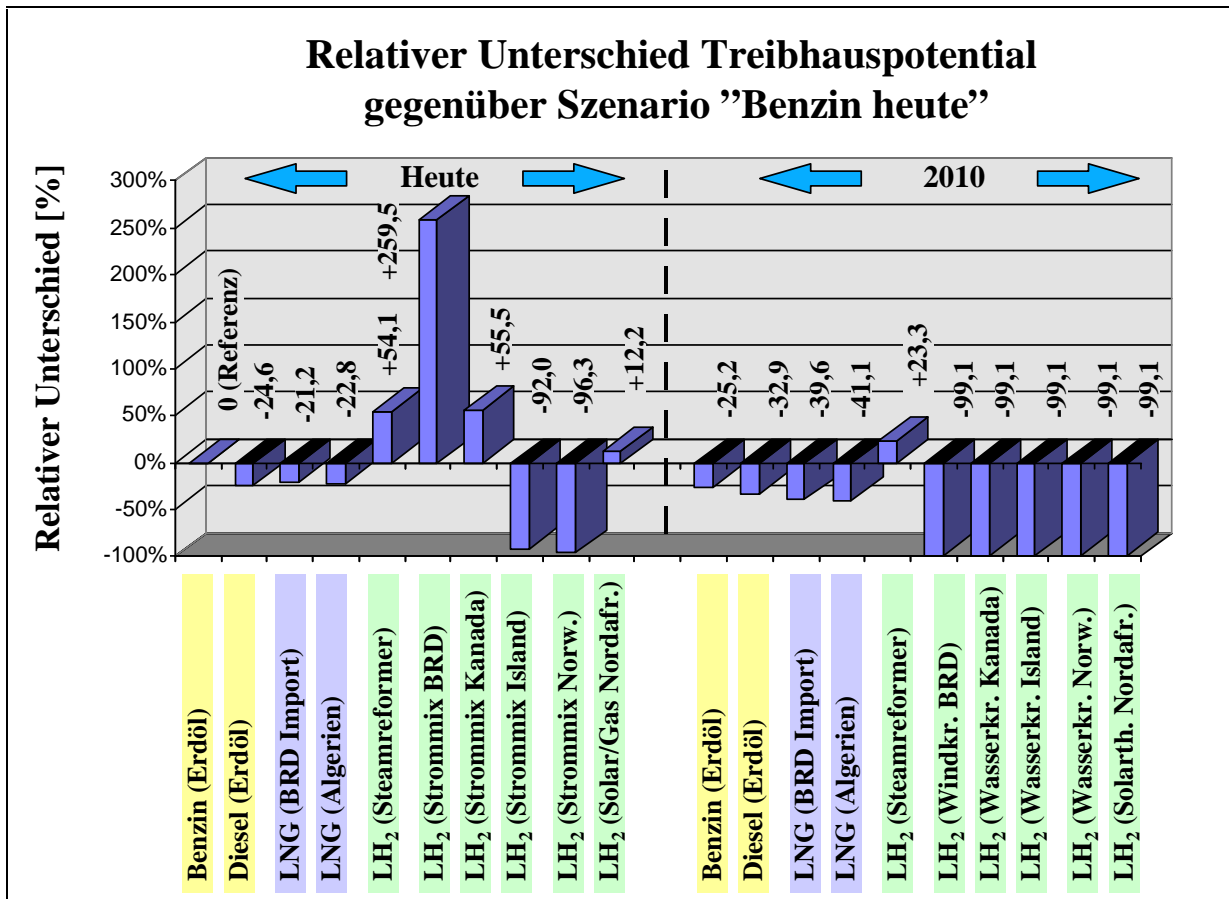


Bild 7.18: Treibhauspotential der Antriebsalternativen





**Bild 7.19:** Relativer Unterschied des Treibhauspotentials im Vergleich zum heutigen Benzinfahrzeug

### 7.3.5 Versauerungspotential

Das Versauerungspotential der Antriebsszenarien wird wiederum in absoluter und in relativer Darstellung in den Bildern 7.20 und 7.21 gezeigt. Insbesondere aufgrund des weitaus höheren Schwefelgehaltes (S) im heutigen Diesel (350 ppm S) liegen die versauerungsrelevanten Emissionen des Dieselantriebs um 72 % höher als die des heutigen Benzinfahrzeuges (150 ppm S). Auch zukünftig wird das Benzinfahrzeug (10 ppm S) einen Vorsprung von 32,9 %-Punkten gegenüber dem Dieselantrieb (30 ppm S) aufweisen. Die Versauerungsemissionen der Erdgasfahrzeuge zeigen bereits heute Vorteile zwischen 21,3 (LNG BRD) und 47,2 % (LNG Algerien) gegenüber dem Benzinszenario auf und können diesen Vorsprung zukünftig sogar noch auf 49,6 (LNG BRD) und 73,3 % (LNG Algerien) ausbauen. Das Reduktionspotential des regenerativ betriebenen Wasserstoffantriebs liegt mit 78,3 % am höchsten. Die nach der Ausschöpfung dieses Potentials verbleibenden versauerungswirksamen Emissionen der zukünftigen LH<sub>2</sub>-Antriebe resultieren zu über 91 % aus den NO<sub>x</sub>-Emissionen des Fahrzeuges. Die restlichen Emissionen stammen aus der deutschen Strombereitstellung sowie den für die Aufrechterhaltung der Elektrolyse benötigten Natrium-, Kaliumhydroxid- und Schwefelsäureproduktionen.



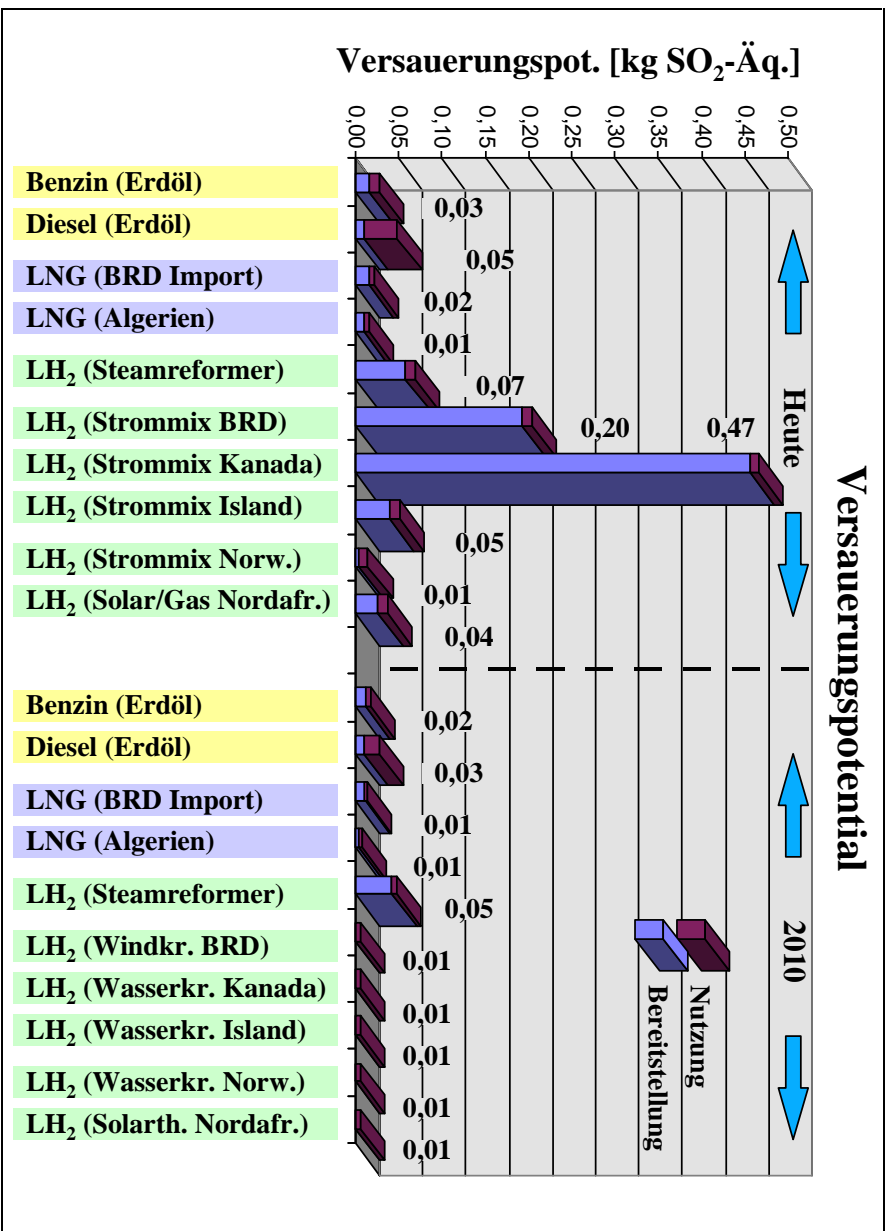


Bild 7.20: Versauerungspotential der Antriebsalternativen

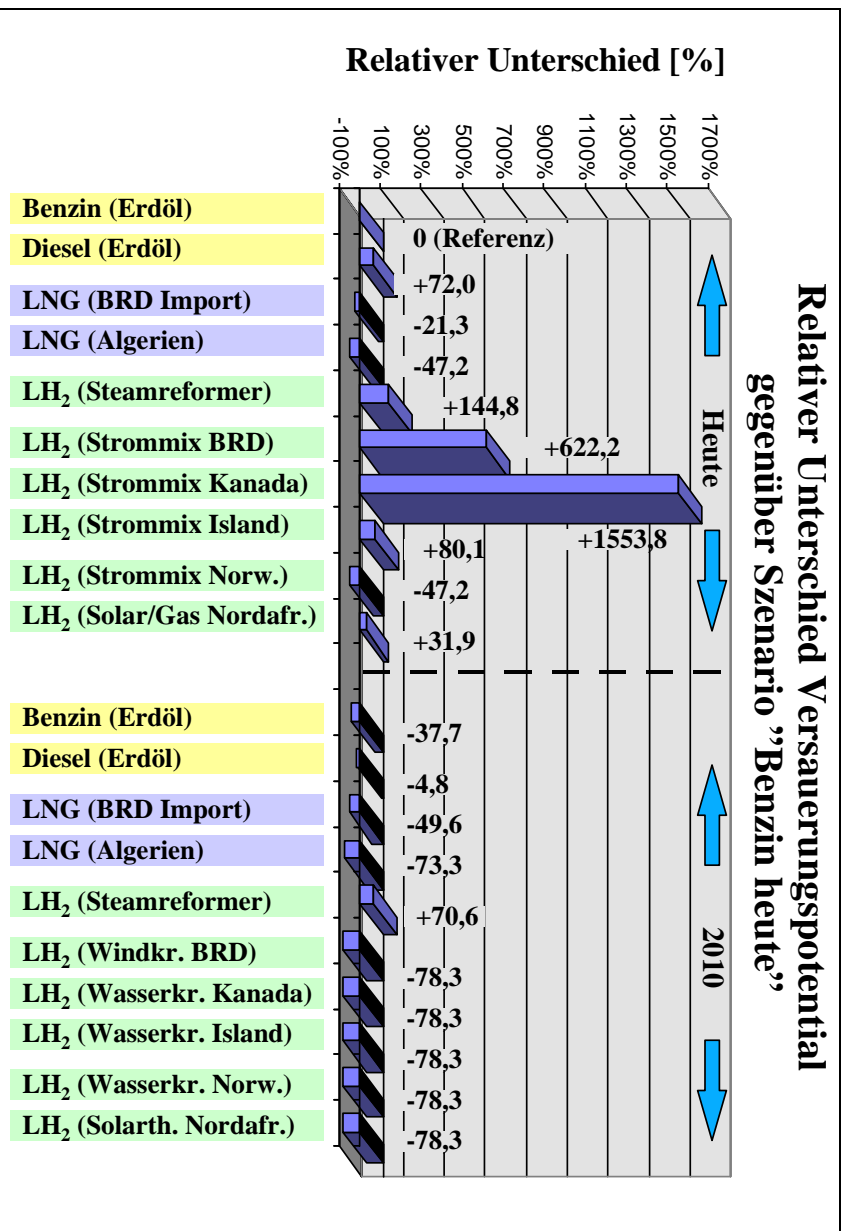
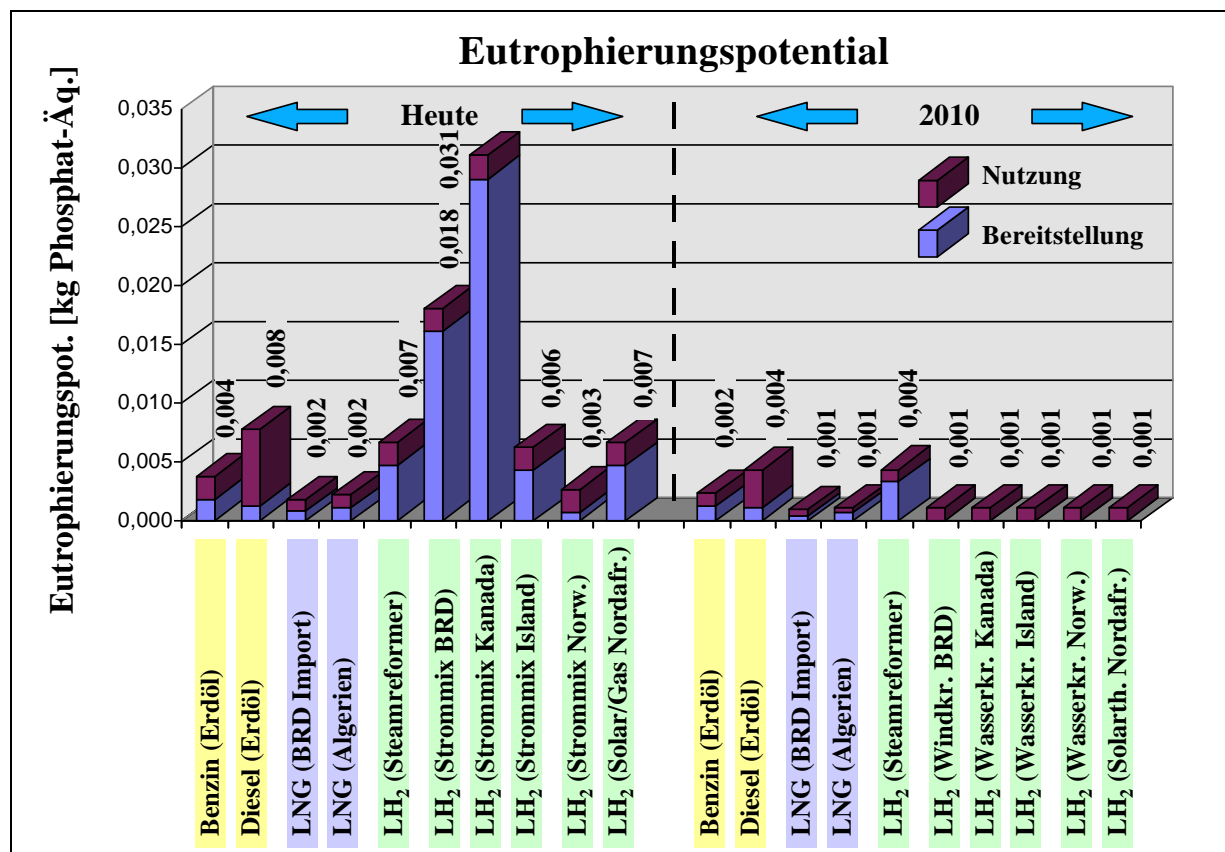


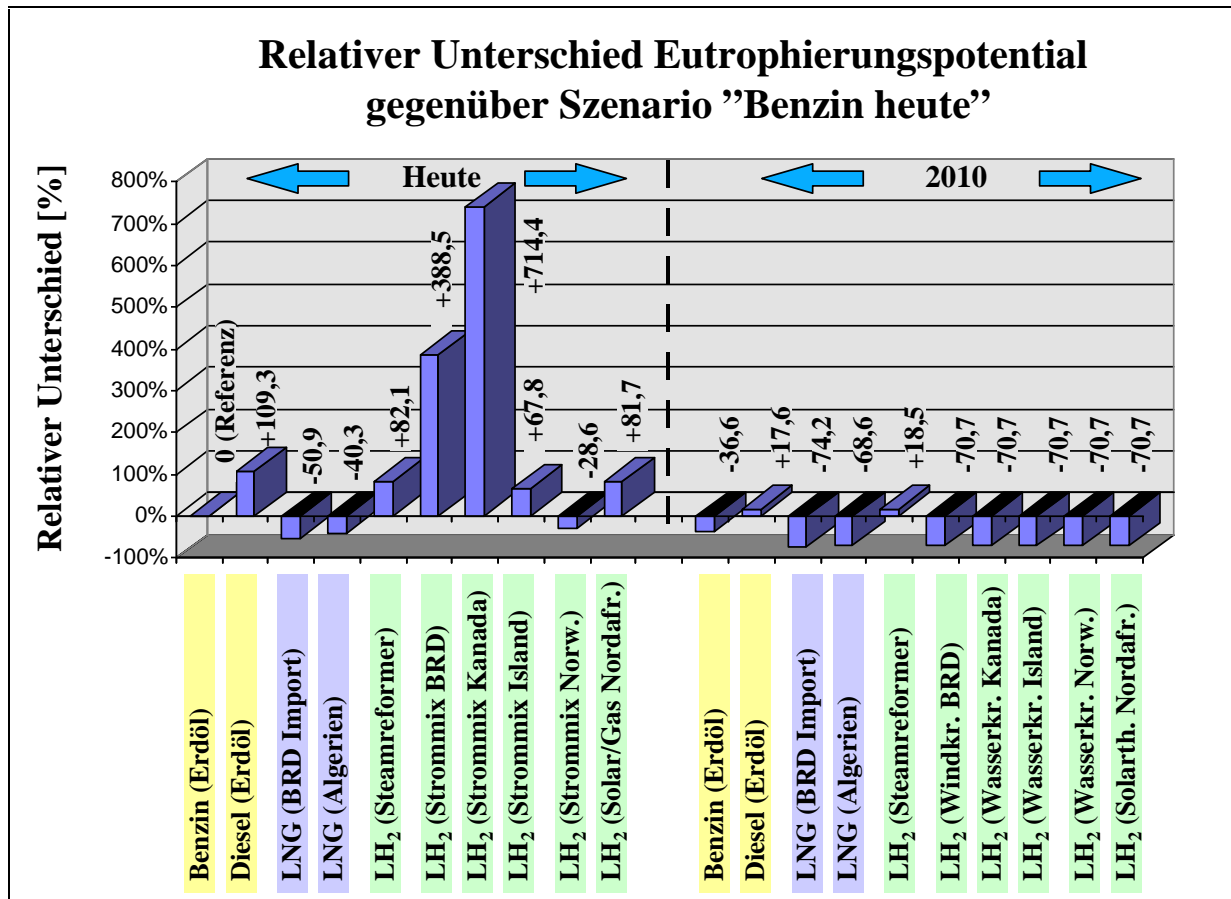
Bild 7.21: Rel. Unterschied des Versauerungspotentials im Vergleich zum heutigen Benzinfahrzeug

### 7.3.6 Eutrophierungspotential

Das in den Bildern 7.22 und 7.23 dargestellte Eutrophierungspotential der Antriebsszenarien zeigt u.a. aufgrund seines NO<sub>x</sub>-Bezugs tendenziell eine ähnliche Ausprägung wie das Versauerungspotential auf. Auch hier schneidet der Dieselantrieb mit einem um 109,3 (heute) bzw. 17,6 % (2010) höheren Eutrophierungspotential wesentlich schlechter ab als das heutige Benzinfahrzeug. Zukünftig werden die Eutrophierungsemissionen des Benzinantriebs um weitere 36,6 % sinken. Bereits heute zeigen die Erdgasfahrzeuge mit Reduktionspotentialen in Höhe von 50,9 (LNG BRD) und 40,3 % (LNG Algerien) deutliche Vorteile gegenüber dem heutigen Benzinfahrzeug auf. Dieser Vorsprung wird zukünftig auf 74,2 (LNG BRD) bzw. 68,6 % (LNG Algerien) ausgebaut. Die Eutrophierungsemissionen der heutigen Bereitstellungsszenarien für LH<sub>2</sub> via Kanada oder Island liegen ebenso wie die Versauerungsemissionen um ein Vielfaches über dem heutigen Benzinantrieb. Die Ursache hierfür ist hauptsächlich in den NO<sub>x</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen der heute noch mit Schweröl betriebenen Hochseetanker zu sehen. Diese werden beim zukünftigen LNG-Tanker durch eine optimierte Dampfturbinenverbrennung sowie durch die Senkung des Schwefelgehaltes reduziert. Der LH<sub>2</sub>-Tanker arbeitet zukünftig gänzlich emissionsfrei, so daß das Eutrophierungspotential insgesamt um 71 % reduziert werden kann.



**Bild 7.22:** Eutrophierungspotential der Antriebsalternativen



**Bild 7.23:** Rel. Unterschied des Eutrophierungspotentials im Vergleich zum heutigen Benzinfahrzeug

### 7.3.7 Photochemisches Oxidantienbildungspotential

Vorläufersubstanzen für den photochemischen Smog sind Stickstoffoxide (NO<sub>x</sub>), Kohlenwasserstoffe (HC) aber auch Kohlenmonoxid (CO). Bei den Benzin- und Dieselfahrzeugen fällt der überwiegende Teil dieser Emissionen nicht bei der motorischen Verbrennung, sondern bei der Kraftstoffbereitstellung an (Bild 7.24). Durch den Übergang von EU3- auf EU4-Emissionsgrenzwerte verringert sich das photochemische Oxidantienbildungspotential beim Benzin- um 38,0 und beim Dieselfahrzeug um 53,2 % (Bild 7.25). Die LNG-Fahrzeuge zeigen schon heute Reduktionspotentiale zwischen 67,8 (LNG BRD) und 74,5 % (LNG Algerien) auf und weiten diese zukünftig sogar auf 90,3 (LNG BRD) und 95,5 % (LNG Algerien) aus. Sowohl die LH<sub>2</sub>-Erzeugung über Steamreformer als auch über Elektrolyse aus deutschem oder kanadischem Strommix verursacht – inklusive Hochseetransport – nur relativ geringe Mengen an CO und HC, so daß sich bereits hier Vorteile gegenüber dem heutigen und auch zukünftigen Benzin- und Dieselszenario manifestieren. Durch eine ausschließlich regenerative Stromerzeugung und den emissionsfreien Transport des Stroms via HGÜ bzw. des LH<sub>2</sub> via Brennstoffzellentanker und -Lkw läßt sich das Bildungspotential photochemischer Oxidantien um 99,9 % reduzieren.

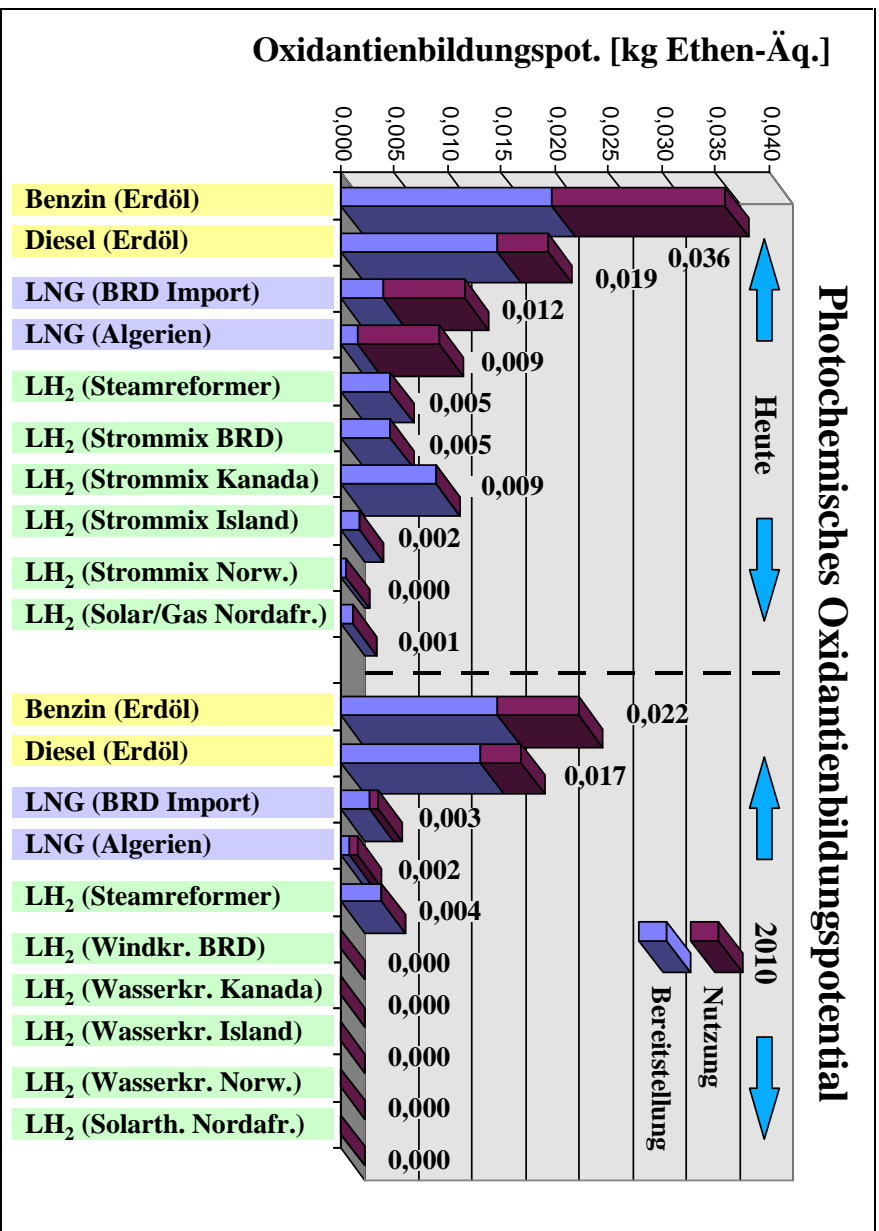


Bild 7.24: Photochemisches Oxidantienbildungspotential der Antriebsalternativen

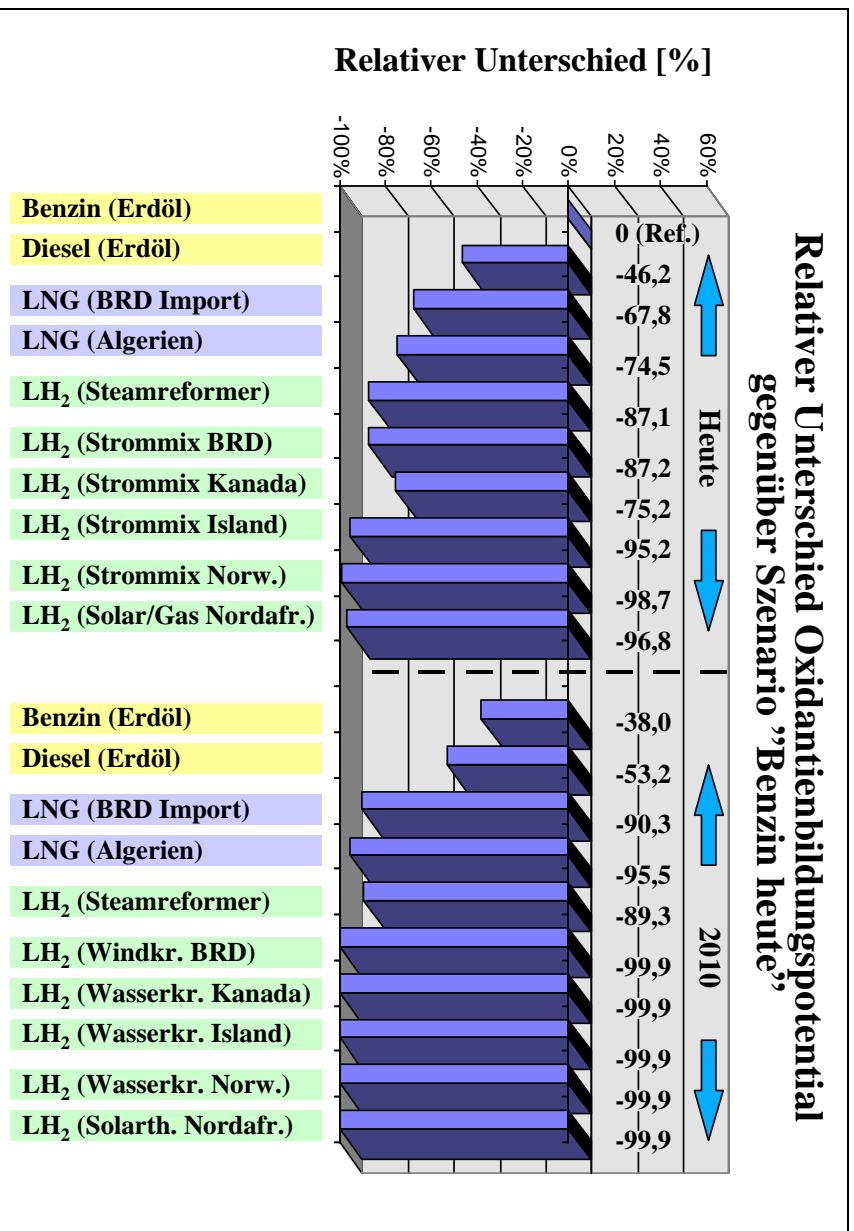
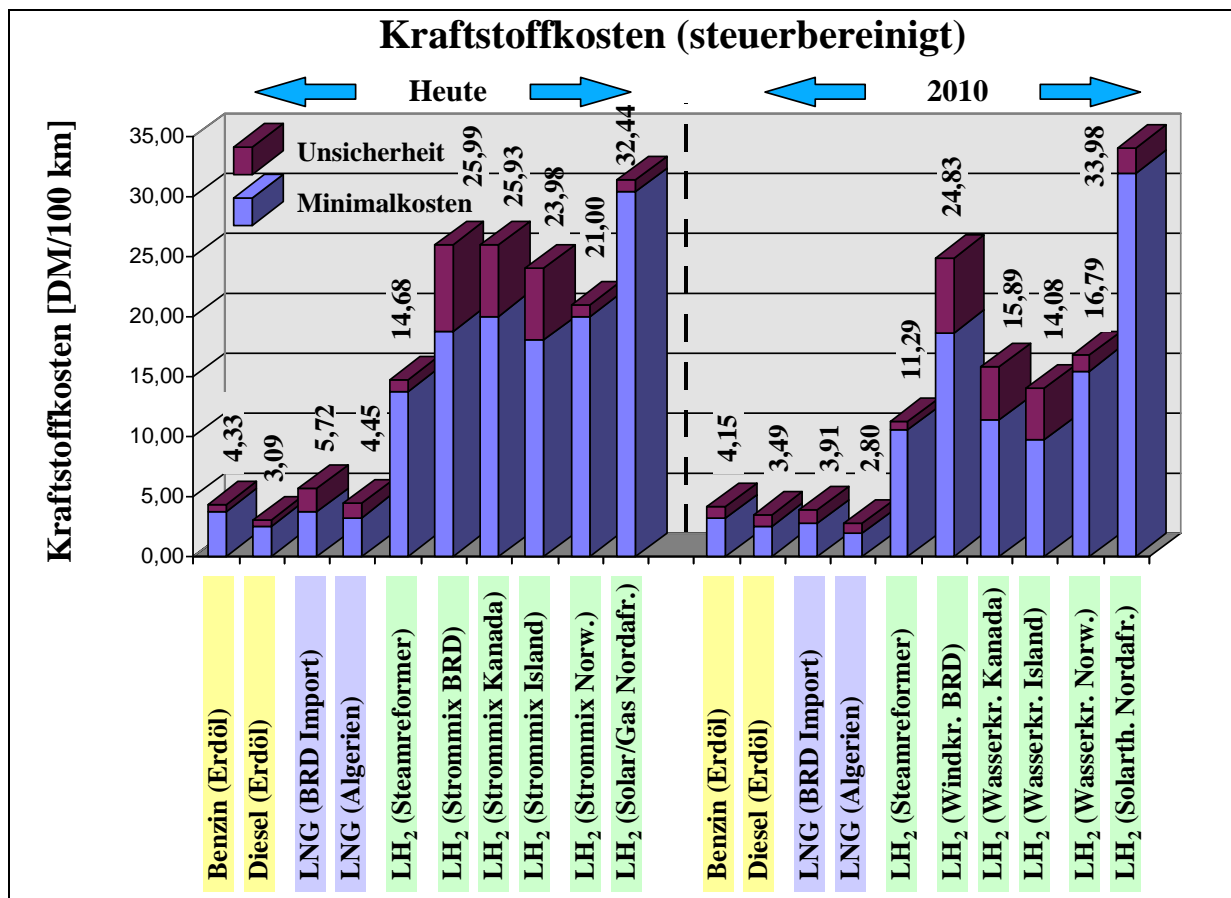


Bild 7.25: Rel. Unterschied des Oxidantienpotentials im Vergleich zum heutigen Benzinfahrzeug

### 7.4 Lebenszykluskostenrechnung

Von wesentlicher Bedeutung, insbesondere für den Aufbau einer regenerativen Energieversorgung, ist nicht nur die Machbarkeit und ökologische Vorteilhaftigkeit der betrachteten Antriebsalternativen. Vielmehr wird sich die Entscheidung für oder wider einen Fahrzeugantrieb sowohl an den damit verbundenen Kosten der Kraftstoffbereitstellung als auch an einem eventuell vom Fahrzeugkäufer zu entrichtenden Mehrpreis für die jeweilige Antriebsalternative orientieren. In **Bild 7.26** ist eine überschlägige Kostenbetrachtung für die Bereitstellung der Kraftstoffe frei Tankstelle Deutschland aufgezeigt. Um eine fiskalpolitisch neutrale Vergleichbarkeit der Energiekosten zu ermöglichen wurden Steueraufwendungen nicht erfaßt. Die Daten für den Kostenvergleich [WOLF 99] wurden im Auftrag der BMW Group erhoben und finden in ähnlicher Form auch in dem industriellen Gemeinschaftsprojekt „*Verkehrswirtschaftliche Energiestrategie (VES)*“ Verwendung, an dem die Firmen Aral, BMW, DaimlerChrysler, MAN, RWE, VW und Shell beteiligt sind [HUSS 98]. Das Ziel dieses, unter der Schirmherrschaft der deutschen Bundesregierung stehenden, Projektes ist es, 1 bis 2 zukunftsfähige alternative Kraftstoffe für den automobilen Einsatz zu identifizieren und deren Markteinführung vorzubereiten.



**Bild 7.26:** Kosten der steuerbereinigten Kraftstoffbereitstellung (basierend auf Daten von [WOLF 99])

Es zeigt sich, daß unter Kostengesichtspunkten LNG zukünftig sogar das Potential hat die herkömmlichen Benzin- und Dieselkraftstoffe zu unterbieten. Im Bereich der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung erweist sich das Erdgas-Steamreformerverfahren als kostengünstigste Variante zur Erzeugung von Wasserstoff. Gegenüber der Erdgas-Steamreformierung läßt sich LH<sub>2</sub> zukünftig aber auch zu geringfügig höheren Kosten aus regenerativer Wasserkraft (Kanada, Island und Norwegen) bereitstellen. Die steuerbereinigten Kosten dieser Bereitstellungsszenarien liegen damit um den Faktor 3 bis 4 höher als die Kosten zur Bereitstellung von Benzin, Diesel und LNG. LH<sub>2</sub> aus Wasserkraft und Solarthermie weist demgegenüber mit ca. 25 bzw. 34 DM/100 km deutlich höhere Kosten auf. Bisher nicht berücksichtigt sind die vom Kunden zu entrichtenden Differenzpreise bei der Anschaffung des Fahrzeuges. So liegt der Mehrpreis des Dieselfahrzeuges zwischen ca. 3000 und 4000 DM. Für das LNG-Fahrzeug sind bei Herstellungsvolumina ab 100 000 Stück zusätzlich zwischen 2000 und 2500 DM, für das LH<sub>2</sub>-Fahrzeug zwischen 4000 und 4500 DM – abzüglich der Einsparungen bei eventuellem Wegfall des Katalysators – zu entrichten [MEYER 99]. Legt man diese Mehrpreise – näherungsweise statisch – auf die Gesamtleistung von 200 000 km um, so betragen die Mehrpreise für das Dieselfahrzeug 1,50 - 2,00, für das LNG-Fahrzeug 1,00 - 1,25 und für das LH<sub>2</sub>-Fahrzeug 2,00 - 2,25 DM/100 km.

## 7.5 Auswertung

Die ganzheitliche Bilanzierung der verbrennungsmotorischen Antriebsvarianten Benzin-, Diesel-, LNG- und LH<sub>2</sub>-Antrieb zeigt, daß sowohl der LNG- als auch der LH<sub>2</sub>-Antrieb gegenüber den konventionellen Benzin- und Dieselfahrzeugen große Potentiale zur Entlastung der Umwelt besitzen. Aufgrund des hohen Wirkungsgrades der LNG-Bereitstellung, sowohl via Erdgas-Importmix BRD als auch via LNG-Direktimport aus Algerien, erzielt der LNG-Antrieb einen ähnlichen energetischen Gesamtwirkungsgrad wie der zukünftige Dieselantrieb. Bezüglich der treibhausrelevanten Emissionen schneidet LNG unter den fossilen Kraftstoffen zukünftig am günstigsten ab und kann nur noch durch die regenerativ betriebenen LH<sub>2</sub>-Antriebe unterboten werden, bei denen der Wasserstoff über Elektrolyse aus Wind-, Wasser- oder Solarthermiekraft gewonnen wird. Hier sind Reduktionen der treibhausrelevanten Gesamtemissionen um über 99,1 % gegenüber dem heutigen Benzinszenario möglich. Eine LH<sub>2</sub>-Erzeugung, die teilweise aus fossiler Primärenergie gespeist wird (z.B. Kanada und Nordafrika heute), zeigt dagegen aufgrund des schlechten Gesamtwirkungsgrades – mit Ausnahme der Oxidantienbildung – keine ökologischen Vorteile gegenüber den konventionellen Antrieben.

Die Inanspruchnahme fossiler und nuklearer energetischer Ressourcen zeigt, daß auch hier nur durch den Wechsel zu regenerativ erzeugtem Wasserstoff Ressourcen nachhaltig geschont werden können (97,3 % gegenüber dem heutigen Benzinszenario). Den regenerativen Ressourcen wurde hierbei aufgrund ihres erneuernden Charakters kein Ressourcenindex zugeteilt. Je nach Primärenergiepotential ergeben sich damit die in Tabelle 7.3 aufgeführten jährlichen Potentiale zur Substitution konventioneller Antriebe durch LH<sub>2</sub>-Fahrzeuge (angenommene Jahresfahrleistung: 15 000 km). Auf Seiten des Versauerungspotentiales ergeben sich bereits durch die skizzierte Einführung schwefelarmer Benzin- und Dieselmotoren sowie durch eine weitere Reduzierung der Stickoxidemissionen signifikante Entlastungen. Die LNG-Fahrzeuge zeigen zukünftig mit Reduktionspotentialen zwischen 70,6 und 73,3 % bereits ähnliche Einsparungspotentiale wie der LH<sub>2</sub>-Antrieb (78,3 %) auf. Ein vergleichbares Bild ergibt sich bei Betrachtung des Eutrophierungspotentiales. Auch hier vermag bereits der zukünftige Benzinantrieb zu einer Entlastung von 36,6 % beitragen, während die LNG-Antriebe mit Einsparungen zwischen 68,6 und 74,2 % in die Größenordnung des Wasserstoffantriebs (70,7 %) vorstoßen.

Das Potential zur Bildung photochemischer Oxidantien läßt sich im Vergleich zum heutigen Benzinantrieb mit allen anderen betrachteten Kraftstoff- und Fahrzeugszenarien – auch über LH<sub>2</sub> aus konventioneller Stromerzeugung – signifikant reduzieren. Insgesamt zeigt der Vergleich der betrachteten Antriebsalternativen, daß sowohl das Benzin- als auch das Dieselfahrzeug noch erhebliches Potential zur Steigerung der Umweltverträglichkeit aufweist. Der LNG-Antrieb kann bereits heute zu einer darüber hinausgehenden Umweltentlastung beitragen. Mittel- bis langfristig bietet der verbrennungsmotorische Antrieb über LH<sub>2</sub> das größte Potential für eine nachhaltige Reduzierung der Umweltbelastung und zeigt als einziger Antrieb das Potential zum Ausstieg aus der fossilen und damit begrenzten Energiewirtschaft auf. Der Aufbau einer LNG- bzw. LH<sub>2</sub>-Infrastruktur ist daher aus ökologischer Sicht zu begrüßen.

**Tabelle 7.3:** Jährliche Primärenergiepotentiale [WOLF 99] und Fahrzeugsubstitutionspotentiale (eigene Berechnungen auf Basis des LH<sub>2</sub>-Antriebs und der LH<sub>2</sub>-Bereitstellungsszenarien für 2010)

<b>Kraftstoffpotentiale</b>	<b>Windkraft Deutschland</b>	<b>Wasserkraft Kanada</b>	<b>Wasserkraft Norwegen</b>	<b>Solarthermie Nordafrika</b>
<b>Minimales Primärenergiepotential [GWh/a]</b>	29 000	2000	26 000	24 000 000
<b>Maximales Primärenergiepotential [GWh/a]</b>	237 000	290 000	26 000	24 000 000
<b>Minimales Substitutionspotential 2010 [Fahrzeuge/a]</b>	926 000	113 000	1 537 000	214 365 000
<b>Maximales Substitutionspotential 2010 [Fahrzeuge/a]</b>	7 564 000	16 340 000	1 537 000	214 365 000

## 8 ÖKOLOGISCH OPTIMIERTE FAHRZEUGLEBENSDAUER

Die bisherigen Betrachtungen haben sich auf die Lebenszyklusoptimierung eines Fahrzeuges bezogen. Eine konsequente Erweiterung der Systemgrenzen führt zum Einbezug mehrerer, zeitlich aufeinanderfolgender Fahrzeuggenerationen. Untersuchungen von BRAESS ET AL. in den 70er Jahren zum „Langzeitauto“ haben gezeigt, daß durch ein auf 20 Jahre Lebensdauer ausgelegtes Aluminiumfahrzeug (300 000 km) gegenüber 2 damaligen Stahlfahrzeugen (je 10 Jahre und 150 000 km) ca. 20 % Energie (bei gleichem Transportpotential) infolge geringerer Herstell- und Recyclingenergien eingespart werden kann [BRAESS 78/1; BRAESS 78/2].

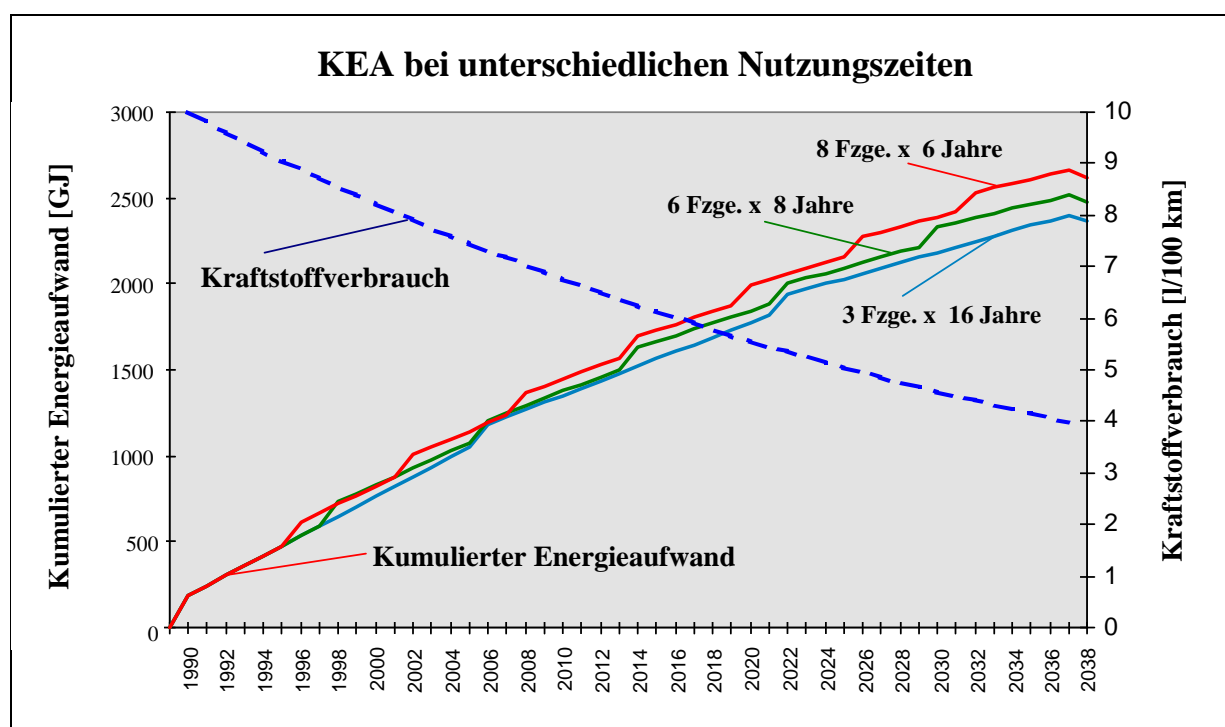
Aufgrund der in den letzten Jahrzehnten zu verzeichnenden stetigen Reduzierung des Kraftstoffverbrauchs neuer Fahrzeuggenerationen sowie verbesserter Recyclingverfahren soll anschließend der Frage nachgegangen werden, ob es zukünftig Sinn machen könnte, ein Fahrzeug schon vor Ablauf der technischen Lebenserwartung durch ein effizienteres Neufahrzeug zu ersetzen. Am Beispiel des kumulierten Energieaufwands wird daher nachfolgend ein Modell zur Berechnung ökologisch optimierter Nutzungsdauern von Kraftfahrzeugen abgeleitet. Der sich in einem sinkenden Kraftstoffverbrauch widerspiegelnde technische Fortschritt von Kraftfahrzeugen bildet dabei die Grundvoraussetzung für die Existenz einer ökologisch optimierten Fahrzeuglebensdauer. Blicke der Kraftstoffverbrauch neu entwickelter Fahrzeuge im Zeitverlauf unverändert, so würde die Empfehlung an den Fahrzeugbetreiber trivialerweise lauten, das Fahrzeug bis ans Ende seiner technischen Lebenserwartung zu nutzen, da eine vorzeitige Neuanschaffung auch mit vorzeitigen Energieaufwendungen zur Herstellung des neuen Fahrzeuges verbunden wäre (abzüglich der Energieeinsparungen aus der Verwertung des alten Fahrzeuges).

Das andere theoretische Extrem ergäbe sich bei vernachlässigbaren energetischen Hersteleaufwendungen. In diesem Fall würde ein ökologisch handelnder Fahrzeugnutzer bei jeder Verbrauchsreduzierung eines neu am Markt erscheinenden Fahrzeuges sein altes Fahrzeug gegen das effizientere Neufahrzeug eintauschen. Diese beiden theoretischen Extrembetrachtungen begründen die Existenz einer endlichen Nutzungsdauer von Kraftfahrzeugen, bei der die kumulierten Gesamtenergieaufwendungen über den Betrachtungszeitraum minimiert werden. In Abhängigkeit der Verbrauchsreduzierung sowie der Entwicklung der energetischen Hersteleaufwendungen und Verwertungserlöse im Zeitverlauf ergibt sich hieraus ein Optimierungsbedarf bezüglich einer energetisch idealen Nutzungsdauer von Kraftfahrzeugen.



Eine Prognose der zu erwartenden Veränderungen bei den energetischen Herstellaufwendungen und Verwertungserlösen sowie der zukünftigen Verbrauchsreduzierungen gestaltet sich aufgrund des langfristigen Prognosezeitraumes äußerst schwierig. Im folgenden werden daher exemplarisch an einem Fahrzeug der oberen Mittelklasse des Jahres 1990 verschiedene Szenarien einer zukünftigen Entwicklung aufgezeigt. Die kumulierten Energieaufwendungen zur Herstellung dieses, in konventioneller Stahlbauweise gefertigten, Mittelklassefahrzeuges werden nach [HALDENWANGER 94] mit 128 GJ abgeschätzt (Basis: Audi 100, Fahrzeuggewicht 1348 kg).

Der Verbrauch des fiktiven Referenzfahrzeuges wird im Jahr 1990 mit  $10 \text{ l}_{\text{Benzin}}/100 \text{ km}$  angenommen und soll gemäß der VDA-Zusage um jährlich 1,94 % sinken (entspricht einer Verbrauchsreduktion von 25 % im Zeitraum 1990 bis 2005 [DEMEL 95]). Bei der Verbrauchsmodellierung wird unterstellt, daß sich der Verbrauch der Fahrzeuge nicht sprunghaft, sondern stetig im Zeitverlauf mit einer konstanten Reduktionsrate verringert. Die jährliche Fahrleistung soll 15 000 km betragen (entsprechend 195 000 km in 13 Jahren). Über die Gesamtleistung ansteigende Reparatur- und Wartungsaufwendungen [BRAESS 76] werden vernachlässigt. Die im Zuge der Altfahrzeugverwertung realisierbare Energierückgewinnung wird für das Basiszenario mit 30 % der ursprünglichen Herstellungsaufwendungen angenommen.



**Bild 8.1:** Kumulierter Energieaufwand und Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit der Fahrzeugnutzungszeiten ( $T_{\text{ges.}}$  48 Jahre;  $KEA_{\text{Herstellung}}$  128 GJ/Fzg.; Verbrauchsreduktion 1,94 % p.a. gemäß VDA Szenario; jährliche Fahrleistung 15 000 km; Verwertungsgutschrift RGF 30 % bezüglich  $KEA_{\text{Herstellung}}$ ; aus Übersichtsgründen sind nur 3 der betrachteten 5 Nutzungsszenarien dargestellt)

In Bild 8.1 ist für einen Bilanzierungszeitraum von 48 Jahren der kumulierte Gesamtenergieverbrauch der Fahrzeugherstellung, -nutzung und -verwertung dargestellt. Es wird untersucht, wie sich, bei Berücksichtigung vorerst konstanter Herstellungsenergien der Fahrzeuge, die Verteilung der Gesamtfahrleistung auf 8, 6, 4, 3 bzw. 2 Fahrzeuge mit entsprechenden Nutzungsdauern von 6, 8, 12, 16 bzw. 24 Jahren auswirkt. Die Verbrauchsreduktion des VDA-Szenarios spiegelt sich in den mit zunehmendem Zeithorizont flacher werdenden Nutzungsphasenabschnitten wider. Die Verwertungserlöse des Altfahrzeuges werden mit Herstellungsaufwendungen des Neufahrzeuges der jeweils nächsten Generation verrechnet. Es zeigt sich, daß bei Annahme der Modellparameter des Basisszenarios die 16jährige Fahrzeugnutzung gesamtenergetisch gegenüber kürzeren und längeren Nutzungszeiten geringfügig besser abschneidet.

## 8.1 Modell zur Berechnung der optimierten Fahrzeuglebensdauer

Die Höhe der energetisch optimierten Nutzungsdauer läßt sich mathematisch über die Minimierung des Gesamtenergieverbrauches bestimmen. Der *Gesamtenergieverbrauch*  $KEA_{ges}$ . Setzt sich dabei aus den *Energieaufwendungen* für die *Herstellung*  $KEA_{Herstellung}$  und *Nutzung*  $KEA_{Nutzung}$  sowie einer für die *Verwertung* des Altfahrzeuges anzusetzenden energetischen Gutschrift  $KEA_{Verwertung}$  zusammen (Gl. 8.1 - 8.5). Die kumulierte Herstellungsenergie des gesamten *Betrachtungszeitraumes*  $T_{ges}$ . (48 Jahre im Beispiel) berechnet sich aus der *Herstellungsenergie zum Zeitpunkt*  $t = 0$  (1990) und einem *Summenfaktor*, der die *jährliche Steigerung der Herstellungsaufwendungen* um den Faktor  $(1 + c_{Herstellung, p.a.})$  bei dem zukünftig zu erwartenden verstärkten Einsatz energetisch intensiver Werkstoffe berücksichtigt. Der Exponent des Summenfaktors ist ein ganzzahliges Vielfaches der *Fahrzeugnutzungsdauer*  $t_{Fzg.}$ , die durch das Verhältnis von *Bilanzzeitraum*  $T_{ges}$ . Zur *Anzahl der eingesetzten Fahrzeuge*  $n_{Fzg.}$  bestimmt ist.

Der kumulierte Energieaufwand der Nutzungsphasen der Fahrzeuge berechnet sich durch Multiplikation der Faktoren *Kraftstoffenergieinhalt*  $KEA_{Kraftstoff}$  (38,5 MJ/l Superbenzin inkl. Bereitstellungsaufwand), *Fahrzeugverbrauch*  $V_0$  zum Zeitpunkt  $t = 0$  (10 l/100km), *Jahresfahrleistung*  $JFL$  (15 000 km), *Nutzungsdauer*  $t_{Fzg.}$  ( $T_{ges.}/n_{Fzg.}$ ) mit dem *Diskontierfaktor*  $c_{v, p.a.}$  (1,94 % p.a.), der den jährlich sinkenden Kraftstoffverbrauch berücksichtigt. Durch die Verwertung des Fahrzeuges verringert sich der Energieaufwand zur Herstellung des Neufahrzeuges der nächsten Generation, wodurch eine *energetische Gutschrift*  $KEA_{Verwertung}$  auf die Fahrzeugherstellung (*Rückgewinnungsfaktor*  $RGF$ : 30 % bezüglich  $KEA_{Herstellung}$ ) gegeben werden kann. Mit

zunehmendem Betrachtungshorizont wird von effizienteren Verwertungsprozessen ausgegangen, so daß die energetische Gutschrift im Lauf der Zeit um die *Steigerungsrate*  $c_{\text{Verwertung, p.a.}}$  ansteigt (in Bild 8.1 unberücksichtigt, d.h. 0 % bei Annahme zeitunabhängiger Effizienz).

Die Funktion des Gesamtenergieverbrauchs ist neben den fahrzeugspezifischen Parametern von der *Anzahl der Fahrzeuge*  $n_{\text{Fzg.}}$  abhängig, auf die die zu erbringende Fahrleistung des *Bilanzzeitraumes*  $T_{\text{ges.}}$  (720 000 km in 48 Jahren im obigen Beispiel) verteilt wird. Im Rahmen von Variationsrechnungen gilt es nun bei gegebenem Bilanzierungshorizont  $T_{\text{ges.}}$ , für  $n_{\text{Fzg.}} = 1$  bis  $n_{\text{max.}}$ , die zugehörigen kumulierten Energieaufwendungen  $KEA_{\text{ges.}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}})$  zu berechnen. Aus der *Anzahl der Fahrzeuge*  $n_{\text{Fzg., opt.}}$ , bei der sich ein minimaler Gesamtenergieaufwand ergibt, läßt sich schließlich die *optimale Fahrzeugnutzungsdauer*  $t_{\text{opt.}}$  bestimmen (Gl. 8.6).

$$KEA_{\text{Herstellung}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}}) = KEA_{\text{Herstellung, t=0}} \cdot \sum_{k=0}^{n_{\text{Fzg.}}-1} (1 + c_{\text{Herstellung, p.a.}})^{k \cdot \frac{T_{\text{ges.}}}{n_{\text{Fzg.}}}} \quad \text{Gl. 8.1}$$

$$KEA_{\text{Nutzung}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}}) = KEA_{\text{Kraftstoff}} \cdot V_0 \cdot \frac{JFL}{100} \cdot \frac{T_{\text{ges.}}}{n_{\text{Fzg.}}} \cdot \sum_{k=0}^{n_{\text{Fzg.}}-1} (1 + c_{\text{v, p.a.}})^{-k \cdot \frac{T_{\text{ges.}}}{n_{\text{Fzg.}}}} \quad \text{Gl. 8.2}$$

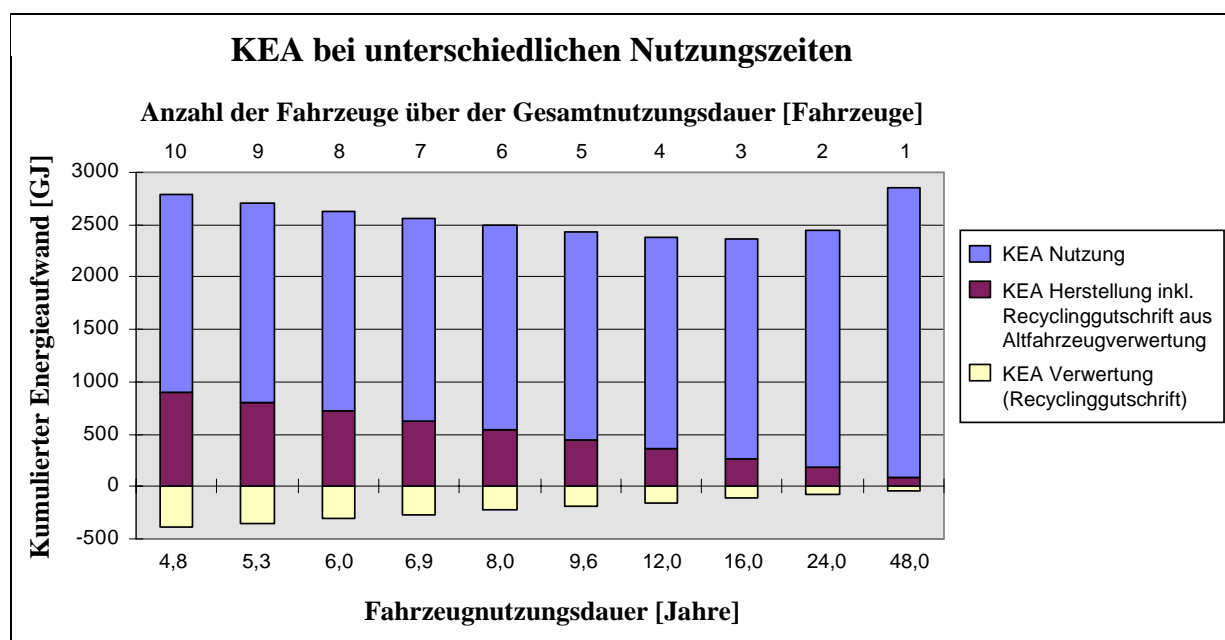
$$KEA_{\text{Verwertung}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}}) = KEA_{\text{Verwertung, t=0}} \cdot \sum_{k=1}^{n_{\text{Fzg.}}} (1 + c_{\text{Verwertung, p.a.}})^{k \cdot \frac{T_{\text{ges.}}}{n_{\text{Fzg.}}}} \quad \text{Gl. 8.3}$$

mit  $KEA_{\text{Verwertung, t=0}} = KEA_{\text{Herstellung, t=0}} \cdot RGF$  Gl. 8.4

$$KEA_{\text{ges.}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}}) = KEA_{\text{Herstellung}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}}) + KEA_{\text{Nutzung}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}}) + KEA_{\text{Verwertung}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}})$$

$$\min. [KEA_{\text{ges.}}(n_{\text{Fzg.}}; T_{\text{ges.}})], \text{ für } n = 1 \text{ bis } n_{\text{max.}}; n \text{ ganzzahlig} \Rightarrow t_{\text{opt.}} \quad \text{Gl. 8.5 und 8.6}$$

Bild 8.2 zeigt, daß im obigen Beispiel die Gesamtenergieaufwendungen minimiert werden können, wenn die in 48 Jahren zu erbringende Gesamtleistung auf 3 Fahrzeuge verteilt wird. Hieraus resultiert eine energetisch optimierte Nutzungsdauer von 16 Jahren. Bei den in Bild 8.2 dargestellten Herstellungsaufwendungen wurden bereits die bei der Altfahrzeugverwertung zu erzielenden energetischen Gutschriften (Recyclinggutschrift) mit den ursprünglichen Herstellaufwendungen verrechnet. Es zeigt sich, daß das Minimum der Energieaufwendungen bei der optimalen Nutzungsdauer von 16 Jahren nicht stark ausgeprägt ist. Eine Verschiebung der Nutzungsdauer auf 12 bzw. 24 Jahre führt lediglich zu einer Zunahme des energetischen Gesamtaufwandes um 0,5 bzw. 2,9 % gegenüber den Aufwendungen bei 16jähriger Fahrzeugnutzung.



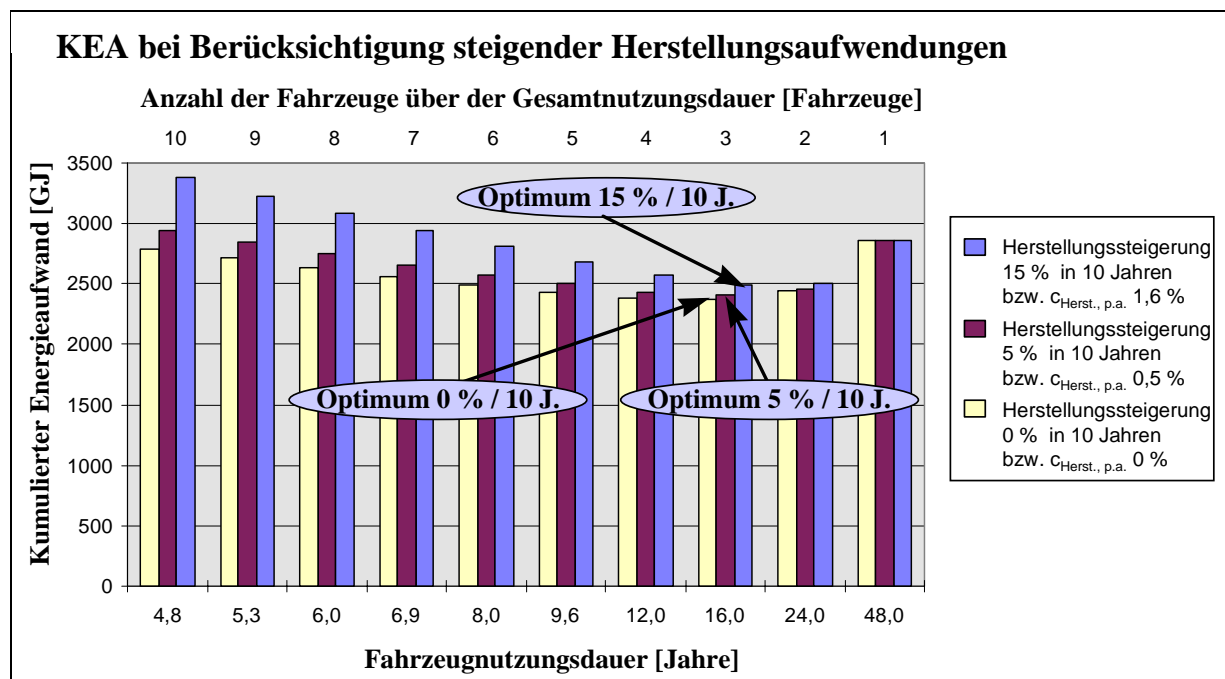
**Bild 8.2:** Kumulierter Energieaufwand in Abhängigkeit der Fahrzeugnutzungszeiten ( $T_{ges.}$  48 Jahre;  $KEA_{Herstellung}$  128 GJ/Fzg.;  $c_{v, p.a.}$  (VDA) 1,94 % p.a.; JFL 15 000 km; RGF 30 %)

## 8.2 Opt. Lebensdauer bei Variation der Herstellungsparameter

Bisher wurde eine zeitliche Invarianz hinsichtlich der Herstellungskosten der aufeinanderfolgenden Fahrzeuggenerationen unterstellt. Um die angestrebten Verbrauchsziele zu erreichen, werden jedoch verstärkt Leichtbaumaßnahmen diskutiert, deren Umsetzung mit einer Erhöhung der energetischen Herstellungsaufwendungen verknüpft wäre. Wie sich die Herstellungsaufwendungen tatsächlich entwickeln werden, läßt sich über einen Bilanzzeitraum von 48 Jahren nur schwerlich abschätzen. Einerseits ist nicht absehbar, wann die in den letzten beiden Dekaden zu verzeichnende „steigende Gewichtsspirale“ der Fahrzeuggewichtsentwicklung umgekehrt werden kann und in welchem Umfang andererseits die hierzu nötigen werkstofflichen und konstruktiven bzw. fertigungstechnischen Maßnahmen die Höhe der Herstellungskosten zukünftiger Fahrzeuge beeinflussen werden. Eine Prognose zur *Prozessketteneffizienz*, d.h. zum nötigen Energieeinsatz der Halbzeuggewinnungs- und Verarbeitungsprozesse, erscheint vor dem Hintergrund eines zunehmenden Aufwandes zur Exploration der mineralischen und energetischen Ressourcen (Eisenerz, Bauxit, Erdöl, Erdgas, Kohle etc.) ebenso nur schwer möglich zu sein.

In Bild 8.3 ist der Einfluß verschiedener Herstellungsszenarien auf den Gesamtenergieverbrauch der Fahrzeugkaskade dargestellt. Gegenüber den bisher unterstellten konstanten Her-

stellenaufwendungen wird untersucht, inwiefern eine stetige Steigerung der Herstelleraufwendungen um 5 bzw. 15 % – über einen Zeitraum von 10 Jahren (entspricht  $c_{Herstellung, p.a.}$  von 0,51 bzw. 1,64 % p.a.) – eine Verschiebung der optimalen Nutzungsdauer bewirkt. Das Ergebnis zeigt, daß eine Erhöhung der Herstellungsenergien zwar signifikanten Einfluß auf die absolute Höhe des Gesamtenergieaufwandes der Fahrzeugkaskade ausübt, die *optimierte Nutzungsdauer* jedoch *in allen 3 Szenarien* unverändert 16 Jahre beträgt.

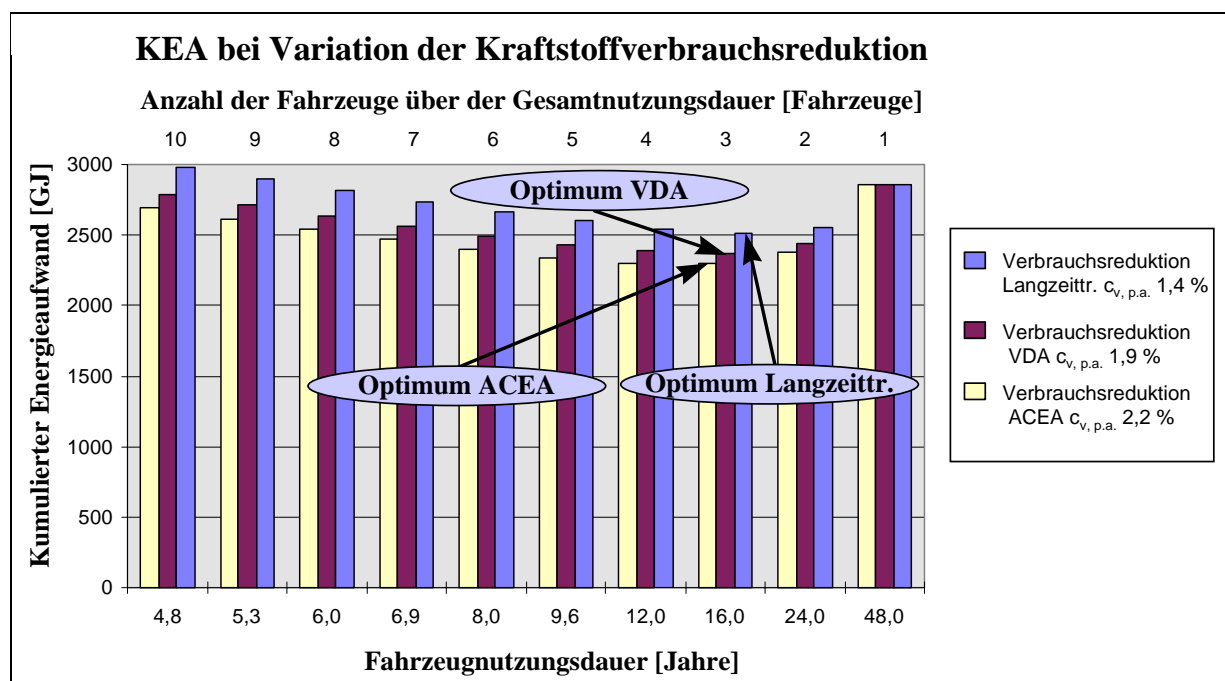


**Bild 8.3:** Optimierte Nutzungsdauer bei Berücksichtigung jährlich steigender Herstellungsaufwendungen ( $T_{ges.}$  48 Jahre;  $KEA_{Herstellung}$  128 GJ/Fzg.;  $c_{v, p.a.}$  (VDA) 1,94 % p.a.; JFL 15 000 km; RGF 30 %)

### 8.3 Opt. Lebensdauer bei Variation der Nutzungsparameter

Die optimierte Lebensdauer der Nutzungsphase wird im wesentlichen durch die Höhe der jährlich zu erwartenden Verbrauchsreduktion von Neufahrzeugen sowie durch die Jahresfahrleistung des Fahrzeugbetreibers bestimmt. Im folgenden werden verschiedene Szenarien zukünftiger Verbrauchsentwicklungen aufgezeigt. Die untere Grenze einer Verbrauchsentwicklung mit einer jährlichen Reduktion von 1,4 % spiegelt sich in einer Trendextrapolation der Verbrauchswerte von Mittelklassefahrzeugen der BMW Group im Zeitraum 1936 bis 1996 wider (Reduktion von 57,1 % in 60 Jahren). Eine mittlere Verbrauchsreduktion in Höhe von 1,94 % p.a. ergibt sich nach der Zusage des VDA, von 1990 bis 2005 den Kraftstoffverbrauch um 25 % zu senken [DEMEL 95]. Die Zielvorgabe der ACEA, den Verbrauch im Zeitraum 1995 bis 2008 um ebenfalls 25 % zu senken, entspricht einer Reduktion von 2,24 % p.a. [TELTSCHIK 98].

Bei Variation der zukünftigen Verbrauchsentwicklungen zeigt sich ein ähnlicher Sachverhalt wie bei der Analyse der unterschiedlichen Herstellungsszenarien (Bild 8.4). Die Höhe des jährlichen Minderverbrauchs besitzt zwar einen entscheidenden Einfluß auf den Gesamtenergieaufwand der Fahrzeugkaskade, dennoch liegt die *optimierte Nutzungsdauer in allen 3 Szenarien bei 16 Jahren*. Erst bei einer jährlichen Verbrauchsreduktion von 2,6 % würde sich eine Verkürzung auf 12 Jahre ergeben (Verbrauchseinsparung von 22,6 % in 10 Jahren).

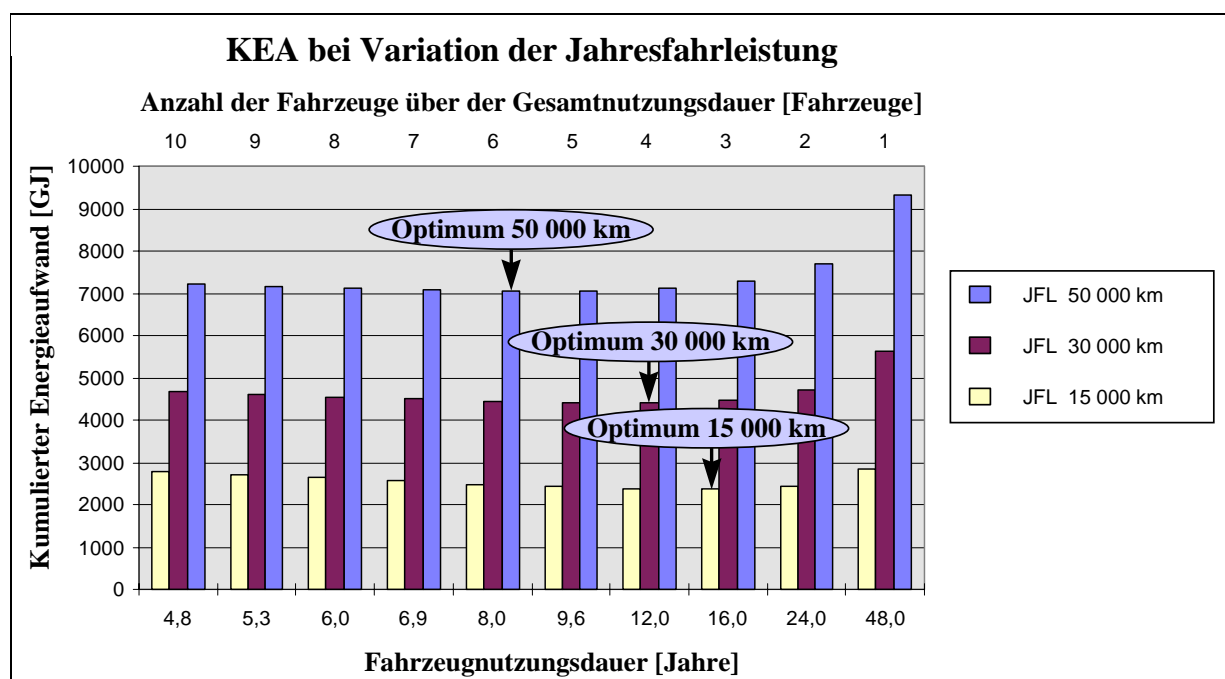


**Bild 8.4:** Optimierte Nutzungsdauer in Abhängigkeit der jährlichen Kraftstoffverbrauchsreduktion ( $T_{ges.}$  48 Jahre;  $KEA_{Herstellung}$  128 GJ/Fzg.; JFL 15 000 km; RGF 30 %)

Wesentlich größeren Einfluß auf die Höhe der energetisch optimierten Nutzungsdauer übt die jährliche Fahrleistung aus. Bei Wenigfahrern mit einer Jahresfahrleistung zwischen 3 000 und 8 000 km empfiehlt sich eine Nutzungsdauer von 24 Jahren, während die optimale Nutzungsdauer bei Fahrleistungen zwischen 9 000 und 17 000 km 16 Jahre beträgt. Bereits ab 18 000 km verschiebt sich das Optimum zu 12 Jahren hin. Zwischen 31 000 und 45 000 km liegt das Optimum schon bei 9,6 Jahren, zwischen 46 000 und 64 000 km bei 8 Jahren, zwischen 65 000 und 86 000 km bei 6,9 Jahren und ab 87 000 km schließlich bei 6 Jahren oder kürzeren Nutzungszeiten (Bild 8.5). Gegenüber Variationen der Herstellungsaufwendungen und der Verbrauchsreduktion zeigt sich allerdings, daß die energetischen Optima bei Berücksichtigung steigender Jahresfahrleistungen sehr viel schwächer ausgeprägt sind.

Die Bereitstellungsaufwendungen zur Erzeugung des Benzinkraftstoffes wurden bislang als konstant über der Zeit angenommen. Infolge des zunehmenden Ressourcenabbaus ist jedoch

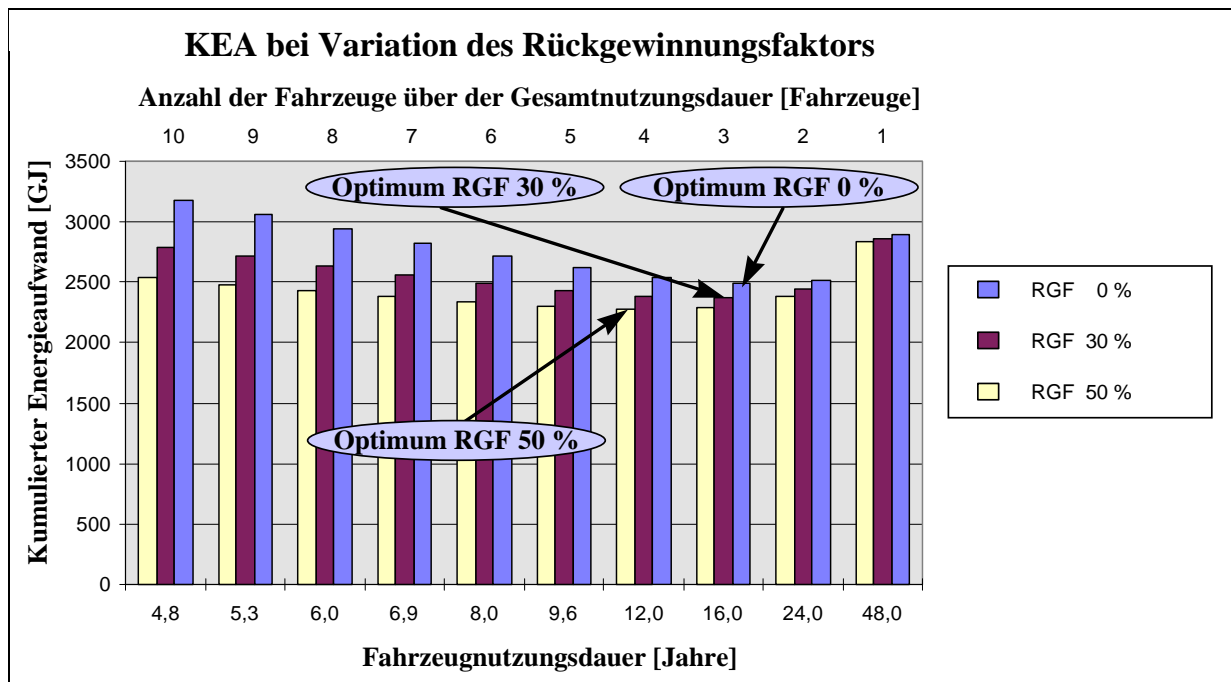
ein zunehmender energetischer Aufwand zur Exploration des Rohöls zu erwarten. Zudem wird von Seiten der Mineralölindustrie vorgebracht, daß die Energieaufwendungen zur Bereitstellung des, aus Abgasnachbehandlungsgründen (DeNO<sub>x</sub>-Katalysator) geforderten, schwefelarmen Kraftstoffes, im Vergleich zum heutigen Kraftstoff, ansteigen werden [NIERHAUVE 99]. D.h., die aus der direkteinspritzenden Ottomotorentchnik resultierenden Verbrauchseinsparungen werden teilweise durch höhere Aufwendungen auf Seiten der Kraftstoffbereitstellung erkaufft. Tendenziell ist deshalb mit einer Erhöhung der Bereitstellungsaufwendungen über der Zeit zu rechnen. Diese Entwicklung sollte in weiterführenden Untersuchungen berücksichtigt werden.



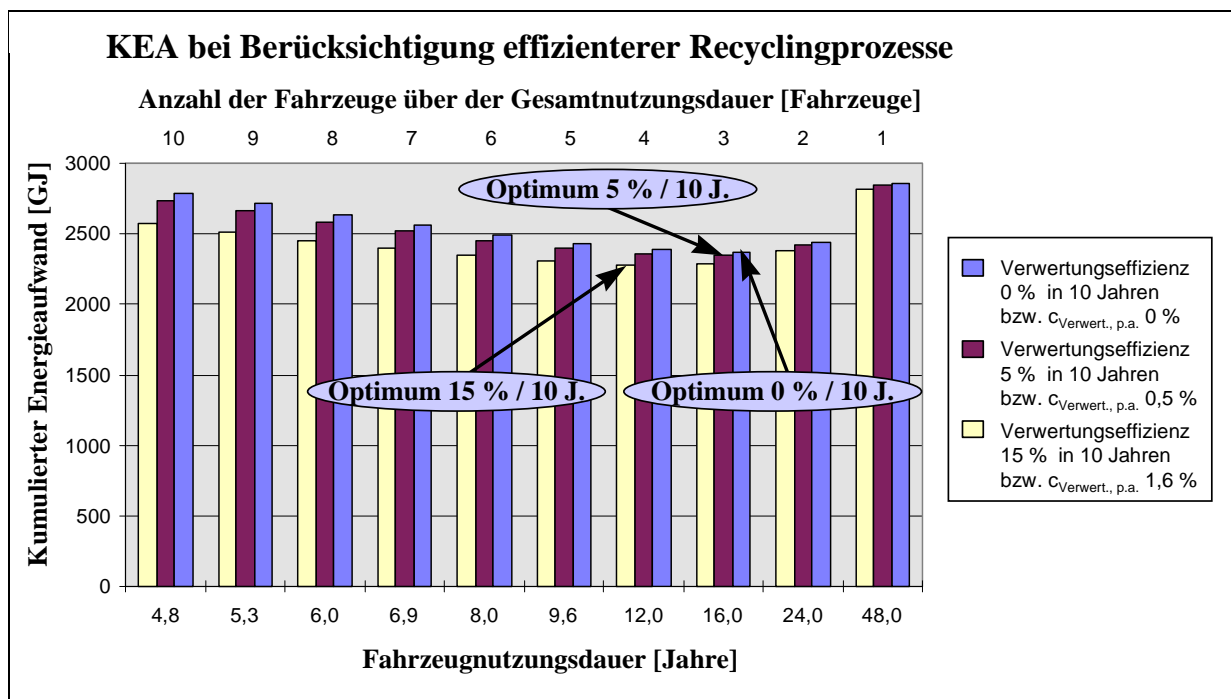
**Bild 8.5:** Optimierte Nutzungsdauer bei Variation der Jahresfahrleistung ( $T_{ges.}$  48 Jahre;  $KEA_{Herstellung}$  128 GJ/Fzg.;  $c_{v,p.a.}$  (VDA) 1,94 % p.a.; RGF 30 %)

## 8.4 Opt. Lebensdauer bei Variation der Verwertungsparameter

Haupteinflußgröße der Verwertungsphase ist der *energetische Rückgewinnungsfaktor RGF*, der eine Abschätzung über die im Zuge der Altfahrzeugverwertung zu erzielende Energierückgewinnung, bezogen auf die ursprünglichen Herstellungsaufwendungen zum Zeitpunkt  $t = 0$ , zuläßt. Im folgenden werden bezüglich des Rückgewinnungsfaktors ebenfalls 3 mögliche Szenarien skizziert (Bild 8.6). Eine *unterlassene Verwertung* der Altfahrzeuge führt ebenso wie die *30-prozentige Verwertung* zu *optimierten Nutzungszeiten von 16 Jahren*. Erst bei einer *energetischen Rückgewinnung von mindestens 41 %* der Herstellungsaufwendungen verschiebt sich die *Nutzungsdauer zu 12 Jahren* hin.



**Bild 8.6:** Optimierte Nutzungsdauer bei Variation des Rückgewinnungsfaktors ( $T_{ges.}$  48 Jahre; KEA Herstellung 128 GJ/Fzg.;  $c_{v, p.a.}$  (VDA) 1,94 % p.a.; JFL 15 000 km)



**Bild 8.7:** Optimierte Nutzungsdauer bei einer jährlichen Effizienzsteigerung des Verwertungsprozesses ( $T_{ges.}$  48 Jahre; KEA<sub>Herstellung</sub> 128 GJ/Fzg.;  $c_{v, p.a.}$  (VDA) 1,94 % p.a.; JFL 15 000 km; RGF 30 %)

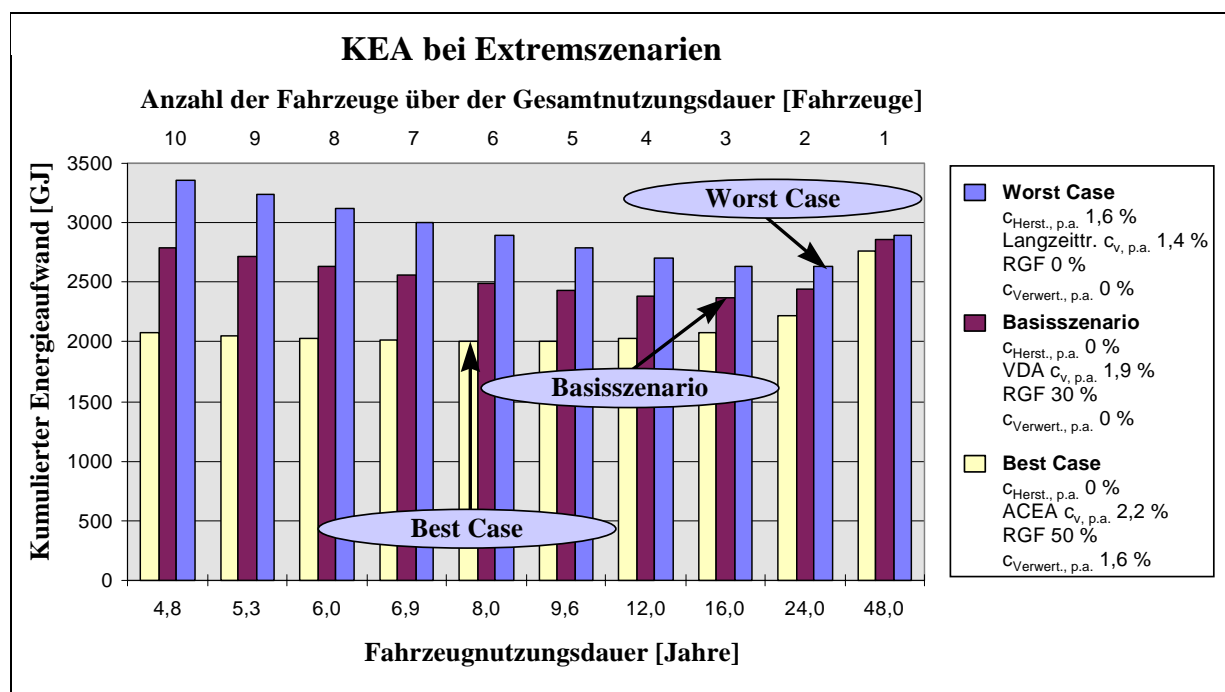
Bislang wurden zeitlich konstante Rückgewinnungsfaktoren unterstellt. Berücksichtigt man den technischen Fortschritt im Bereich der Verwertungsprozesse, so ist denkbar, daß sich die Effizienz der Verwertungsprozesse und damit die energetische Gutschrift der Verwertungsphase mit zunehmendem Zeithorizont stetig erhöht. Die einschränkende Bedingung muß jedoch er-



füllt sein, daß die Verwertungsgutschriften theoretisch maximal so groß wie die ursprünglichen Herstellungsaufwendungen sein dürfen. Bild 8.7 zeigt wiederum 3 Szenarien einer möglichen Entwicklung auf. Unterstellt man *zeitunabhängige Verwertungsprozesse*, so liegt das Optimum ebenso wie im Szenario einer in 10 Jahren um 5 % verbesserten Prozeßeﬃzienz bei einer 16-jährigen Fahrzeugnutzung. Erst bei einer Effizienzsteigerung von 12 % in 10 Jahren ergibt sich eine optimierte Nutzungsdauer von 12 Jahren.

### 8.5 Opt. Lebensdauer bei Kombination verschiedener Parameter

Bislang wurde der Einfluß einzelner Parameter auf die optimierte Lebensdauer auf der Grundlage des Basisszenarios aufgezeigt. Die untersuchten Parameter beeinflussen zwar alle den Gesamtenergieverbrauch, lediglich bei Variation der Jahresfahrleistung sowie des Rückgewinnungsfaktors und der Verwertungseﬃzienzsteigerung ergeben sich jedoch Änderungen in der optimierten Nutzungsdauer. Kombiniert man nun diese Parameter, so lassen sich die in Bild 8.8 angeführten Extremszenarien aufstellen.



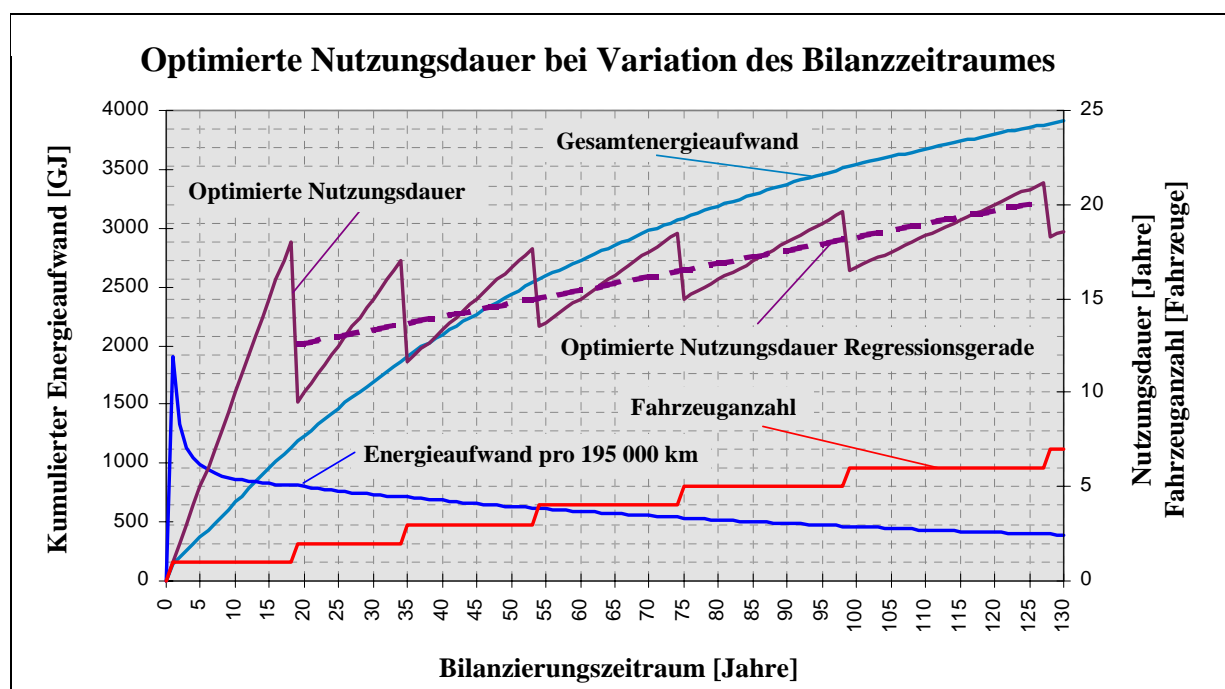
**Bild 8.8:** Optimierte Nutzungsdauer bei Kombination verschiedener Parameter ( $T_{ges}$ . 48 Jahre; KEA. Herstellung 128 GJ/Fzg.; JFL 15 000 km)

Das Worst-Case-Szenario unterstellt, daß zwar die Herstelleraufwendungen zukünftig drastisch ansteigen werden ( $c_{Herstellung, p.a.}$  1,6 %), aber lediglich geringe Verbrauchsreduzierungen in der Nutzungsphase zu erwarten sind ( $c_{v, p.a.}$  1,4 %) und zudem eine energetische Verwertung des Fahrzeuges unterbleibt (RGF 0 %). Dem Best-Case-Szenario liegen dagegen sehr optimistische

Annahmen zugrunde. Trotz konstanter Herstellungsaufwendungen ( $c_{\text{Herstellung, p.a.}} 0\%$ ) gelingt es, eine Verbrauchsreduzierung in Höhe der ACEA-Forderung ( $c_{\text{v, p.a.}} 2,2\%$ ) zu realisieren sowie eine energetische Verwertung von 50 % (RGF 50 %) umzusetzen, deren Effizienz jährlich noch um 1,6 % ( $c_{\text{Verwertung p.a.}} 1,6\%$ ) zunimmt. Die Simulationsergebnisse in Bild 8.8 zeigen, daß sich bei Annahme des Worst-Case-Szenarios die optimierte Nutzungszeit auf 24 Jahre verschlechtert, während im Falle des Best-Case-Szenarios eine Reduzierung auf 8 Jahre eintritt.

## 8.6 Opt. Lebensdauer bei Variation des Bilanzzeitraumes

Aus Gl. 8.1 bis 8.6 ging hervor, daß die optimierte Fahrzeuglebensdauer neben den fahrzeugtechnischen Parametern und der durch den Fahrer beeinflussbaren Jahresfahrleistung auch noch von dem Gesamtzeitraum der zu bilanzierenden Fahrzeugkaskaden abhängt. Inwiefern der Bilanzzeitraum signifikanten Einfluß auf die Höhe der optimierten Nutzungsdauer hat, soll nun aufgezeigt werden. Auf der Grundlage des Basisszenarios werden hierzu für Bilanzzeiträume von bis zu 130 Jahren die zugehörigen optimierten Nutzungsdauern sowie die Anzahl der hieraus resultierenden Fahrzeuggenerationen berechnet (Bild 8.9). Die Projektion der Basisparameter über diesen Zeitraum dient dabei zur Veranschaulichung der prinzipiellen Zusammenhänge bei Variation des Bilanzzeitraumes und erhebt selbstverständlich keinen Anspruch auf eine realistische Prognose der fahrzeugspezifischen Modellparameter bis zum Jahr 2120.



**Bild 8.9:** Kumulierter Energieaufwand in Abhängigkeit des Bilanzierungszeitraumes ( $KEA_{\text{Herstellung}} 128 \text{ GJ/Fzg.}$ ;  $c_{\text{v, p.a.}} (\text{VDA}) 1,94\% \text{ p.a.}$ ;  $JFL 15\,000 \text{ km}$ ;  $RGF 30\%$ )

Bis zu einem Bilanzzeitraum von 18 Jahren empfiehlt sich die Verteilung der Gesamtfahrleistung auf nur 1 Fahrzeug, woraus sich optimierte Nutzungsdauern in Höhe des jeweiligen Bilanzzeitraumes ergeben. Für Bilanzzeiträume zwischen 19 und 34 Jahre ergibt sich eine Minimierung der Gesamtenergieaufwendungen bei einer Aufteilung der Fahrleistung auf 2 Fahrzeuge. Die optimierten Nutzungsdauern steigen dabei linear von 9,5 ( $T_{\text{ges.}}$  19 Jahre) bis 17 Jahre ( $T_{\text{ges.}}$  34 Jahre) an. Die Funktion der optimierten Nutzungsdauer über dem Bilanzzeitraum gleicht einer Sägezahnfunktion. Die sprunghafte Reduktion der optimierten Nutzungsdauer bei der Erweiterung der Fahrzeugkaskade um ein zusätzliches Fahrzeug wird durch die geforderte Ganzzahligkeit der Fahrzeuganzahl begründet.

Mit zunehmendem Bilanzzeitraum kann die optimierte Nutzungsdauer exakter eingegrenzt werden. Bei Bilanzzeiträumen von 18 und 19 Jahren kann die Fahrleistung lediglich auf 1 oder 2 Fahrzeuge verteilt werden, wodurch sich entsprechend große Bandbreiten in den optimierten Nutzungsdauern von 18 ( $T_{\text{ges.}}$  18 Jahre; 1 Fzg. \* 270 000 km) bis 9,5 Jahren ( $T_{\text{ges.}}$  19 Jahre; 2 Fzge. \* 142 500 km), d.h. insgesamt Abweichungen von 8,5 Jahren ergeben. Betrachtet man hingegen Bilanzzeiträume von 127 und 128 Jahren, so verringert sich der Einfluß der Fahrzeuganzahl auf die durchschnittliche Fahrleistung pro Fahrzeug beim Übergang von 6 auf 7 Fahrzeuge. Die optimierten Nutzungszeiten liegen zwischen 21,2 ( $T_{\text{ges.}}$  127 Jahre; 6 Fzge. \* 317 500 km) und 18,3 Jahren ( $T_{\text{ges.}}$  128 Jahre; 7 Fzge. \* 274 285 km) und reduzieren folglich die Bandbreite auf 2,9 Jahre. Mit zunehmendem Bilanzzeitraum fallen die Steigungswinkel der Sägezahnfunktion daher kleiner aus.

Die für das Bilanzzeitraumintervall von 19 bis 127 Jahren eingezeichnete Regressionsgerade verdeutlicht, daß mit zunehmendem Zeithorizont die optimierte Nutzungsdauer ansteigt. Diese liegt bei Bilanzzeiträumen von etwa 20 Jahren durchschnittlich bei 12 Jahren und wächst bei einem Zeitraum von 125 Jahren kontinuierlich auf 20 Jahre an. Die Begründung für diesen Trend ist in den über der Zeit zwar relativ betrachtet konstanten, aber absolut gesehen verringerten, Kraftstoffeinsparungen zu sehen, die den gleichbleibenden Herstellungsaufwendungen gegenüberzustellen sind. In [Bild 8.8](#) ist zudem noch der mit zunehmendem Bilanzzeitraum degressiv ansteigende Gesamtenergieaufwand sowie der hieraus abgeleitete kontinuierlich sinkende, durchschnittliche Energieaufwand eingezeichnet. Als Bezugsgröße für den durchschnittlichen Energieaufwand wird ein Fahrzeuglebenszyklus mit einer auf 13 Jahre verteilten Fahrleistung von 195 000 km (entsprechend 15 000 km p.a.) zugrundegelegt.

## 9 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, eine Methodik zu entwickeln, mit der sowohl die ökologischen als auch ökonomischen Auswirkungen von Automobilen bzw. Automobilbauteilen über ihren gesamten Lebenszyklus, d.h. von der Herstellung über die Nutzung bis hin zur Verwertung, im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung differenziert quantifiziert und bewertet werden können. Basierend auf der Evaluierung bestehender Ökobilanzierungsansätze wird zunächst ein den Anforderungen der *ISO 14040 ff.* Rechnung tragender Ansatz für vergleichende ökologische Produktbilanzierungen hergeleitet. Schwerpunkte hierbei liegen sowohl in der methodischen *Prozeßkettenmodellierung* von Produktsystemen als auch in der *wirkungsorientierten Aggregation* der aus der Sachbilanz resultierenden Stoff- und Energieströme.

Eine Beschreibung der Umweltbeeinträchtigungen erfolgt für die Inputströme des Bilanzsystems anhand des *kumulierten Energieaufwandes* sowie des *Ressourcenverbrauchs*, während eine potentielle Wirkungsanalyse für die Outputströme über die global wirksamen Umweltkategorien *Treibhaus-* und *stratosphärisches Ozonabbaupotential* sowie die lokal bzw. regional wirksamen Kategorien *Versauerungs-*, *Eutrophierungs-*, *photochemisches Oxidantienbildungs-* und *Toxizitätspotential* vorgenommen wird. Neben diesen grundlegenden methodischen Fragestellungen im Bereich der Ökosystemmodellierung zeigen für die vergleichende Bilanzierung von Automobilbauteilen insbesondere der durch Leichtbau zu erzielende *Kraftstoffminderverbrauch* und der *Ansatz ökologischer Gutschriften* – im Falle eines Recyclings der Bauteilalternativen – einen äußerst signifikanten Einfluß auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung auf.

In einem empirisch am Rollenprüfstand validierten Ansatz werden hierzu Kraftstoffeinsparungskoeffizienten mit dem BMW Fahrleistungs- und Verbrauchssimulationsprogramm FALKE berechnet, die einen Wertebereich zwischen *0,34 und 0,48 l/(100 kg · 100 km<sub>NEFZ</sub>)* für benzinbetriebene und *0,29 und 0,33 l/(100 kg · 100 km<sub>NEFZ</sub>)* für dieselbetriebene Fahrzeuge der Mittel- und Oberklasse aufzeigen. Der Kraftstoffminderverbrauch ist vom absoluten Gewichtsniveau des Fahrzeugs unabhängig und teilt sich zu ca. 1/3 auf die primäre Gewichtseinsparung und zu ca. 2/3 auf die Verlängerung der Achsübersetzung auf. Auf Basis von Grenzwertbetrachtungen kann nachgewiesen werden, daß der gewichtsbedingte Minderverbrauch durch das Verhältnis von Kraftstoffverbrauch zu Fahrzeuggewicht determiniert wird. Die verbesserte Effizienz zukünftiger Fahrzeugantriebe wird daher zu einer Abnahme der gewichtsbedingten Kraftstoffeinsparungspotentiale z.B. bei direkteinspritzenden Otto- und Dieselmotoren führen.

Dies bedeutet aber, daß sich energieintensive Leichtbaumaterialien gegenüber konventionellen Stahlbauteilen nicht mehr so früh bzw. unter Umständen gar nicht mehr amortisieren werden. Insbesondere bei verstärktem Einsatz von Leichtbaumaterialien zur Realisierung von *Niedrigverbrauchsfahrzeugen*, wie dem 3-Liter-Auto, besteht infolge des auf ca. 150 000 km beschränkten Nutzungsprofils sowie des reduzierten Minderverbrauchs die Gefahr einer *unzureichenden Amortisation* der höheren ökologischen Herstellungsaufwendungen. Hierdurch kann es zu einer gesamtökologisch unsinnigen Reduzierung des Fahrzeugkraftstoffverbrauchs auf Kosten überproportional höherer Herstellungsaufwendungen kommen.

Bei der Modellierung der Verwertungsphase zeigt sich die Notwendigkeit zur methodischen Erfassung der in bisherigen Bilanzen meist unberücksichtigten potentiellen Recyclingmöglichkeiten der Altbauteile. Der hierzu abgeleitete Ansatz erfaßt die Herstellungs- sowie Aufbereitungs- und Entsorgungsaufwendungen des Werkstoffes entlang des gesamten Werkstofflebenszyklusses, der mehrere Produktlebenszyklen umfassen kann. Im Falle des *Hochwertrecyclings (Closed-Loop-Recycling)* werden die Umweltlasten gleichmäßig auf die partizipierenden Produktsysteme verteilt. Beim Aluminiumblechrecycling lassen sich somit zwischen 50 und 70 % der ursprünglich verbrauchten Energieaufwendungen auf zukünftige Lebenszyklen verteilen. Im Falle des *Niederwertrecyclings (Open-Loop-Recycling)* wird der Verschlechterung der Werkstoffqualität dadurch Rechnung getragen, daß eine Verteilung nicht mehr gleichmäßig auf alle Produktsysteme erfolgt. Vielmehr trägt das den Qualitätsverlust verursachende Produktsystem einen überproportionalen Teil der Umweltlasten. Als geeigneter Verteilungsschlüssel hat sich das Preisverhältnis zwischen Rezyklat und Neumaterial, in seiner Funktion als ein an den Markt angepaßter Qualitätsindikator, erwiesen. Beim Übergang von Aluminiumblech zu -guß beschränkt der Qualitätsverlust des Downcyclings die *Gutschriftvergabe* auf 21 bis 36 %.

Zusätzlich zur ökologischen Bewertung von Automobilbauteilen wird als weitere Dimension die *Ökonomie* eingeführt. Durch die Gegenüberstellung von Ökologie und Ökonomie gelingt es diejenigen Bauteilalternativen zu selektieren, die die Forderung nach einer Reduzierung der Umweltlasten mit dem geringstnötigen monetären Aufwand erfüllen. Auf Basis der *ökologischen Grenzkosten* läßt sich eine *ökologisch-ökonomische Rangfolge* von Umweltschutzaktivitäten erstellen. Führt man diesen Ansatz konsequent weiter, so lassen sich ökologisch-ökonomische Priorisierungen von Konzeptalternativen nicht nur innerhalb der Entwicklung eines Fahrzeugprojektes vornehmen sondern auf die gesamte „Fahrzeugflotte“ des Konzernes

ausweiten. Bei den Fahrzeugprojekten, bei denen die ökologischen Grenzkosten geringer ausfallen sollten in höherem Maße Umweltschutzkonzepte realisiert werden als bei Fahrzeugen, bei denen der Kostenaufwand für denselben ökologischen Einsparungseffekt höher liegt. Zur betriebswirtschaftlichen Motivation dieser „Quersubventionierung“ bietet sich das *innerbetriebliche Zertifikatwesen* an, bei dem ökologisch-ökonomisch effizientere Bereiche Umweltentlastungs-Zertifikate an weniger effiziente Bereiche verkaufen können.

Auf Basis der beschriebenen Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung von Automobilbauteilen werden die *Werkstoffvarianten Stahl, Edelstahl und Aluminium einer Rohkarosserie* der Fahrzeugoberklasse auf ihr Potential zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit untersucht. Mit Ausnahme des Ressourcenabbaus schneidet die Aluminiumkarosserie in allen Umweltkategorien besser ab als die Stahlvarianten. Dieses positive Ergebnis ist insbesondere auf die der Bilanzierung zugrunde liegende hohe Gewichtseinsparung von über 44 % gegenüber der konventionellen Stahlkarosserie sowie auf die hohe Kraftstoffeinsparung des hochmotorisierten Oberklassefahrzeuges (0,43 - 0,52 l/(100 kg · 100 km)) zurückzuführen. Zwischen der stahl- und edelstahlintensiven Karosserievariante läßt sich aus gesamtökologischer Sicht keine eindeutige Priorisierung vornehmen. Während die Edelstahlkarosserie in den Wirkungskategorien Treibhauspotential und photochemisches Oxidantienbildungspotential Vorteile aufzeigt, schneidet die Stahlkarosserie beim Ressourcenabbau und Versauerungspotential besser ab. Infolge der hohen Gewichtseinsparung amortisiert sich zwar der weitaus höhere Mehrpreis des Aluminiumfahrzeugs, nicht jedoch der des Edelstahlfahrzeuges über dem Lebenszyklus.

Der Vergleich der verbrennungsmotorisch betriebenen *Benzin-, Diesel-, LNG- und LH<sub>2</sub>-Antriebe* kommt zu dem Ergebnis, daß der LNG-Antrieb aufgrund des hohen Wirkungsgrades der LNG-Bereitstellung zukünftig mit dem Dieselantrieb vergleichbare Energieaufwendungen verursacht und auf Seiten der treibhausrelevanten Emissionen unter allen fossilen Kraftstoff-Fahrzeug-Kombinationen am günstigsten abschneidet. Auch bezüglich des Versauerungs-, Eutrophierungs- und Oxidantienbildungspotentials zeigt das über LNG angetriebene Fahrzeug bereits heute deutliche Vorteile gegenüber den konventionellen Benzin- und Dieselantrieben und kann diese zukünftig noch weiter ausbauen. Einschränkend muß jedoch die im Vergleich zu Erdöl in höherem Maße begrenzte wirtschaftliche Verfügbarkeit des Erdgases genannt werden. Bezüglich der steuerbereinigten Kraftstoff-Bereitstellungskosten ist LNG schon heute mit den konventionellen Benzin- und Dieselkraftstoffen konkurrenzfähig.

Der LH<sub>2</sub>-Antrieb läßt sich nicht so pauschal einstufen. Hier kommt es insbesondere darauf an, wie und wo der flüssige Wasserstoff erzeugt wird. So zeigt sich, daß bei den heutigen Bereitstellungsszenarien, bei denen LH<sub>2</sub> aus Erdgas im Steamreformer bzw. aus teilweise fossilem und nuklearem Strom über Elektrolyse und anschließender Verflüssigung gewonnen wird, keine Entlastung der Umwelt erreicht werden kann (Ausnahme: photochemische Oxidantienbildung). Wird LH<sub>2</sub> dagegen aus dem bereits heute nahezu vollständigen regenerativen Strommix der Länder Island und Norwegen erzeugt bzw. zukünftig aus Wasser- und Windkraft sowie aus Solarthermie gewonnen, so können *in allen Umweltkategorien Einsparungspotentiale zwischen 70,7 % und 99,9 %* gegenüber dem heutigen Benzinszenario realisiert werden. Unter den betrachteten regenerativen Bereitstellungsszenarien zeigt insbesondere die Gewinnung von LH<sub>2</sub> aus solarthermischem Strom in Nordafrika mit einem jährlichen Versorgungspotential von über 200 Millionen Fahrzeugen die Chance zum Ausstieg aus der fossilen und damit begrenzten Energiewirtschaft auf. Dem Aufbau einer LH<sub>2</sub>-Infrastruktur stehen allerdings noch die im Vergleich zu Benzin um den *Faktor 4 bis 9 höheren Bereitstellungskosten* (ohne Steuer) entgegen.

In einem nächsten Schritt sollte der aktuell diskutierte *Brennstoffzellenantrieb* in einem ganzheitlichen Vergleich mit den Verbrennungsmotorantrieben gegenübergestellt werden. Aufgrund des höheren Wirkungsgrades der „kalten“ *Verbrennung* (keine Carnot'sche Wirkungsgradbegrenzung [APPEL 98]) bietet dieser basierend auf einer LH<sub>2</sub>-Energieversorgung prinzipiell noch über den verbrennungsmotorischen LH<sub>2</sub>-Antrieb hinausgehende Einsparpotentiale bei der Fahrzeugnutzung. Aufgrund der weitaus höheren ökologischen Herstellungsaufwendungen des Brennstoffzellenantriebs kann sich dieser Vergleich jedoch nicht mehr alleinig auf die Nutzungsphase des Fahrzeuges beziehen, sondern muß die Herstellungs- und Verwertungsphase mit berücksichtigen. Als potentielle ökologische Schwachstelle erweist sich insbesondere die energie- und emissionsintensive Gewinnung des nur äußerst begrenzt verfügbaren *Platins*, das für die Herstellung der *PEM-Brennstoffzellen* benötigt wird (heute ca. 4 g<sub>Platin</sub>/kW [HUSS 98]).

Die bisherigen Betrachtungen haben sich auf die Lebenszyklusoptimierung eines Fahrzeugbauteils bzw. Fahrzeugantriebs bezogen. Eine konsequente Erweiterung der Systemgrenzen führt zum Einbezug mehrerer, zeitlich aufeinanderfolgender Fahrzeuggenerationen. Berücksichtigt man den im Laufe der Zeit stetig sinkenden Fahrzeugverbrauch und stellt diesen den Herstellungsaufwendungen des Fahrzeuges gegenüber, so wirft dies die Frage nach einer *energetisch optimierten Nutzungsdauer von Automobilen* auf. Das hierzu aufgestellte Modell berück-

sichtigt sowohl die zeitlichen Veränderungen der Parameter Herstellungsaufwand, Kraftstoffverbrauch und Jahresfahrleistung sowie die über einen Rückgewinnungsfaktor erfaßte energetische Gutschrift aus der Fahrzeugverwertung. Bei einem Bilanzzeitraum von 48 Jahren erweist sich eine *16jährige Fahrzeugnutzung* unter energetischen Aspekten am günstigsten, wobei das Optimum sehr schwach ausgeprägt ist. Sensitivitätsanalysen zeigen, daß insbesondere durch die Erhöhung der bisher zugrunde liegenden Jahresfahrleistung von 15 000 km auf 30 000 bzw. 50 000 km dieses Optimum zu Nutzungsdauern von 12 bzw. 8 Jahren hin verschoben wird.

Die Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung im Automobilbau hat sich rückblickend als sehr kraftvolles Instrumentarium zur Beurteilung der ökologischen und betriebswirtschaftlichen Fahrzeugeigenschaften bereits während der frühen Fahrzeugentwicklungsphase bewährt. Der Vergleich der Antriebsalternativen zeigt jedoch auch, daß aufgrund der vielschichtigen Verflechtungen innerhalb des Energiesektors eine alleinige Fokussierung auf den Fahrzeugantrieb ohne Berücksichtigung der gesamten Energiewirtschaft unzureichend ist.

Insbesondere im Bereich der hochgradig vernetzten Energiewirtschaft sollten zukünftige Automobilantriebe nicht nur in eine *Gesamtverkehrsstrategie*, sondern auch in eine aus ganzheitlicher Sicht sinnvolle *Gesamtenergiestrategie* integriert sein. In weitergehenden Untersuchungen sollte daher aufgezeigt werden, ob beispielsweise der Solarstrom nicht besser zur Substitution von erdgasbasiertem Strom eingesetzt wird und das hierdurch zur Verfügung stehende Erdgas in Form von LNG als Fahrzeugkraftstoff Anwendung findet etc.. Zur Reduzierung der verlustbehafteten Transportaufwendungen der Energieträger sollte zudem geprüft werden, ob nicht ein den geographischen Gegebenheiten entsprechender *Energieeinsatz in der Nähe des Erzeugungsortes* Sinn macht. So erscheinen Länder wie Kanada, Island und Norwegen, aber auch die Anrainerstaaten Nordafrikas (Spanien, Italien) prädestiniert für eine Vorreiterrolle und einen vorzeitigen Wechsel zu einer *regenerativen Gesamtenergiwirtschaft* zu sein.

*Globale Umweltbeeinträchtigungen* wie Treibhauseffekt und stratosphärischer Ozonabbau sowie Ressourcenabbau verdeutlichen zudem, daß Umweltprobleme nicht mehr isoliert und auf die Industrieländer begrenzt gesehen werden dürfen. Vor dem Hintergrund des rasch ansteigenden Mobilitätsbedarfes in den wirtschaftlichen Schwellenländern Asiens und Lateinamerikas gilt es zukünftig verstärkt die Frage nach ganzheitlich integrierenden Konzepten einer *globalen Energiewirtschaft* mit Hilfe der „*ganzheitlichen Bilanzierung*“ zu beantworten.

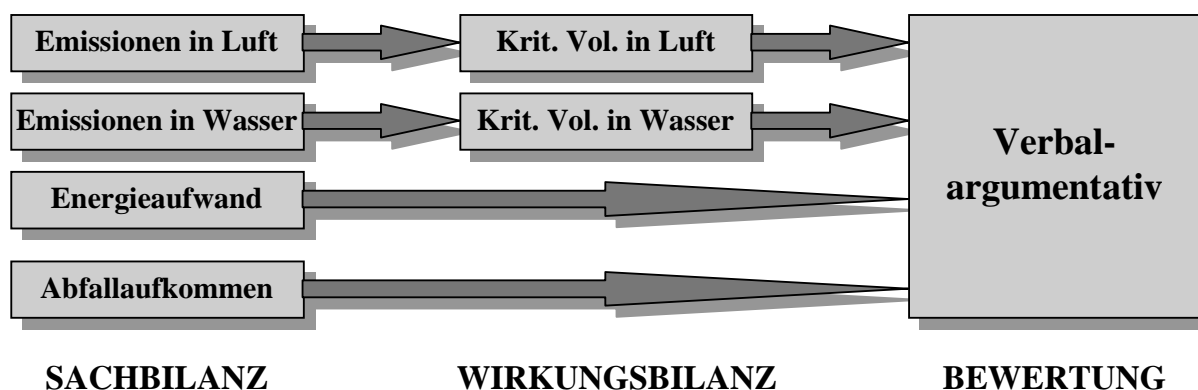


## ANHANG

### A 1 Methoden der Wirkungsabschätzung und Bewertung im Vergleich

#### A 1.1 Methode der kritischen Belastungsmengen (MKB)

Die *Methode der kritischen Belastungsmengen* (MKB) – auch als *Methode der kritischen Volumina* bezeichnet – erlangte durch die vom *Schweizer Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)* 1984 in Auftrag gegebene und 1990 nach den neuesten ökologischen Erkenntnissen überarbeitete Studie „Ökobilanzen von Packstoffen“ [HABERSATTER 91] v.a. im schweizer Raum einen hohen Verbreitungsgrad. Als Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Produkten dienen die in die *Medien Luft und Wasser freigesetzten Schadstoffe*, der *Gesamtenergieverbrauch* und das *Deponievolumen* für feste Abfälle (Bild A 1.1).



**Bild A 1.1:** Methode der kritischen Belastungsmengen (nach [HABERSATTER 91])

Die Umweltbelastung eines bestimmten Schadstoffs wird durch das Volumen reiner Luft bzw. reinen Wassers beschrieben, das nötig ist, um die betreffende Schadstoffmenge so zu verdünnen, daß die zulässige Höchstkonzentration nicht überschritten wird. Als Grenzwerte in der Luft werden schadstoffspezifische Immissionsgrenzwerte wie z.B. die MIK-Werte (maximale Immissionskonzentration) oder ersatzweise technische Richtwerte (VDI-Richtlinien) bzw. auch approximierte MAK-Werte (maximale Arbeitsplatzkonzentration) herangezogen. Die Grenzwerte in Wasser leiten sich aus den emissionsrechtlichen Anforderungen der Verordnung über die Abwassereinleitung ab. Die so für jeden einzelnen Schadstoff ermittelten Teilvolumina werden anschließend zu einem „kritischen Volumen“ in Luft bzw. Wasser addiert (Gl. A 1.1 und Gl. A 1.2) [THALMANN 94; STAHLMANN 94; PRIEWASSER 96].

$$\text{kritisches Luftvolumen} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Menge Schadstoff } i}{\text{Immissionsgrenzwert Stoff } i} \quad [m^3] \quad \text{Gl. A 1.1}$$

$$\text{kritisches Wasservolumen} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Menge Schadstoff } i}{\text{Emissionsgrenzwert Stoff } i} \quad [l] \quad \text{Gl. A 1.2}$$

Neben den kritischen Volumina in Luft und Wasser gehen noch der anhand eines Energieäquivalenzwerts erfaßte Gesamtenergieverbrauch sowie das notwendige Deponievolumen für feste Abfälle in die Bewertung mit ein. Diese auf die Gewichtseinheit des betrachteten Stoffs bzw. auf eine funktionale Einheit bezogenen umweltlichen Größen können anschließend durch eine verbal-argumentative Schlußeinschätzung einander gegenübergestellt werden [GIEGRICH 95].

**A 1.2 Methode der ökologischen Knappheiten (MÖK)**

Die *Methode der ökologischen Knappheiten* (MÖK), auch *Ökopunktmethode* genannt, entstand im Rahmen einer Studie des *schweizer BUWAL* und ist als Weiterentwicklung des Modells der kritischen Belastungsmengen zu sehen (Bild A 1.2). Zielsetzung war es, die im Modell der kritischen Belastungsmengen getrennt ermittelten umweltlichen Kennzahlen zu einer Größe zu aggregieren. Zu diesem Zweck werden die mit der untersuchten Einheit in Zusammenhang stehenden Emissionen nicht mehr ins Verhältnis zu einem Grenzwert gesetzt, sondern einem „kritischen Fluß“ gegenübergestellt. Dieser kritische Fluß spiegelt die auf ein räumlich definiertes Gebiet und auf einen bestimmten Zeitraum bezogenen ökologischen und gesundheitlichen Belastungsobergrenzen wider, bei deren Einhaltung keine nachhaltigen Schädigungen des Ökosystems zu erwarten sind. Setzt man die Ist-Belastung zu dieser gerade noch tolerierbaren Grenzbelastung ins Verhältnis, so ergibt sich hieraus die „ökologische Knappheit“.



**Bild A 1.2:** Methode der ökologischen Knappheiten (nach [AHBE 90])

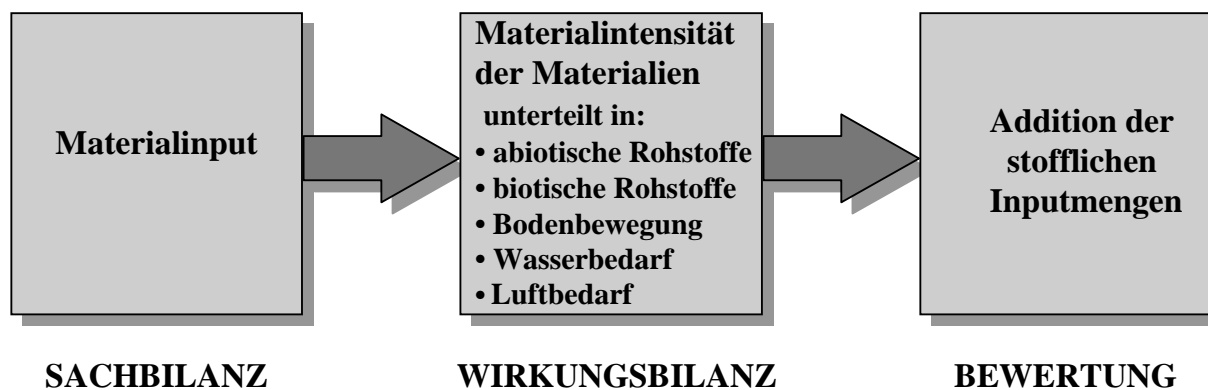
Ausgangspunkt für die Berechnung des Ökofaktors stellt die durch das Verhältnis von Ist-Belastung (aktueller Fluß  $F$ ) und kritischem Fluß ( $F_k$ ) gegebene ökologische Knappheit dar (Gl. A 1.3). Durch den Faktor  $1/F_k$  wird eine rechnerische Höhergewichtung der Stoffe mit niedrigem kritischem Fluß, d.h. hoher Umweltbelastung vorgenommen. Der dimensionslose Faktor  $c=10^{12}$  stellt eine Umrechnungskonstante zur Vermeidung von Zahlenwerten mit hohen negativen Zehnerpotenzen dar. Multipliziert man die Stoff- bzw. Energieströme des Produktes mit den jeweiligen stoff- bzw. energiespezifischen Ökofaktoren, so ergibt sich ein dimensionsloser Zahlenwert, der die Umweltbelastung darstellt und in Ökopunkten angegeben wird (Gl. A 1.4). Die Summe aller Umweltbelastungskennzahlen spiegelt das ökologische Bewertungsergebnis des betrachteten Produkts wider [AHBE 90; GIEGRICH 95; PRIEWASSER 96; BÖHLER 96].

$$\text{Oekofaktor} = \frac{1}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad [g^{-1} \text{ Schadstoff}; MJ^{-1} \text{ Energie}; t^{-1} \text{ Abfall etc.}] \quad \text{Gl. A 1.3}$$

$$\text{Umweltbelastung} = \sum_{i=1}^n \text{Menge}_i \cdot \text{Oekofaktor}_i \quad [--] \Rightarrow [\text{Ökopunkt}] \quad \text{Gl. A 1.4}$$

### A 1.3 Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS)

Zur richtungssicheren Abschätzung der Umweltverträglichkeit von Gütern wurde vom *Wuppertalinstitut für Klima, Umwelt und Energie* ein Indikator eingeführt, der auf den *bewegten Massenströmen* basiert, die dem Lebenszyklus des Gutes zurechenbar sind (Bild A 1.3). Dem Ansatz liegt die Philosophie zugrunde, daß die *Umweltbelastungen näherungsweise proportional zum anthropogenen Massendurchsatz des Ökosystems* sind und zu dessen Entlastung eine *Dematerialisierung*, d.h. eine Verringerung der vom Menschen bewegten Massenströme, um 90 % erfolgen müßte [SCHMIDT-BLEEK 95].



**Bild A 1.3:** Prozeßschema der MIPS-Methodik (nach [LIEDTKE 93; SCHMIDT-BLEEK 96])

Der zur ökologischen Bewertung definierte *MIPS-Indikator* (*Materialintensität pro Serviceeinheit*) setzt die im Rahmen einer *Materialintensitätsanalyse* ermittelten mengenbezogenen Ressourceninputs, unterteilt in abiotische und biotische Rohstoffe, Erdmassenbewegungen, Wasser und Luft ins Verhältnis zur Summe der erhältlichen Nutzen- und Serviceeinheiten eines Produktes oder einer Dienstleistung (Gl. A 1.5). Der Begriff der *Materialintensität*, d.h. der dem Produkt bzw. der Serviceeinheit zurechenbaren stofflichen Inputmengen (sog. „*Ökologische Rucksäcke*“), ist dabei sehr weit gefaßt. So sind auch Kühlwassermassenströme, Abraummengen bei der Gewinnung von Rohstoffen und die anteiligen Inputmengen zur Herstellung von Investitionsgütern in die Betrachtung mit einzubeziehen [LIEDTKE 93; SCHMIDT-BLEEK 96].

Eine weitere Besonderheit des Ansatzes besteht darin, daß die Energieaufwendungen nicht wie sonst üblich in Primärenergieäquivalenten angegeben werden, sondern die mit der Erzeugung und Distribution der jeweiligen Energieträger verbundenen Massenbewegungen (z.B. 3,3 t Masseninput/MWh Strom) als Parameter zur Beschreibung der Umweltbelastung dienen [MERTEN 95]. Emissionsseitige Belastungen werden von dem MIPS-Indikator nicht erfaßt.

$$MIPS = \frac{\text{Gesamtmaterialinput}}{\text{Serviceeinheit}} = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i \cdot MIM_i)}{S} \quad [\text{z.B. kg/MWh Strom}] \quad \text{Gl. A 1.5}$$

$M_i$             eingesetzte Materialien (z.B. Stahl)

$MIM_i$         vorgelagerte Materialintensität der Materialien in kg („*Ökologischer Rucksack*“)

$S$              Serviceeinheit (z.B. Personenkilometer bei Pkw, MWh bei Strom)

#### A 1.4 Integrated Substance Chain Management (ISCM)

Das *Integrated Substance Chain Management* (ISCM) geht auf eine in Zusammenarbeit mit der Universität Leiden (CML: Centrum voor Milieukunde Leiden), der Beratungsgesellschaft McKinsey und dem holländischen Gesundheits- und Umweltministerium entstandene Studie über die Umwelteinflüsse chlorierter Kohlenwasserstoffe des niederländischen Verbands der chemischen Industrie (VNCI: Vereniging van de Nederlandse Chemische Industrie) zurück und wird deshalb auch als *VNCI-Modell* bezeichnet. Zur Beschreibung potentieller Umwelteinwirkungen bedient sich das Modell der 9 Umwelt- bzw. Wirkungskategorien *Treibhauseffekt*, *Ozonabbau*, *Versauerung*, *Eutrophierung* (Überdüngung), *photochemische Ozonbildung*, *Toxizität*, *Ab-*

*fallaufkommen*, *Disruption* (Lärm, Geruch, Unfallrisiko) und *Ressourcenabbau* (Bild A 1.4). Aus den Sachbilanzen zweier Produktalternativen wird hierzu in einem ersten Schritt die Differenzbilanz gebildet und die einzelnen Input- und Outputgrößen (Index i) den Umweltkategorien (Index j) zugeordnet, wobei Mehrfachzuordnungen möglich sind (NO<sub>x</sub> hat beispielsweise Einfluß auf die Kategorien Versauerung und Eutrophierung).



**Bild A 1.4:** Bilanzierungsschema des Integrated Substance Chain Management (nach [ANNEMA 92])

In einem zweiten Schritt werden die zugeteilten Werte jeder Umweltkategorie bezüglich ihrer spezifischen Wirkungspotentiale anhand von Äquivalenzwerten (z.B. CO<sub>2</sub>-Äquivalent in kg für die Beschreibung des Treibhauseffektes) gewichtet, summiert und anschließend zur jeweiligen volkswirtschaftlichen Gesamtbelastung der Umweltkategorie ins Verhältnis gesetzt, wie Gl. A 1.6 zeigt (der Faktor 10<sup>6</sup> wird angesetzt, um kleine Werte zu vermeiden). Die so ermittelten Effektindizes der einzelnen Umweltkategorien werden über einen Verteilungsschlüssel gewichtet und addiert (Gl. A 1.7). Die ermittelte dimensionslose Zahl stellt das Gesamtumweltergebnis der Bilanz dar und bestimmt über dessen Höhe und Vorzeichen das Maß des „ökologischen Unterschiedes“ der betrachteten Optionen [MCKINSEY 91; WINSEMIUS 92; ANNEMA 92; GUINÉE 93; GIEGRICH 95].

$$\text{Effektindex}_j = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Sachbilanzdifferenz}_i \cdot \text{Wirkungspotential}_{ij}}{\text{Gesamtbelastung}_j} \cdot 10^6 \quad [--] \quad \text{Gl. A 1.6}$$

$$\text{Gesamtumweltergebnis} = \sum_{j=1}^m \text{Effektindex}_j \cdot \text{Gewichtung}_j \quad [--] \quad \text{Gl. A 1.7}$$

### A 1.5 Äquivalenzwert-Methode (CML-Methode)

Diese am Zentrum für Umweltwissenschaften der niederländischen Universität Leiden (Centrum voor Milieukunde Leiden) in enger Kooperation mit der Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) entwickelte Methodik zeigt Ähnlichkeiten zum ISCM-Modell. Auch hier werden die von den Stoffströmen ausgehenden Umweltbelastungen medienübergreifend über die Zuordnung zu einzelnen Umwelt- bzw. Wirkungskategorien erfaßt. Die Gewichtung des Schädigungspotentials verschiedener Emissionen erfolgt ebenfalls anhand der Äquivalenzwerte einzelner Wirkungspotentiale. Eine abschließende Aggregation der einzelnen Wirkungsbilanzergebnisse zu einem Gesamtindex unterbleibt jedoch (Bild A 1.5).



**Bild A 1.5:** CML-Methode (nach [HEIJUNGS 92; PRIEWASSER 96; HOFSTETTER 96])

In Tabelle A 1.1 sind die berücksichtigten Umweltkategorien mit den entsprechenden Äquivalenzwerten aufgeführt. Die Gewichtung des Schädigungsvermögens einzelner Emissionen erfolgt nach Gl. A 1.8. Neben der Wirkungsabschätzung verschiedener Emissionen nach den oben genannten Kriterien sieht die CML-Methodik noch die Erfassung des in abiotische (i.a. nicht regenerierbare) und biotische (i.a. regenerierbare) Ressourcen unterteilten Ressourcenverbrauchs vor.

$$Umweltbel. Wirkungskat. _j = \sum_{i=1}^n Sachbilanzwert_i \cdot Wirkungspotential_{i,j}$$

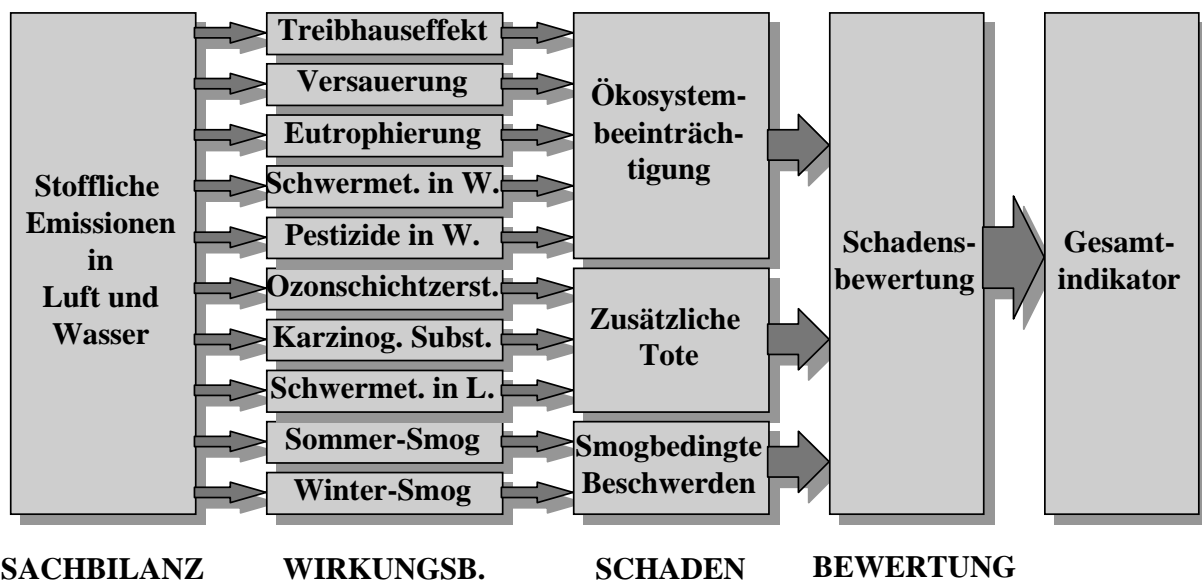
**Gl. A 1.8**

**Tabelle A 1.1:** Umweltkategorien der CML-Methode [PRIEWASSER 96; HOFSTETTER 96]

Wirkungskategorie	Wirkungspotential	Äquivalenzwert
Treibhauseffekt	Global Warming Potential	kg CO <sub>2</sub> -Äquivalent
Ozonschichtzerstörung	Ozone Depletion Potential	kg FCKW R-11-Äquivalent
Versauerung	Acidification Potential	kg SO <sub>2</sub> -Äquivalent
Oxidantienbildung	Photochem. Ozonbildungspot.	Kg Äthylen-Äquivalent
Überdüngung	Eutrophierungspotential	kg PO <sub>4</sub> -Äquivalent
Humantoxizität	Toxizitätsfaktoren für Luft, Wasser und Boden	kg Körpergewicht
Ökotoxizität	Terrestrische Toxizität Aquatische Toxizität	kg Boden m <sup>3</sup> Wasser
Radioaktive Strahlung	Ionisationsbildungspotential	kg Körpergewicht
Abwärme	Wassererwärmungspotential	MJ in Wasser
Lärm	Noise Exposure Time	$\frac{\text{Schalldruck (Pa)}}{\text{Grenzwert (Pa)}} \cdot t$
Geruch	Odour Treshold Value	m <sup>3</sup> Luft

**A 1.6 Schadenfunktions-Methode (Eco-Indicator)**

Zielsetzung des Eco-Indicators ist es, die Umweltauswirkungen eines Prozesses oder eines Produkts anhand einer vollaggregierten Größe zu beschreiben. Die hierzu entwickelte Methodik geht auf ein gemeinsames Projekt der Beratungsgesellschaft *PRé Consultants*, der niederländischen Industrie (*Philips, NedCar, Océ, Schuurink*) und verschiedener Universitäten (Amsterdam, Leiden, Delft) im Rahmen des „National Reuse of Waste Research Programme“ zurück. Der schematische Aufbau der Bilanzierungsmethode ist in Bild A 1.6 wiedergegeben.



**Bild A 1.6:** Struktur des Eco-Indicator 95 [LOUIS 96]

Ausgehend von den Emissionsdaten der Sachbilanz findet eine Wirkungsabschätzung dieser Substanzen im Eco-Indicator 95 mittels der in Tabelle A 1.2 aufgeführten Äquivalenzwerte statt. Die Erstellung der Wirkungsbilanz erfolgt dabei für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Ozonschichtzerstörung, Versauerung, Eutrophierung und photochemische Oxidantienbildung (Sommer-Smog) in Analogie zur Vorgehensweise des ISCM- bzw. CML-Modells.

**Tabelle A 1.2:** Wirkungsabschätzungs- und Bewertungsfaktoren im Eco-Indicator 95 [GOEDKOOP 95]

Wirkungskategorie	Äquivalenzwert	Geamtbelastung in Europa	Bewertung
Treibhauseffekt	kg CO <sub>2</sub> -Äquiv. <sup>1)</sup>	6,5 E+12	2,5
Ozonschichtzerstörung	kg FCKW R-11-Äquiv. <sup>1)</sup>	4,6 E+08	100
Versauerung	kg SO <sub>2</sub> -Äquiv. <sup>1)</sup>	5,6 E+10	10
Eutrophierung	kg PO <sub>4</sub> -Äquiv. <sup>1)</sup>	1,9 E+10	5
Sommer-Smog	kg Äthylen-Äquiv. <sup>1)</sup>	8,9 E+09	2,5
Winter-Smog	kg SO <sub>2</sub> -Äquiv. <sup>2)</sup>	4,7 E+10	5
Karzinogene Substanzen	kg PAH-Äquiv. <sup>2)</sup>	5,4 E+06	10
Schwermetalle in Luft	kg Pb-Äquiv. <sup>2)</sup>	2,7 E+07 in L. & W.	5
Schwermetalle in Wasser	kg Pb-Äquiv. <sup>3)</sup>	2,7 E+07 in L. & W.	5
Pestizide in Wasser	kg aktive Inhaltsstoffe <sup>4)</sup>	4,8 E+08	25

<sup>1)</sup> Berechnung gemäß CML/SETAC-Ansatz

<sup>2)</sup> Berechnung nach Air Quality Guidelines der WHO

<sup>3)</sup> Berechnung nach Quality Guidelines for Drinking Water der WHO

<sup>4)</sup> Berechnung erfolgt auf Basis der Menge aktiver Inhaltsstoffe, ohne Gewichtung der Toxizität

Die aus diesen Methoden bekannten Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität werden jedoch nicht übernommen, vielmehr wird der Begriff der Toxizität detaillierter spezifiziert und in die Wirkungskategorien Winter-Smog, karzinogene Substanzen, Schwermetalle in Luft und Wasser sowie Pestizide in Wasser unterteilt. Als Maßstab für eine Gewichtung der einzelnen toxischen Substanzen innerhalb einer Wirkungskategorie wurden die Air Quality Guidelines (AQG) und Quality Guidelines for Drinking Water (QGDW) der World Health Organization (WHO) herangezogen.

Die gegenseitige Bewertung der Wirkungskategorien untereinander erfolgt bei der Eco-Indicator-Methode nicht direkt anhand der einzelnen Wirkungsbilanzergebnisse, sondern über die Zuordnung dieser Werte zu quantifizierbaren Schäden, d.h. durch das bilanzierte Produkt hervorgerufene Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit und des Ökosystems. Die Ergebnisse der Wirkungsbilanz werden hierzu den 3 Schadenskategorien „zusätzliche Tote pro Jahr bezogen auf 1 Mio. Einwohner“, „Gesundheitsbeschwerden durch Smog“ und „Beeinträchtigung des Ökosystems“ zugewiesen (siehe Bild A 1.6).



Eine Vergleichbarkeit verschiedener Umwelteinwirkungen (z.B. karzinogene Substanzen und Schwermetalle in Luft) innerhalb einer Schadenskategorie (z.B. „zusätzliche Tote“) wird über die Erstellung von Schaden-Umwelteinwirkung-Funktionen nach dem „Distance to Target“-Prinzip ermöglicht. Ähnlich der schweizer Methode der ökologischen Knappheiten gehen die Autoren des Eco-Indicator 95 ebenfalls davon aus, daß die Ernsthaftigkeit einer ökologischen Einwirkung in direktem Zusammenhang zur Differenz aus aktueller Belastung und gerade noch erträglichem Zielwert steht (Distance to Target).

Zur Berechnung des Eco-Indicators muß die von einem Produkt ausgehende absolute Umwelteinwirkung ( $E_j$ ) noch ins Verhältnis zur auf Europa bezogenen Gesamtbelastung ( $N_j$ ) gesetzt werden (siehe Tabelle A 1.2). Durch diesen Normalisierungsschritt lassen sich die relativen Belastungszahlen schließlich über den Ansatz der Reduktionsfaktoren gegenseitig bewerten, wie aus Gl. A 1.9 hervorgeht. Eine abschließende Priorisierung der 3 Schadenskategorien „zusätzliche Tote pro Jahr bezogen auf 1 Mio. Einwohner“, „Gesundheitsbeschwerden durch Smog“ und „Beeinträchtigung des Ökosystems“ wird nicht vorgenommen, vielmehr werden die 3 Schadenskategorien als gleichwertig betrachtet, so daß sich der Gesamtindikator eines Produkts aus der Addition der Indikatoren der einzelnen Schadenskategorien ergibt [GOEDKOOPT 95; LOUIS 96; HOFSTETTER 96; GOEDKOOPT 97/1].

$$\text{Eco-Indicator} \quad I = D_k \cdot \sum_{j=1}^n \frac{N_j}{T_j} \cdot \frac{E_j}{N_j} \quad \text{Gl. A 1.9}$$

$D_k$  Referenzschaden ( $k$ : Schadenskategorie)

$N_j$  Gesamtbelastung <sub>$j$</sub>  (Normierung)

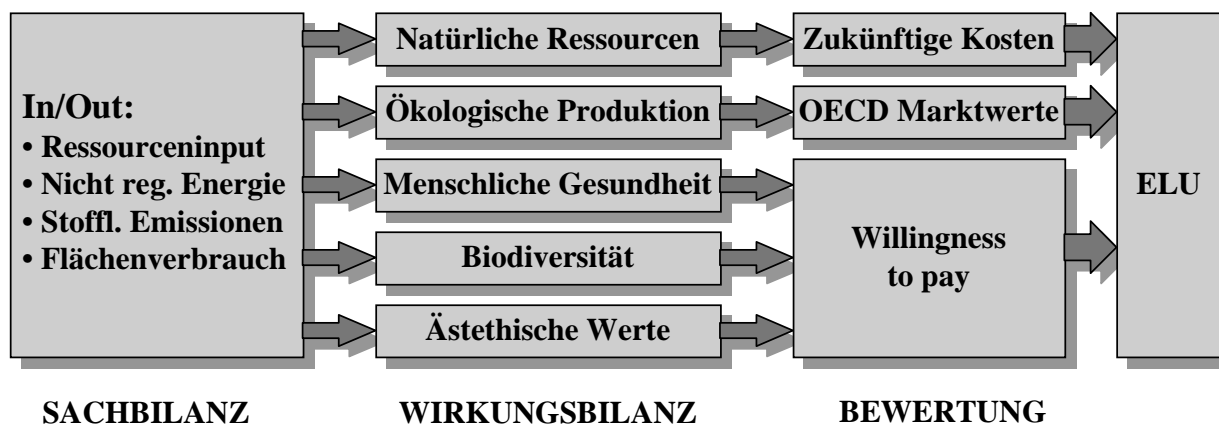
$T_j$  Zielwert <sub>$j$</sub>  bzw. Target ( $j$ : Wirkungskategorie)

$E_j$  Emission <sub>$j$</sub>

### A 1.7 Environmental Priority Strategy System (EPS-System)

Die Entwicklung des *Environmental Priority Strategy System (EPS-System)* geht auf die gemeinsamen Bestrebungen des schwedischen Industrieverbandes, des schwedischen Umweltforschungsinstituts (IVL: Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning) und der Volvo Car Company im Jahre 1990 zurück, eine Methodik zu schaffen, die eine eindeutige Vergleichbarkeit verschiedener Produkte hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen anhand eines vollaggregierten, monetären Indikators ermöglicht. Die Beschreibung negativer ökologischer Auswirkungen wird bei der EPS-Methode – in Anlehnung an die vom schwedischen Parlament verabschiedeten Umweltschutzziele – durch die 5 sogenannten „safeguard subjects“ *Biodiversität, ökologische*

*Produktion, menschliche Gesundheit, natürliche Ressourcen* (stoffliche und energetische) und *ästhetische Werte* vorgenommen (Bild A 1.7). Die Umweltbelastungen eines Produktes werden für die einzelnen safeguard subjects anhand des Energie- und Rohstoffverbrauchs sowie der Schadstoffemissionen über Umweltbelastungsindizes (Environmental Impact Indexes) erfaßt.



**Bild A 1.7:** Bilanzierungsschema des Environmental Priority Strategy System [LOUIS 97/2]

Für die safeguard subjects menschliche Gesundheit, Biodiversität und Ästhetik werden diese Indizes auf Basis der Kosten ermittelt, die die Gesellschaft bereit ist zu bezahlen, um den Umweltschaden rückgängig zu machen bzw. erst gar nicht entstehen zu lassen („willingness to pay“-Ansatz). Der Verbrauch stofflicher Ressourcen wird auf der Grundlage der Wiederherstellungskosten bewertet, während die energetischen Ressourcen über die zukünftigen Kosten einer nachhaltigeren Energieform angesetzt werden (z.B. Kosten für 1 MJ Rapsöl/MJ Erdöl). Eine Beeinträchtigung der ökologischen Produktion (z.B. entgangene Ernte) schließlich wird über die in OECD-Ländern erzielbaren Marktwerte berechnet. Die Störungen aller safeguard subjects werden dabei in sogenannten „Environmental Load Units“ (ELU) bemessen, wobei ein ELU dem Wert eines ECUs der gemeinsamen europäischen Währung entspricht.

Neben dieser monetären Bewertung der Beeinträchtigung einzelner *safeguard subjects* (F1; z.B. 1 Menschenleben =  $10^6$  ECU) gehen in die Berechnung der Umweltbelastungsindizes noch die *räumliche Ausbreitung* (F2; z.B. Anzahl der Menschen, die pro Jahr an Herzgefäßverengung in Folge von Klimaveränderung sterben), die *Intensität der Umweltbelastung* (F3; z.B. CO<sub>2</sub>-Äquivalenzwert für GWP), der betrachtete *Zeithorizont* (F4; z.B. 100 Jahre bei GWP<sub>100</sub>) und der *Beitrag der Substanz zum Gesamteffekt* (F5; z.B. Auswirkung von 1 kg CO<sub>2</sub> auf den Treibhauseffekt) ein (Gl. A 1.10). Für den Fall, daß ein Schadstoff mehrere safeguard subjects (j) beeinträchtigt, werden die einzelnen Indizes zu einem Gesamtindex addiert.

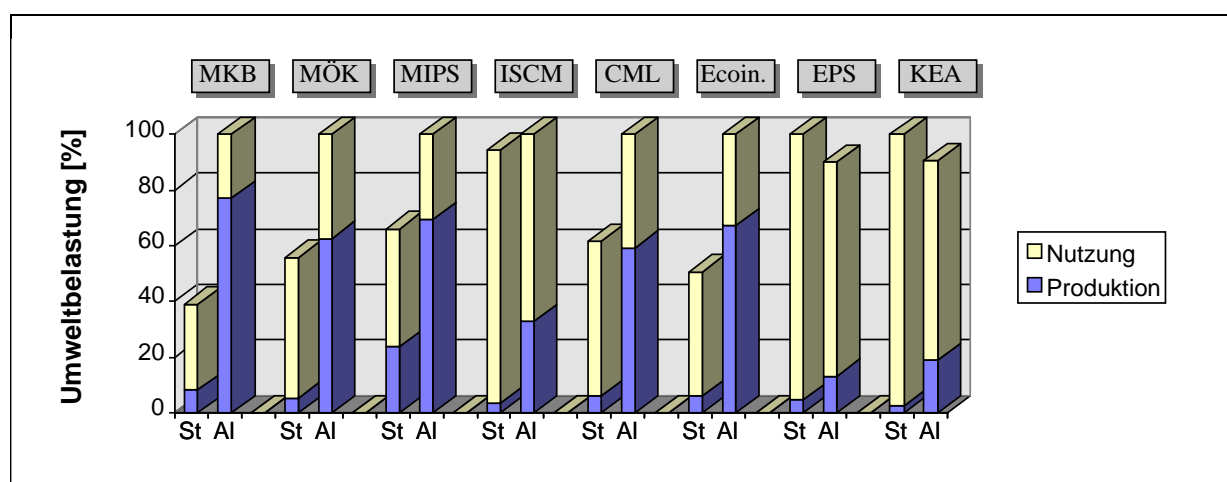
$$Umweltbelastungsindex_j = \sum_{j=1}^m F1_j \cdot F2_j \cdot F3_j \cdot F4_j \cdot F5_j \quad [ELU/kg]$$

**Gl. A 1.10**

Aus der multiplikativen Verknüpfung der Sachbilanzdaten mit den zugehörigen Umweltbelastungsindizes erhält man schließlich die jeweiligen Umweltbelastungswerte (Environmental Impact Values), die summiert die Umweltbelastung des Produkts widerspiegeln [STEEN 92; RYDING 92; LOUIS 97/1; LOUIS 97/2].

### A 1.8 Bewertungsproblematik

Allen Bilanzierungsverfahren gemein ist die zum Teil große Anzahl an Bewertungsschritten, die notwendig ist, um die komplexen ökologischen Zusammenhänge auf wenige oder gar eine einzige aussagekräftige Größe zu reduzieren. Die teilweise unterschiedlichen Modellannahmen, die den verschiedenen Methoden zur Abbildung der Umwelt zugrunde liegen, können jedoch zu abweichenden Priorisierungen verschiedener Umweltbelastungen führen. Anhand der Sachbilanzdaten einer bei der BMW Group in der Vergangenheit durchgeführten Bauteilbilanz soll deshalb aufgezeigt werden, welchen Einfluß die Wahl der Bilanzierungsmethodik auf das Bilanzergebnis haben kann. Als Beispiel zur Verdeutlichung dieser Zusammenhänge wurde die Studie einer wahlweise in Stahl (St) oder Aluminium (Al) ausführbaren Hinterachskonstruktion für die BMW 7er Baureihe (E38) [NEUMANN 96/1] ausgewählt (Bild A 1.8).



**Bild A 1.8:** Vergleich verschiedener Bilanzierungsmethoden am Beispiel von Hinterachsvarianten (eigene Berechnungen auf Basis der Sachbilanzdaten einer Bilanzierungsstudie der BMW Group; Fahrzeug: BMW 730i E38; Δm (St-Al): 40 %; LL: 200 000 km; ΔV: 7 % / 10 % Gewichtsreduktion)

- |      |   |        |                                     |
|------|---|--------|-------------------------------------|
| MKB  | Methode der kritischen Belastungsmengen | CML    | Äquivalenzwert-Methode (Uni Leiden) |
| MÖK  | Methode der ökologischen Knappheiten    | Eco-I. | Eco-Indicator 95                    |
| MIPS | Materialintensität pro Serviceeinheit   | EPS    | Environmental Priority Strategy     |
| ISCM | Integrated Substance Chain Management   | KEA    | Kumulierter Energieaufwand          |

Die Berechnung der kritischen Belastungsmengen erfolgte auf Basis der für die BUWAL-Studie herangezogenen schweizer Grenzwerte [HABERSATTER 91]. Bei der Bestimmung der kritischen Belastungsmengen in Luft fiel auf, daß das Ergebnis größtenteils durch die NO<sub>x</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen dominiert wurde. Die treibhausrelevanten CO<sub>2</sub>-Emissionen waren nicht Bestandteil der Berechnung. Die abschließende Bewertung erfolgte mangels Gewichtungsschlüssel auf Basis einer Gleichgewichtung der 4 Umweltkriterien kritische Belastungsmengen in Luft und Wasser, Gesamtenergieverbrauch sowie Deponievolumen.

Die ökologischen Knappheiten wurden auf Basis der Ökofaktoren der BUWAL-Studie berechnet [AHBE 90]. Auch hier zeigte sich, daß die Umweltbeeinträchtigung durch Luftschadstoffe in der Herstellungsphase hauptsächlich durch die NO<sub>x</sub>- und SO<sub>x</sub>-Emissionen dominiert wurden. Im Gegensatz zur Methode der kritischen Belastungsmengen fand auch eine Bewertung der CO<sub>2</sub>-Emissionen statt, die in starkem Maß das Ergebnis der Nutzungsphase beeinflussten. Die Luftschadstoffe trugen wiederum maßgeblich zum Gesamtergebnis bei, da durch den vorgegebenen Bewertungsschlüssel die auftretenden Emissionen in Wasser, das Abfallaufkommen und auch der kumulierte Energieaufwand nur untergeordnet Berücksichtigung fanden.

Die Ermittlung der Materialintensitäten der betrachteten Bauteile nach dem MIPS-Konzept ging auf ein gemeinsames Projekt zwischen der BMW Group und dem Wuppertalinstitut zurück, dessen Ziel es war, die BMW-Bauteilbilanzierung mit der MIPS-Methodik zu vergleichen [NEUMANN 96/2]. Die Materialintensitätsanalyse basierte auf BMW-Sachbilanzdaten, die bedarfsweise durch Daten des Wuppertalinstituts ergänzt wurden.

Für die Erstellung der Umweltbilanzen nach dem ISCM-Modell wurden europäische Normalisierungswerte aus [GOEDKOOOP 95] sowie Gewichtungsfaktoren der VNCI-Studie [MCKINSEY 91; GIEGRICH 95] herangezogen. Der ökologische Vergleich beschränkte sich auf die Umweltkategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Ressourcenabbau und Abfallaufkommen. Bei dem Bauteilvergleich nach dem ISCM-Modell fiel auf, daß das Gesamtergebnis v.a. durch den Treibhauseffekt und das Versauerungspotential bestimmt wurde, während die anderen Kategorien von untergeordneter Bedeutung waren.

Die Bilanzierung nach der CML-Methode bezog sich auf die Umweltkategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung und Ressourcenabbau [GOEDKOOOP 95; HOFSTETTER 96]. Der Bewertungsschritt erfolgte aufgrund der Prämisse einer gleichrangigen Priorisierung aller umweltlichen Effekte. Während die Produktionsphase überwiegend durch die Versauerungs-,

Eutrophierungspotentiale und den Ressourcenabbau bestimmt wurde, dominierten in der Nutzungsphase der Treibhauseffekt und der Ressourcenabbau.

Beim Eco-Indicator 95 konnten für alle vorhergesehenen Umweltkategorien mit Ausnahme der Ozonschichtzerstörung, des Sommer-Smogs und der Pestizidbelastung in Wasser alle Wirkungsabschätzungen vorgenommen und nach dem Verteilungsschlüssel der Methode gewichtet werden [GOEDKOOP 95; LOUIS 96]. Für die Produktionsphase stellten sich dabei das Versauerungspotential und der Winter-Smog als ergebnisbestimmende Größen heraus, wogegen in der Nutzungsphase die Kategorien Treibhauseffekt und Versauerungspotential überwogen.

Die Bilanzierung nach der EPS-Methode erfolgte nach den Bewertungsparametern des schwedischen Umweltforschungsinstituts [IVL 96]. Ausschlaggebend für das Bilanzergebnis waren der Verbrauch an nicht erneuerbarer Energie (insbesondere Ölverbrauch) sowie die Schadstoffemissionen in Luft (dominiert durch die CO<sub>2</sub>-Emissionen), während der Verbrauch an metallischen Ressourcen wie auch die Wasseremissionen nur von untergeordneter Bedeutung waren.

Die Anwendung der verschiedenen Bilanzierungsmethoden zeigt, daß die Wahl des Bilanzierungsmodells aufgrund der Priorisierung bestimmter Schadstoff- bzw. Umweltkategorien einen entscheidenden Einfluß auf das Bilanzergebnis haben kann, obwohl allen Bilanzen identische Sachbilanzdaten zugrunde liegen. So würde die ökologische Produktentscheidung bei Anwendung der EPS-Methode oder bei alleiniger Betrachtung des kumulierten Energieaufwandes zugunsten der Aluminiumalternative ausfallen, während alle anderen Bilanzierungsverfahren die Stahlvariante ökologisch günstiger einstufen.

### **A 1.9 Vergleich der Methoden**

Die Hauptunterschiede der einzelnen Methoden sind einerseits in den zu erfassenden Stoff- und Energieströmen der Sachbilanz zu sehen. So greift die MIPS-Methode nur auf die inputseitigen Massenströme und der Eco-Indicator 95 nur auf die von einem Produkt verursachten Emissionen für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit zurück, während die anderen Methoden sowohl massebezogene als auch energetische Input- und Outputströme ökologisch bewerten. Andererseits unterscheiden sich die verschiedenen Ansätze hinsichtlich der Modellierung der Ursache-Wirkungskette. Sowohl die beiden schweizer Methoden der kritischen Belastungsmengen und der ökologischen Knappheiten als auch das MIPS-Modell nehmen keine Abschätzung

der Ursache-Wirkungskausalitäten vor, während die anderen Methoden die verschiedenen umweltlichen Effekte wie v.a. Treibhauseffekt, Ozonschichtzerstörung, Versauerung, Eutrophierung und Bildung photochemischer Oxidantien nach dem CML/SETAC-Ansatz beschreiben. Darüber hinaus erfolgt im Eco-Indicator und auch im EPS-System noch eine Bemessung der von diesen umweltlichen Effekten ausgehenden konkreten Schäden auf Mensch und Umwelt. Die EPS-Methode geht dabei sogar noch soweit, diese Schäden monetär zu bewerten.

Sowohl die Methode der kritischen Belastungsmengen als auch die CML-Methodik ermöglicht nur eine Teilaggregation der Sachbilanzdaten so daß der abschließende – aber für eine eindeutige ökologische Aussage notwendige – Bewertungsschritt unterbleibt. Die Methode der ökologischen Knappheiten, das ISCM-Modell, der Eco-Indicator und das EPS-System beinhalten dagegen eine Gegenüberstellung der einzelnen Umwelteffekte. Durch diese Vollaggregation des Bilanzergebnisses zu einer eindimensionalen Größe erhöht sich i.d.R. jedoch auch der Bilanzierungsaufwand, der die Praktikabilität und auch die Transparenz dieser Ansätze beeinträchtigt. Der abschließende Bewertungsschritt ist zudem bei allen Methoden kritisch zu hinterfragen, da hierbei durch den Ansatz stark subjektiv wertender Elemente die naturwissenschaftliche Belastbarkeit des Bilanzergebnisses eingeschränkt wird.

In Tabelle A 1.3 sind die verschiedenen Methoden nochmals kurz anhand der Kriterien *Transparenz* (Nachvollziehbarkeit), *Praktikabilität* (Zeit- und Kostenaufwand, Flexibilität), *Vollständigkeit* (Einbeziehung umweltrelevanter Faktoren) sowie *wissenschaftliche Begründbarkeit* (Objektivität, Trennung von Wirkungsanalyse und Bewertung) gegenübergestellt. Sowohl das ISCM-Modell als auch die CML-Methodik erfüllen dabei die Prüfkriterien in Summe am besten und zeichnen sich aufgrund der klaren Trennung zwischen Wirkungsbilanz und Bewertung durch eine hohe Affinität zur ISO TC 14040 ff. aus.

**Tabelle A 1.3:** *Bewertung verschiedener Ökobilanzierungsmethoden*

<b>Kriterium</b>	<b>Transparenz</b>	<b>Vollständigk.</b>	<b>Praktikabilität</b>	<b>Wissenschaftl. Begründbark.</b>
<b>MKB</b>	++	-	+	-
<b>MÖK</b>	+	o	+	o
<b>MIPS</b>	+	--	o	--
<b>ISCM</b>	++	++	o	+
<b>CML</b>	++	++	o	++
<b>Eco-Indicator 95</b>	o	+	-	+
<b>EPS</b>	-	++	-	-

++/+/o/--: Kriterium sehr gut / gut / mittelmäßig / schlecht / sehr schlecht erfüllt

## A 2 Charakterisierungsfaktoren zur Wirkungsabschätzung

### A 2.1 Weltvorräte energetischer und mineralischer Rohstoffe

Rohstoff	Reserven 1995 [1000 t]	Jahresproduktion 1995 [1000 t]	Statische Reichweite [a]
Steinkohle (1997)	592 000 000	3 846 000	154
Braunkohle (1997)	194 000 000	845 000	230
Erdöl	138 300 000	3 225 946	43
Erdgas (Inhalt)	91 500 000	1 437 000	64
Uran (Inhalt)	2 122	34	62
Eisenerz	150 000 000	1 019 879	147
Phosphat	11 000 000	135 446	81
Bauxit	23 000 000	112 931	204
Schwefel	1 400 000	56 000	25
Kalisalze (K <sub>2</sub> O)	8 400 000	24 584	342
Manganerz	680 000	20 500	33
Chromit	3 700 000	12 242	302
Magnesit	2 500 000	9 542	262
Titan (Inhalt)	179 850	2 378	76
Baryt	170 000	4 933	34
Flußspat	210 000	4 023	52
Bor-Rohstoffe	170 000	3 700	46
Zirkonium (Inhalt)	32 000	576	56
Graphit	21 000	710	30
Diamanten (Industrie)	0,196	0,02	10
Kupfer (Inhalt)	310 000	9 988	31
Zink (Inhalt)	140 000	6 791	21
Blei (Inhalt)	68 000	2 629	26
Nickel (Inhalt)	47 000	1 013	46
Zinn (Inhalt)	7 000	189	37
Antimon (Inhalt)	4 200	119	35
Molybdän (Inhalt)	5 500	119	46
Seltene Erden	100 000	72	1389
Vanadium (Inhalt)	10 000	32,3	310
Wolfram (Inhalt)	2 100	22,8	92
Kobalt (Inhalt)	4 000	18	222
Silber (Inhalt)	280	13,5	21
Gold (Inhalt)	44	2	22
Lithium (Inhalt)	2501	11,9	210
Quecksilber (Inhalt)	126	2,9	43
Wismut (Inhalt)	107	3	35
Platin (Inhalt)	56	0,3	187

Quelle: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover [BGR 97]

## A 2.2 Treibhauspotentiale und atmosphärische Lebensdauern

Substanz	Lebensdauer [a]	GWP 20 [CO <sub>2</sub> -Äquiv.]	GWP 100 [CO <sub>2</sub> -Äquiv.]	GWP 500 [CO <sub>2</sub> -Äquiv.]
Kohlendioxid CO <sub>2</sub>	50-200	1	1	1
<b>Standardemissionen</b>				
Kohlenmonoxid (ind.)	0,05	0	0	0
Lachgas N <sub>2</sub> O	120	280	310	170
Methan CH <sub>4</sub>	14,5	56	21	6,5
NM VOC (ind.)	n. b.	0	0	0
NO <sub>x</sub> (ind.)	n. b.	0	0	0
Schwefelhexafluorid SF <sub>6</sub>	3200	16500	23900	36500
<b>Halogenierte KW</b>				
Chloroform CHCl <sub>3</sub>	0,5	15	5	1
Methylenchlorid CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	0,4	28	9	3
Perfluormethan CF <sub>4</sub>	50000	4100	6300	9800
Perfluorethan C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	10000	8200	12500	19100
Perfluorocyclobutan C <sub>4</sub> F <sub>8</sub>	3200	6000	9100	13300
Perfluorhexan C <sub>6</sub> F <sub>14</sub>	3200	4500	6800	9900
<b>FCKW's</b>				
R11 CFCl <sub>3</sub>	50	5000	4000	1400
R12 CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	102	7900	8500	4200
R13 CClF <sub>3</sub>	640	8100	11700	13600
R113 C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	85	5000	5000	2300
R114 C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	300	6900	9300	8300
R115 C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl	1700	6200	9300	13000
<b>H-FCKW's</b>				
R22 CF <sub>2</sub> HCl	13,3	4300	1700	520
R123 C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> HCl <sub>2</sub>	1,4	300	93	29
R124 C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> HCl	5,9	1500	480	150
R141b C <sub>2</sub> FH <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub>	9,4	1800	630	200
R142b C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl	19,5	4200	2000	630
R225ca C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCl <sub>2</sub>	2,5	550	170	52
R225cb C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCl <sub>2</sub>	6,6	1700	530	170
Tetrachlorkohlenstoff CCl <sub>4</sub>	42	2000	1400	500
Methylchloroform CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	5,4	360	110	35
<b>Halone</b>				
H-1301 CF <sub>3</sub> Br	65	6200	5600	2200
<b>FKW's</b>				
R23	250	9200	12100	9900
R32	6	1800	580	180
R43-10	20,8	3300	1600	520
R125	36	4800	3200	1100
R134	11,9	3100	1200	370
R134a	14	3300	1300	420
R152a	1,5	460	140	44
R143	3,5	950	290	90
R143a	55	5200	4400	1600
R227ea	41	4500	3300	1100
R236fa	250	6100	8000	6600
R245ca	7	1900	610	190

Quelle: Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996 [IPCC 96]



## A 2.3 Ozonabbaupotentiale halogenerter Kohlenwasserstoffe

Substanz k	ODP <sub>k</sub> [FCKW-R11-Äq.]
FCKW-11	1,0
FCKW-12	1,0
FCKW-113	0,8
FCKW-114	1,0
FCKW-115	0,6
Halon 1211	3,0
Halon 1301	10,0
Halon 2404	6,0
FCKW-13	1,0
FCKW-111	1,0
FCKW-112	1,0
FCKW-211	1,0
FCKW-212	1,0
FCKW-213	1,0
FCKW-214	1,0
FCKW-215	1,0
FCKW-216	1,0
FCKW-217	1,0
CCl <sub>4</sub>	1,1
Methyl - Chloroform	0,1
CH <sub>3</sub> Br – Methylbromid	0,7
CH <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>	1,0
CHF <sub>2</sub> Br (HBFC-22B1)	0,74
CH <sub>2</sub> FBr	0,73
C <sub>2</sub> HFBr <sub>4</sub>	0,3 – 0,8
C <sub>2</sub> HF <sub>2</sub> Br <sub>3</sub>	0,5 – 1,8
C <sub>2</sub> HF <sub>3</sub> Br <sub>2</sub>	0,4 – 1,6
C <sub>2</sub> HF <sub>4</sub> Br	0,7 – 1,2
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> FBr <sub>3</sub>	0,1 – 1,1
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>	0,2 – 1,5

Substanz k	ODP <sub>k</sub> [FCKW-R11-Äq.]
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Br	0,7 – 1,6
C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> FBr <sub>2</sub>	0,1 – 1,7
C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Br	0,2 – 1,1
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> Br	0,07 – 0,1
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> FBr <sub>6</sub>	0,3 – 1,5
C <sub>3</sub> HF <sub>2</sub> Br <sub>5</sub>	0,2 – 1,9
C <sub>3</sub> HF <sub>3</sub> Br <sub>4</sub>	0,3 – 1,8
C <sub>3</sub> HF <sub>4</sub> Br <sub>3</sub>	0,5 – 2,2
C <sub>3</sub> HF <sub>5</sub> Br <sub>2</sub>	0,9 – 2,0
C <sub>3</sub> HF <sub>6</sub> Br	0,7-3,3
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> FBr <sub>5</sub>	0,1 – 1,9
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>4</sub>	0,2 – 2,1
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Br <sub>3</sub>	0,2 – 5,6
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Br <sub>2</sub>	0,3 – 7,5
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Br	0,9 – 1,4
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> FBr <sub>4</sub>	0,08 – 1,9
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>3</sub>	0,1 – 3,1
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub> Br <sub>2</sub>	0,1 – 2,5
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>4</sub> Br	0,3 – 4,4
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> FBr <sub>3</sub>	0,03 – 0,3
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>	0,1 – 1,0
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> F <sub>3</sub> Br	0,07- 0,8
C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> FBr <sub>2</sub>	0,04 – 0,4
C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> F <sub>2</sub> Br	0,07 – 0,8
C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> FBr	0,02 – 0,7
HFCKW-22	0,05
HFCKW-123	0,02
HFCKW-124	0,02
HFCKW-141b	0,1
HFCKW-142b	0,06

Quelle: World Meteorological Organization, 1996 [WMO/UNEP 95; EPA 95]

**A 2.4 Berechnung des Versauerungspotentiales verschiedener Substanzen**

Substanz	Reaktionsgleichung	v [--]	M [kg·mol <sup>-1</sup> ]	AP [SO <sub>2</sub> -Äquiv.]
SO <sub>2</sub>	$SO_2 + H_2O + O_3 \Rightarrow 2H^+ + SO_4^{2-} + O_2$	2	64	1,00
NO	$NO + O_3 + 1/2 H_2O \Rightarrow H^+ + NO_3^- + 3/4 O_2$	1	30	1,07
NO <sub>2</sub>	$NO_2 + 1/2 H_2O + 1/4 O_2 \Rightarrow H^+ + NO_3^-$	1	46	0,70
NO <sub>x</sub> *	$NO_2 + 1/2 H_2O + 1/4 O_2 \Rightarrow H^+ + NO_3^-$	1	46	0,70
NH <sub>3</sub>	$NH_3 + 2O_2 \Rightarrow H^+ + NO_3^- + H_2O$	1	17	1,88
HCl	$HCl \Rightarrow H^+ + Cl^-$	1	36,5	0,88
HF	$HF \Rightarrow H^+ + F^-$	1	20	1,60

\* Annahme  $x_{\text{Durchschnitt}} = 2$

Quelle: [HEIJUNGS 92]

**A 2.5 Berechnung des Eutrophierungspotentiales verschiedener Substanzen**

Substanz	v [--]	M [kg·mol <sup>-1</sup> ]	EP [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalent]
N	1/16	14	0,42
NO	1/16	30	0,20
NO <sub>2</sub>	1/16	46	0,13
NO <sub>x</sub>	1/16	46	0,13
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1/16	62	0,10
NH <sub>3</sub>	1/16	17	0,35
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1/16	18	0,33
P	1	31	3,06
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1	95	1,00
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	2	142	1,34
COD (as O <sub>2</sub> )	1/138	32	0,022

\* Annahme  $x_{\text{Durchschnitt}} = 2$   
 \*\* Chemical Oxygen Demand (Chemischer Sauerstoffbedarf)

Quelle: [HEIJUNGS 92]

## A 2.6 Photochemische Ozonbildungspotentiale

Substanz k	POCP <sub>k</sub> [Ethylen-Äq.]
<b>Alkane (allg.)</b>	0,398
Methan	0,007
Ethan	0,082
Propan	0,420
n-Butan	0,410
i-Butan	0,315
n-Pentan	0,408
i-Pentan	0,296
2-Methylpentan	0,524
3-Methylpentan	0,431
n-Hexan	0,421
2-Methylhexan	0,492
3-Methylhexan	0,492
n-Heptan	0,529
2-Methylheptan	0,469
n-Oktan	0,493
2-Methyloktan	0,505
n-Nonan	0,469
2-Methylnonan	0,448
<b>Aromaten (allg.)</b>	0,761
Benzol	0,189
Toluol	0,563
m-Xylol	0,993
o-Xylol	0,666
p-Xylol	0,888
Ethylbenzol	0,593
m-Ethyltoluol	0,794
o-Ethyltoluol	0,668
p-Ethyltoluol	0,725
n-Propylbenzol	0,492
i-Propylbenzol	0,565

Substanz k	POCP <sub>k</sub> [Ethylen-Äq.]
<b>Olefine (allg.)</b>	0,906
Ethylen	1,000
Propylen	1,030
1-Buten	0,959
1 Penten	1,059
<b>Aldehyde (allg.)</b>	0,443
Formaldehyd	0,421
Acetaldehyd	0,527
Propionaldehyd	0,603
<b>Alkohole (allg.)</b>	0,196
Methanol	0,123
Ethanol	0,268
<b>Ketone (allg.)</b>	0,326
Aceton	0,178
Methylethylketon	0,473
<b>Ester (allg.)</b>	0,223
Methylacetat	0,025
Ethylacetat	0,218
i-Propylacetat	0,215
n-Butylacetat	0,323
i-Butylacetat	0,332
<b>Halogenierte KW (allg.)</b>	0,021
Methylenchlorid	0,010
Methylchloroform	0,001
Trichlorethan	0,066
Tetrachlorkohlenstoff	0,005
<b>Sonstige</b>	
VOC allg.	0,337
NMVOC allg.	0,416
Acetylen	0,168
CO	0,036

Quelle: HEIJUNGS ET AL. 1992 [LINDFORS 95/2]

## A 3 Leichtbauinduzierter Kraftstoffminderverbrauch

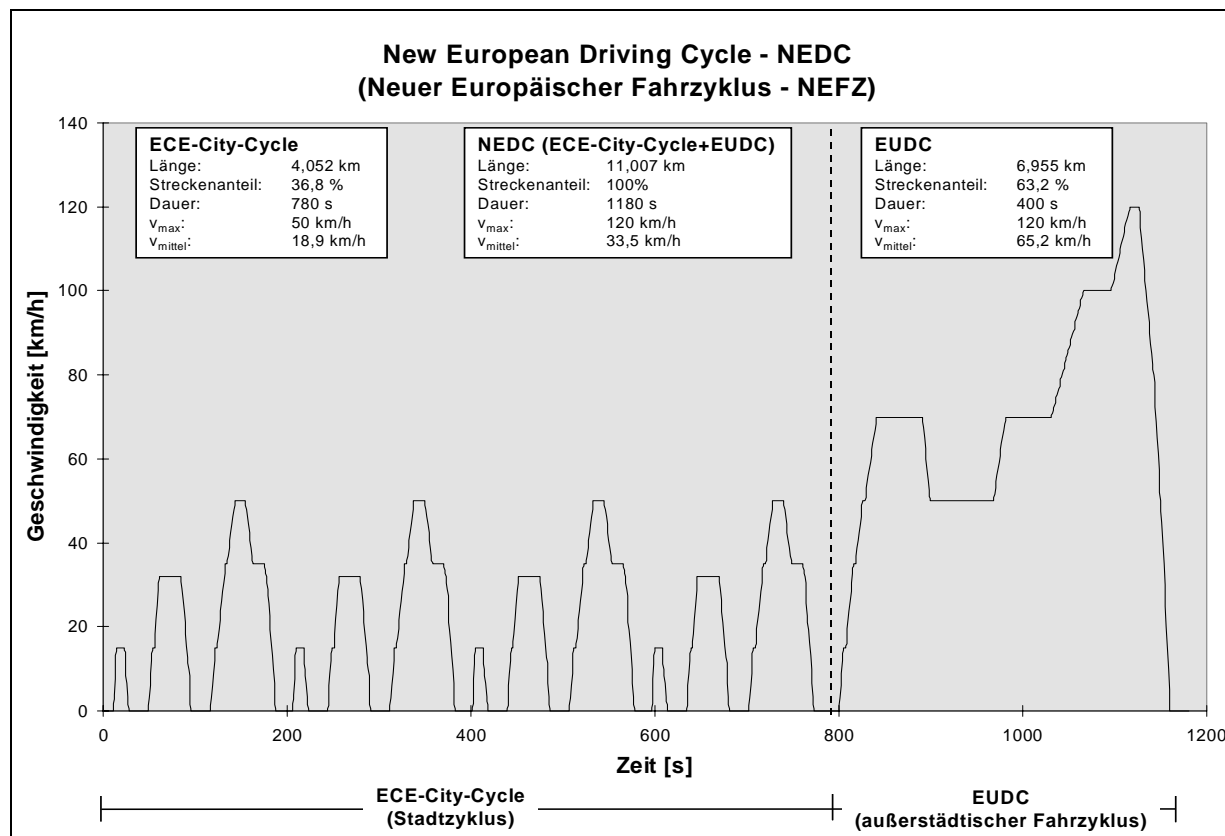
### A 3.1 Technische Daten des Versuchsfahrzeuges BMW 528i E39 (5M Getriebe)

<b>Abmessungen</b>	
Länge / Breite / Höhe	4775 mm / 1800 mm / 1435 mm
Radstand	2830 mm
Spurweite vorn / hinten	1512 mm / 1526 mm
<b>Gewichte</b>	
Leergewicht (EG)	1535 kg
Fahrzeug-Bezugsmasse (93/116/EG)	1560 kg
Zulässiges Gesamtgewicht	2025 kg
<b>Motordaten M 52 B 28 6-Zylinder-4-Ventil</b>	
Verbrennungsverfahren	Ottoprozeß mit äußerer Gemischbildung
Hubraum	2,793 dm <sup>3</sup>
Hub / Bohrung	84 mm / 84 mm
Verdichtung	10,2 : 1
Nennleistung	142 kW bei 5300 min <sup>-1</sup>
Maximales Drehmoment	280 Nm bei 3950 min <sup>-1</sup>
Leerlaufdrehzahl	700 min <sup>-1</sup>
Abregeldrehzahl	6500 min <sup>-1</sup>
Drehzahl Schubabschaltung / Schubhysterese	926 min <sup>-1</sup> / 224 min <sup>-1</sup>
<b>Antriebsstrang</b>	
Antrieb	Heckantrieb
Differential Übersetzung $i_{HA}$ / Wirkungsgrad $\eta_{HA}$	2,93 / 0,95
Getriebe	Manuell betätigtes 5 Gang Schaltgetriebe
Getriebe Übersetzung $i_{Getr}$ / Wirkungsgrad $\eta_{Getr}$ 1. Gang	4,210 / 0,97
Getriebe Übersetzung $i_{Getr}$ / Wirkungsgrad $\eta_{Getr}$ 2. Gang	2,493 / 0,97
Getriebe Übersetzung $i_{Getr}$ / Wirkungsgrad $\eta_{Getr}$ 3. Gang	1,667 / 0,97
Getriebe Übersetzung $i_{Getr}$ / Wirkungsgrad $\eta_{Getr}$ 4. Gang	1,240 / 0,97
Getriebe Übersetzung $i_{Getr}$ / Wirkungsgrad $\eta_{Getr}$ 5. Gang	1,000 / 0,99
<b>Rotatorische Massenträgheitsmomente</b>	
Motor $J_{Motor}$	0,2831 kg · m <sup>2</sup>
Getriebe $J_{Getriebe}$ Eingang / Ausgang	0,0095 kg · m <sup>2</sup> / 0,0084 kg · m <sup>2</sup>
Achsen und Räder $J_{Achsen + Räder}$	4,9000 kg · m <sup>2</sup>
<b>Bereifung</b>	
Reifen auf Felge	225/60R15 96 W 7J x 15 LM
Dynamischer Rollradius $r_{dyn}$	314,9 mm - 317,6 mm
Rollwiderstandsbeiwert $f_R$	0,0091 - 0,0210
<b>Luftwiderstand</b>	
Luftwiderstandsbeiwert $c_w$	0,29
Stirnfläche A	2,17 m <sup>2</sup>
<b>Fahrleistungen</b>	
$V_{max}$	236 km/h
0 - 100 km/h	7,5 s
80 - 120 km/h, 4. Gang	8,4 s
<b>Verbräuche</b>	
Verbrauch NEFZ Innerorts / Außerorts / Gesamt	14,2 l/100 km / 7,4 l/100 km / 9,9 l/100 km
CO <sub>2</sub> -Emission NEFZ Gesamt	235 g/km

Quelle: BMW Group, Technische Daten Pkw-Modelle Europa, Modelljahr 1998

### A 3.2 Fahrzyklen

#### A 3.2.1 Neuer Europäischer Fahrzyklus mit zugrunde liegenden Schwungmassenklassen

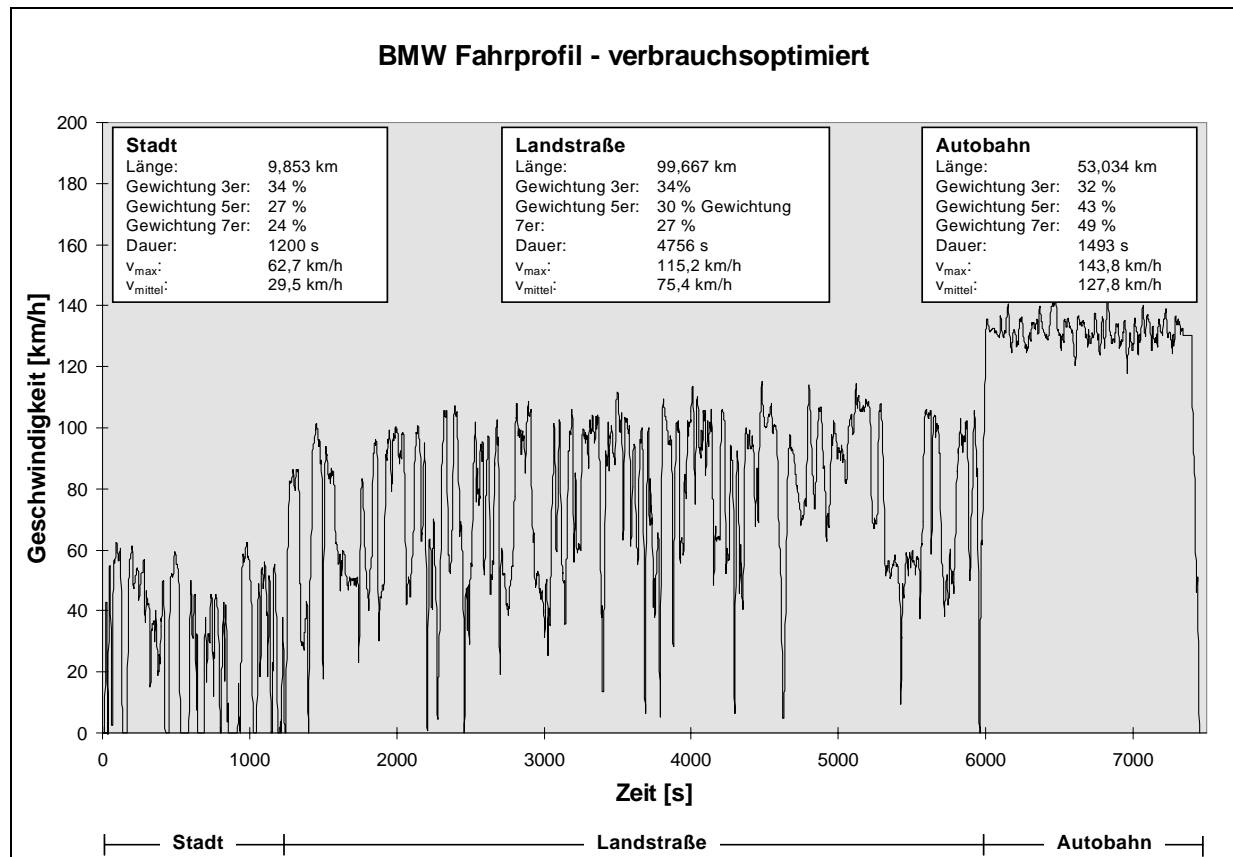


Zyklusdauer von 1180 s enthält nicht die Leerlaufphase von 40 s zu Beginn des Tests nach Kaltstart

Bezugsmasse des Fahrzeugs Untergrenze [kg]	Bezugsmasse des Fahrzeugs Obergrenze [kg]	äquivalente Schwungmasse [kg]
0	480	455
480	540	510
540	595	570
595	650	625
650	710	680
710	765	740
765	850	800
850	965	910
965	1080	1020
1080	1190	1130
1190	1305	1250
1305	1420	1360
1420	1530	1470
1530	1640	1590
1640	1760	1700
1760	1870	1810
1870	1980	1930
1980	2100	2040
2100	2210	2150
2210	2380	2270
2380	2610	2270
2610	7000	2270

Quellen: NEFZ nach Richtlinie 91/441/EWG; Schwungmassen nach Richtlinie 93/116/EG

### A 3.2.2 Kundennahes Fahrprofil verbrauchsoptimiert



Empirisch ermitteltes Fahrprofil auf Basis der Fahrleistungen des BMW 740i bei verbrauchsoptimierter Fahrweise (inklusive Höhenprofil)

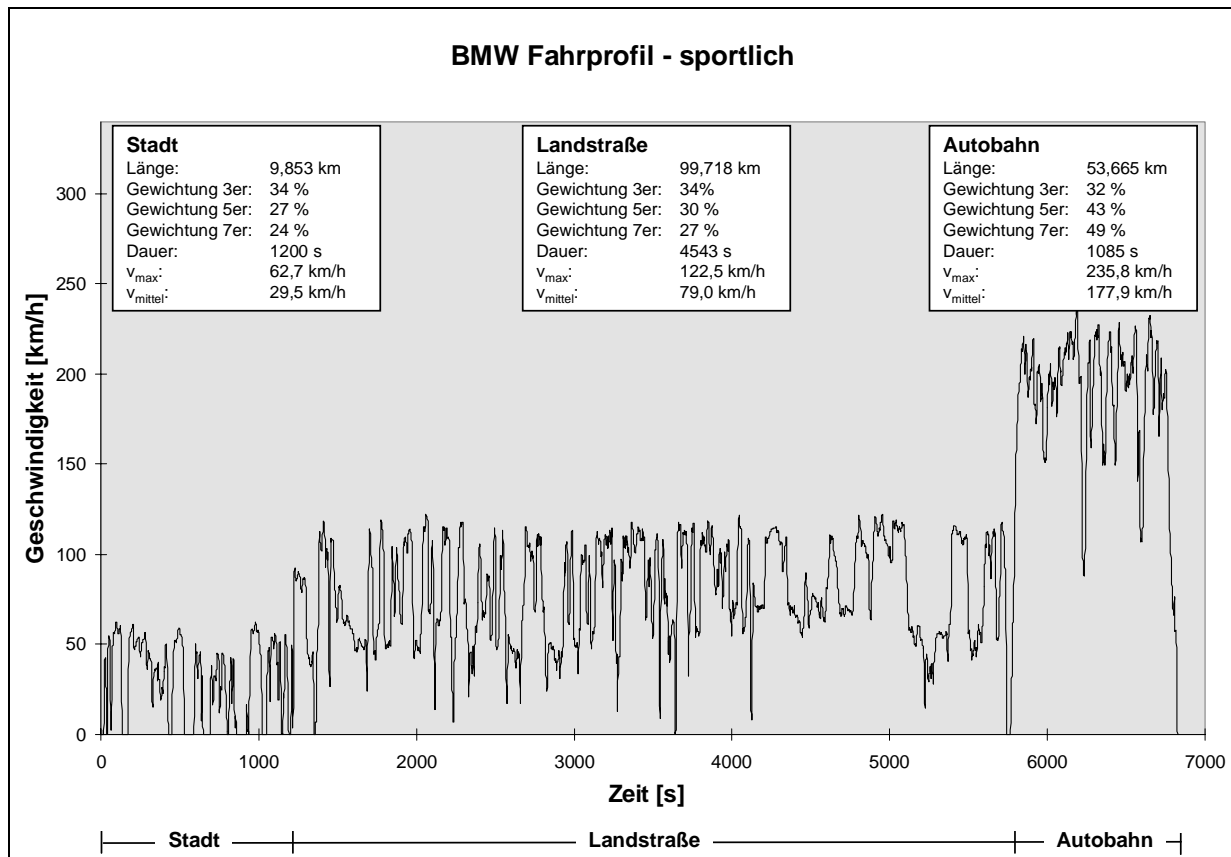
Die BMW Versuchsstrecke wurde zum einen mit einem BMW 318i (E46) sowie zum anderen mit einem BMW 740i (E38) durchgefahren. Hierbei wurden die zugehörigen Geschwindigkeits-Zeitprofile aufgenommen. In Abhängigkeit von der Elastizität im 5. Gang wurden die zu messenden bzw. simulierenden Fahrzeuge diesen beiden Fahrprofilen zugeordnet. Die weniger beschleunigungsstarken Fahrzeuge BMW 316i, 318i, 320i, 323i, 520i, 523i, und 728i sowie alle Dieselfahrzeuge wurden auf Grundlage des Geschwindigkeitsprofils des BMW 318i berechnet, für alle anderen Fahrzeuge, wie auch das Versuchsfahrzeug (BMW 528i), wurde das Profil des BMW 740i herangezogen. Auf Basis von Kundenbefragungen ist zudem eine baureihenspezifische Gewichtung der Teilstrecken Stadt, Landstraße und Autobahn möglich gewesen und in das Fahrprofil aufgenommen worden.

#### Richtlinien der verbrauchsoptimierten Fahrweise:

- Vorausschauende Fahrweise
- Möglichst niedrige Längsdynamik (geringe Beschleunigungen und Verzögerungen)
- Frühzeitiges Hochschalten (maximale Schaltdrehzahl  $3500 \text{ min}^{-1}$ )
- Wahl des größtmöglichen Ganges bei Konstantfahrt
- Höchstgeschwindigkeit Ortschaft: 50 km/h
- Höchstgeschwindigkeit Landstraße: 100 km/h
- Höchstgeschwindigkeit Autobahn: 130 bis 140 km/h

Quelle: BMW Group

### A 3.2.3 Kundennahes Fahrprofil sportlich



Empirisch ermitteltes Fahrprofil auf Basis der Fahrleistungen des BMW 740i bei sportlicher Fahrweise (inklusive Höhenprofil)

#### Richtlinien der sportlichen Fahrweise:

- Hohe Längsdynamik (hohe Beschleunigungen und Verzögerungen)
- Spätes Hochschalten (Ausfahren der Gänge)
- Höchstgeschwindigkeit Ortschaft: 50 km/h
- Höchstgeschwindigkeit Landstraße: 100 km/h
- Höchstgeschwindigkeit Autobahn: maximal mögliche Geschwindigkeit

Quelle: BMW Group

## A 3.3 Simulation von Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen

### A 3.3.1 Simulationsprogramm FALKE

Bei dem verwendeten Simulationsprogramm Falke (FAhrLeistung, Kraftstoffverbrauch, Emissionen) handelt es sich um ein von der Firma BMW entwickeltes und in FORTRAN 77 programmiertes System, das auf einem der Zentralrechner im Forschungs- und Ingenieurzentrum (FIZ) installiert ist und auf das man mittels Netzwerkverbindungen zugreifen kann.

Bei der Datenkonfiguration unterscheidet man zwischen Steuerdaten, die den methodischen Ablauf der Simulation vorgeben, und Berechnungsdatensätze, die das zu berechnende Fahrzeug und weitere, der Verbrauchsberechnung zugrunde gelegte Parameter, abbilden. Die Daten werden dabei jeweils in Gruppen, sogenannten Membern, zusammengefaßt, so daß z.B. die zusammengehörigen Daten eines Fahrzeuges, wie Fahrzeugmasse, Luftwiderstandsbeiwert, Reifen, Motorenkennfeld, Massenträgheiten von Achsen und Wellen, Getriebe (Übersetzungen, Wirkungsgrade) nicht einzeln eingegeben werden müssen, sondern über die übergeordnete Wahl eines Fahrzeugmembers automatisch in die Simulation mit eingebunden werden. Für Verbrauchsberechnungen können Fahrzyklen bzw. -profile nachgefahren werden.

Bei der Berechnung des Kraftstoffverbrauchs wird das Fahrprofil in kurze Intervalle (hier: 1 s) zerlegt. Aus der Summe der Fahrwiderstände und der Gesamtübersetzung sowie den jeweiligen Wirkungsgraden des Triebstranges wird auf Basis der Geschwindigkeitsvorgabe des Fahrprofils schließlich der aktuelle Betriebspunkt des Motors berechnet. Aus dem stationären Verbrauchskennfeld des Motors werden hieraus zeitabhängige Momentanverbräuche berechnet, die über die Gesamtzeit des Profils zum absoluten Kraftstoffverbrauch aufintegriert werden. Die Fahrleistungen werden über ein quasistationäres Verfahren aus den maximalen Werten für Motormoment und -drehzahl anhand der Volllastkennlinie errechnet. Rechnet man anschließend Motormoment und -drehzahl bis zum Antriebsrad für unterschiedliche Geschwindigkeiten zurück, so lassen sich hieraus die Fahrleistungen berechnen.

In der folgenden Tabelle werden die in FALKE berücksichtigten Parameter der Verbrauchs- und Fahrleistungssimulation nochmals detailliert aufgeführt:

<b>Übersicht über die wichtigsten FALKE-Simulationsparameter und -kennfelder</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fahrzeugdaten</li> <li>• Motorkennfeld</li> <li>• Motorvollast</li> <li>• Motorwarmlauf</li> <li>• Ölpumpenkennlinie</li> <li>• Generatorkennfeld</li> <li>• Schalt- / Automatikgetriebe</li> <li>• Getriebewirkungsgradkennfeld</li> <li>• Getriebewarmlauf</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schaltkennfeld Automatik</li> <li>• Wandlerkennfeld</li> <li>• Schaltkennfeld Wandlerüberbrückung</li> <li>• Achsgetriebekennfeld</li> <li>• Achsgetriebewarmlauf</li> <li>• Reifen</li> <li>• Geschwindigkeitsprofil</li> <li>• Schwungmassenklassen</li> </ul>

Quelle: [HECKES 94]



**A 3.3.2 Simulationsergebnisse BMW 528i**

**Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen bei unterschiedlichen Gewichten**

Fahrzeuggewicht [kg]	Kraftstoffverbrauch [l/100km]										Fahrleistung	
	NEFZ		Mix (warm)		verbrauchsoptimiert (warm)			sportlich (warm)			Zeit [s]	
	kalt	warm	verbr.opt.	sportl.	Stadt	Landstr.	Autobahn	Stadt	Landstr.	Autobahn	80-120 km/h im 5. Gang	0-100km/h
1210	9,5736	7,5543	7,1900	10,8880	6,6197	6,5846	7,9705	6,6197	7,2831	16,0832	8,13	5,94
1260	9,6395	7,6258	7,2602	11,0052	6,7165	6,6721	8,0120	6,7165	7,3925	16,2187	8,47	6,09
1310	9,7066	7,6979	7,3316	11,1245	6,8148	6,7625	8,0532	6,8148	7,5048	16,3559	8,81	6,24
1360	9,7729	7,7697	7,4065	11,2485	6,9211	6,8545	8,0963	6,9211	7,6217	16,4960	9,15	6,38
1410	9,8393	7,8414	7,4865	11,3745	7,0398	6,9510	8,1405	7,0398	7,7457	16,6280	9,50	6,53
1460	9,9123	7,9173	7,5669	11,5061	7,1538	7,0524	8,1853	7,1538	7,8716	16,7746	9,85	6,67
1510	9,9849	7,9925	7,6447	11,6303	7,2587	7,1559	8,2281	7,2587	7,9956	16,9110	10,20	6,82
1560	10,0311	8,0683	7,7248	11,7507	7,3620	7,2659	8,2728	7,3620	8,1204	17,0391	10,55	7,00
1610	10,1054	8,1447	7,8082	11,8871	7,4723	7,3797	8,3180	7,4723	8,2496	17,1969	10,90	7,20
1660	10,1796	8,2211	7,8898	12,0012	7,5840	7,4881	8,3620	7,5840	8,3661	17,3109	11,25	7,40
1710	10,2539	8,2975	7,9723	12,1124	7,6918	7,6010	8,4074	7,6918	8,4861	17,4181	11,61	7,61
1760	10,3283	8,3740	8,0493	12,2158	7,7867	7,7040	8,4551	7,7867	8,6036	17,5169	11,97	7,81
1810	10,4026	8,4502	8,1338	12,3321	7,9078	7,8101	8,5016	7,9078	8,7172	17,6321	12,33	8,01
1860	10,4769	8,5266	8,2122	12,4359	8,0183	7,9128	8,5428	8,0183	8,8293	17,7259	12,69	8,22
1910	10,5512	8,6029	8,2898	12,5427	8,1270	8,0122	8,5856	8,1270	8,9403	17,8286	13,06	8,42

**Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen bei unterschiedlichen Hinterachsübersetzungen**

Hinterachs-übersetzung [-]	Kraftstoffverbrauch [l/100km]										Fahrleistung	
	NEFZ		Mix (warm)		verbrauchsoptimiert (warm)			sportlich (warm)			Zeit [s]	
	kalt	warm	verbr.opt.	sportl.	Stadt	Landstr.	Autobahn	Stadt	Landstr.	Autobahn	80-120 km/h im 5. Gang	0-100km/h
2,34	8,9828	7,2878	7,2135	10,8158	7,0444	6,7825	7,6203	7,0444	7,5072	15,4921	14,72	7,54
2,40	9,0743	7,3550	7,2694	10,9606	7,0678	6,8316	7,7015	7,0678	7,5701	15,7703	14,14	7,46
2,46	9,1644	7,4215	7,3235	11,0837	7,0815	6,8832	7,7827	7,0815	7,6306	16,0059	13,61	7,38
2,52	9,2749	7,5004	7,3743	11,2006	7,0973	6,9316	7,8571	7,0973	7,6892	16,2270	13,11	7,31
2,58	9,3857	7,5798	7,4220	11,3092	7,1197	6,9831	7,9181	7,1197	7,7538	16,4204	12,66	7,24
2,64	9,4772	7,6665	7,4677	11,4113	7,1506	7,0291	7,9727	7,1506	7,8194	16,5926	12,23	7,19
2,70	9,5963	7,7528	7,5150	11,5068	7,1866	7,0837	8,0222	7,1866	7,8829	16,7478	11,84	7,13
2,75	9,6928	7,8232	7,5559	11,5640	7,2247	7,1231	8,0658	7,2247	7,9367	16,8194	11,53	7,09
2,81	9,8100	7,9078	7,6082	11,6298	7,2729	7,1698	8,1246	7,2729	8,0022	16,8963	11,18	7,06
2,87	9,9190	7,9869	7,6637	11,7017	7,3128	7,2189	8,1944	7,3128	8,0645	16,9950	10,85	7,02
2,93	10,0311	8,0683	7,7248	11,7507	7,3620	7,2659	8,2728	7,3620	8,1204	17,0391	10,55	7,00
2,99	10,1752	8,1539	7,7903	11,8426	7,4160	7,3182	8,3548	7,4160	8,1800	17,1774	10,26	7,00
3,05	10,2967	8,2418	7,8590	11,9225	7,4727	7,3727	8,4408	7,4727	8,2399	17,2857	9,98	7,02
3,11	10,4196	8,3308	7,9251	12,0125	7,5101	7,4260	8,5338	7,5101	8,2996	17,4300	9,72	7,04
3,16	10,5234	8,4060	7,9897	12,0713	7,5694	7,4746	8,6129	7,5694	8,3502	17,4943	9,51	7,05
3,22	10,6497	8,4979	8,0625	12,1585	7,6174	7,5322	8,7119	7,6174	8,4096	17,6253	9,27	7,06
3,28	10,7846	8,5943	8,1276	12,2208	7,6686	7,5618	8,8105	7,6686	8,4708	17,6954	9,03	7,07
3,34	10,9220	8,6970	8,2046	12,2923	7,7275	7,6219	8,9106	7,7275	8,5360	17,7792	8,81	7,07
3,40	11,0571	8,7876	8,2768	12,3490	7,7746	7,6803	9,0083	7,7746	8,6048	17,8335	8,60	7,06
3,46	11,1944	8,8850	8,3543	12,4057	7,8435	7,7405	9,1032	7,8435	8,6777	17,8713	8,39	7,07
3,52	11,3415	8,9921	8,4313	12,4618	7,9148	7,8031	9,1938	7,9148	8,7571	17,9015	8,19	7,06

**Kraftstoffverbrauch und Fahrleistungen bei unterschiedlichen Gewichten mit angep. Hinterachse**

Fzg.-Gew. [kg]	HA [-]	Kraftstoffverbrauch [l/100km]										Fahrleistung	
		NEFZ		Mix (warm)		verbrauchsoptimiert (warm)			sportlich (warm)			Zeit [s]	
		kalt	warm	verbr.opt.	sportl.	Stadt	Landstr.	Autobahn	Stadt	Landstr.	Autobahn	80-120 km/h im 5. Gang	0-100km/h
1210	2,440	8,5996	6,8554	6,7162	10,1858	6,2200	6,1133	7,4483	6,2200	6,7637	15,0634	10,55	5,98
1260	2,508	8,8017	7,0220	6,8637	10,4188	6,3853	6,2713	7,5773	6,3853	6,9529	15,3695	10,55	6,11
1310	2,578	9,0067	7,1919	7,0042	10,6480	6,5434	6,4323	7,6926	6,5434	7,1435	15,6702	10,55	6,23
1360	2,647	9,1913	7,3686	7,1379	10,8819	6,6983	6,5940	7,7934	6,6983	7,3350	15,9834	10,55	6,37
1410	2,717	9,4033	7,5453	7,2786	11,1065	6,8694	6,7595	7,8977	6,8694	7,5305	16,2620	10,55	6,50
1460	2,788	9,6180	7,7234	7,4224	11,3237	7,0332	6,9286	8,0113	7,0332	7,7286	16,5259	10,55	6,66
1510	2,858	9,8225	7,8941	7,5708	11,5528	7,1977	7,0976	8,1353	7,1977	7,9264	16,8174	10,55	6,83
1560	2,930	10,0311	8,0683	7,7248	11,7507	7,3620	7,2659	8,2728	7,3620	8,1204	17,0391	10,55	7,00
1610	3,000	10,2410	8,2434	7,8829	11,9636	7,5328	7,4367	8,4140	7,5328	8,3151	17,2913	10,55	7,20
1660	3,070	10,4549	8,4211	8,0376	12,1659	7,6859	7,6052	8,5602	7,6859	8,5093	17,5300	10,55	7,39
1710	3,140	10,6706	8,6000	8,2002	12,3548	7,8546	7,7752	8,7137	7,8546	8,7040	17,7276	10,55	7,57
1760	3,208	10,8843	8,7778	8,3603	12,5410	8,0189	7,9397	8,8680	8,0189	8,8809	17,9341	10,55	7,76
1810	3,276	11,0985	8,9556	8,5227	12,7156	8,1916	8,1038	9,0228	8,1916	9,0703	18,0995	10,55	7,93
1860	3,345	11,3144	9,1336	8,6864	12,8887	8,3630	8,2690	9,1806	8,3630	9,2566	18,2644	10,55	8,09
1910	3,411	11,5222	9,3059	8,8437	13,0317	8,5249	8,4298	9,3326	8,5249	9,4341	18,3714	10,55	8,26

Quelle: Simulationsberechnungen mit FALKE

### A 3.3.3 Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten von BMW Fahrzeugen

Typ	Fzg.- Gewicht [kg]	Leistung [kW]	Spezif. Leistungs- gewicht [kg/kW]	Kraftstoffminderverbrauchskoeffizient (Kaltabfahrt)					
				[l/(100 kg · 100 km)]					
				ohne Anpassung $i_{HA}$			mit Anpassung $i_{HA}$		
NEFZ	vbr.-opt.	sportl.	NEFZ	vbr.-opt.	sportl.	NEFZ	vbr.-opt.	sportl.	
<b>316i</b>	1335	75	17,8	0,134	0,145	0,166	0,343	0,361	0,457
<b>318i</b>	1335	85	15,7	0,139	0,144	0,178	0,377	0,400	0,467
<b>320i</b>	1400	110	12,7	0,124	0,131	0,205	0,426	0,412	0,556
<b>323i</b>	1410	125	11,3	0,133	0,139	0,200	0,394	0,407	0,500
<b>328i</b>	1420	142	10,0	0,116	0,135	0,219	0,440	0,392	0,553
<b>520i</b>	1510	110	13,7	0,126	0,123	0,203	0,379	0,360	0,513
<b>523i</b>	1520	125	12,2	0,119	0,113	0,186	0,363	0,370	0,502
<b>528i</b>	1560	142	11,0	0,134	0,141	0,235	0,409	0,346	0,510
<b>535i</b>	1680	173	9,7	0,073	0,102	0,179	0,384	0,383	0,488
<b>540i</b>	1705	210	8,1	0,049	0,084	0,162	0,481	0,441	0,579
<b>728i</b>	1810	142	12,7	0,135	0,119	0,195	0,383	0,349	0,470
<b>735i</b>	1865	173	10,8	0,107	0,117	0,194	0,375	0,369	0,446
<b>740i</b>	1920	210	9,1	0,061	0,093	0,194	0,447	0,403	0,552
<b>318 tds</b>	1380	66	20,9	0,118	0,139	$v < v_{max}$	0,330	0,368	$v < v_{max}$
<b>525 tds</b>	1580	105	15,0	0,120	0,120	0,180	0,301	0,316	0,457
<b>725 tds</b>	1845	105	17,6	0,138	0,132	0,165	0,290	0,301	0,428

Quelle: Kraftstoffminderverbrauchskoeffizienten nach [KELLER 98], auf der Grundlage von FALKE-Simulationen; Fahrzeugdaten aus BMW Datenblatt „Technische Daten Pkw-Modelle, Modelljahr 1998“ [OFD 97]

## A 3.4 Empirische Validierung des Simulationsprogrammes FALKE

### A 3.4.1 Rollenprüfstand

Zur Validierung der durchgeführten Simulationsrechnungen wurden für unterschiedliche Fahrzeuggewichte empirische Verbrauchsmessungen auf einem Rollenprüfstand durchgeführt. Bei dem Prüfstand handelt es sich um einen Ein-Rollen-Prüfstand der Firma Schenk, der über eine Gleichstrom-Nebenschlußmaschine verfügt, die sowohl generatorisch als auch motorisch betrieben werden kann. Generatorisch arbeitet die Anlage dann, wenn die nachzubildenden Fahrwiderstände größer sind als die Prüfstandsverluste. Sind die Fahrwiderstände dagegen kleiner als diese Verluste, z.B. bei einem Fahrprofilabschnitt mit Gefälle, so wird die Anlage motorisch betrieben [STÜTZINGER 96]. Bild A 3.1 zeigt das Versuchsfahrzeug auf dem Rollenprüfstand.



**Bild A 3.1:** Versuchsfahrzeug (BMW 528i) in meßfertigem Zustand auf Rollenprüfstand (Fa. Schenk)

### A 3.4.2 Coast-Down-Messungen

Die Fahrwiderstände wurden über sogenannte *Coast-Down-Messungen* auf der Straße ermittelt. Hierbei wird das Fahrzeug auf die Höchstgeschwindigkeit des zu messenden Fahrprofils beschleunigt. Anschließend wird bei abgekuppeltem Motor der Geschwindigkeits-Zeitverlauf des ausrollenden Fahrzeuges mit einem Correvit-Sensor erfaßt und hieraus über numerische Differentiation die Fahrzeugverzögerung sowie die daraus resultierende Bedarfskraft berechnet [STÜTZINGER 96] (Gl. A 3.1). Die Coast-Down-Werte wurden für das Versuchsfahrzeug vor und nach Zuladung einer Masse von 300 kg gemessen.

**Bedarfskraft**  $F_{Bed}(t) = \frac{dv}{dt}$  [N] **Gl. A 3.1**

Nach der Gauß'schen Methode der kleinsten quadratischen Fehler läßt sich hieraus eine Ausgleichskurve durch die Meßpunkte berechnen, die am Rollenprüfstand als Vorgabe für die Fahrwiderstände dient (Gl. A 3.2) [STÜTZINGER 96]. Da das Rollverhalten des Fahrzeuges auf

der Straße von dem auf der Prüfrolle infolge der gekrümmten Laufrolle und des Antriebes nur einer Achse abweicht, wurden die Fahrwiderstandsparameter  $a$ ,  $b$  und  $c$  über ein Korrekturprogramm in mehreren Iterationsschleifen soweit abgeändert bis der Fahrwiderstandsverlauf des Fahrzeuges auf der Prüfrolle mit den gemessenen Coast-Down-Werten identisch war.

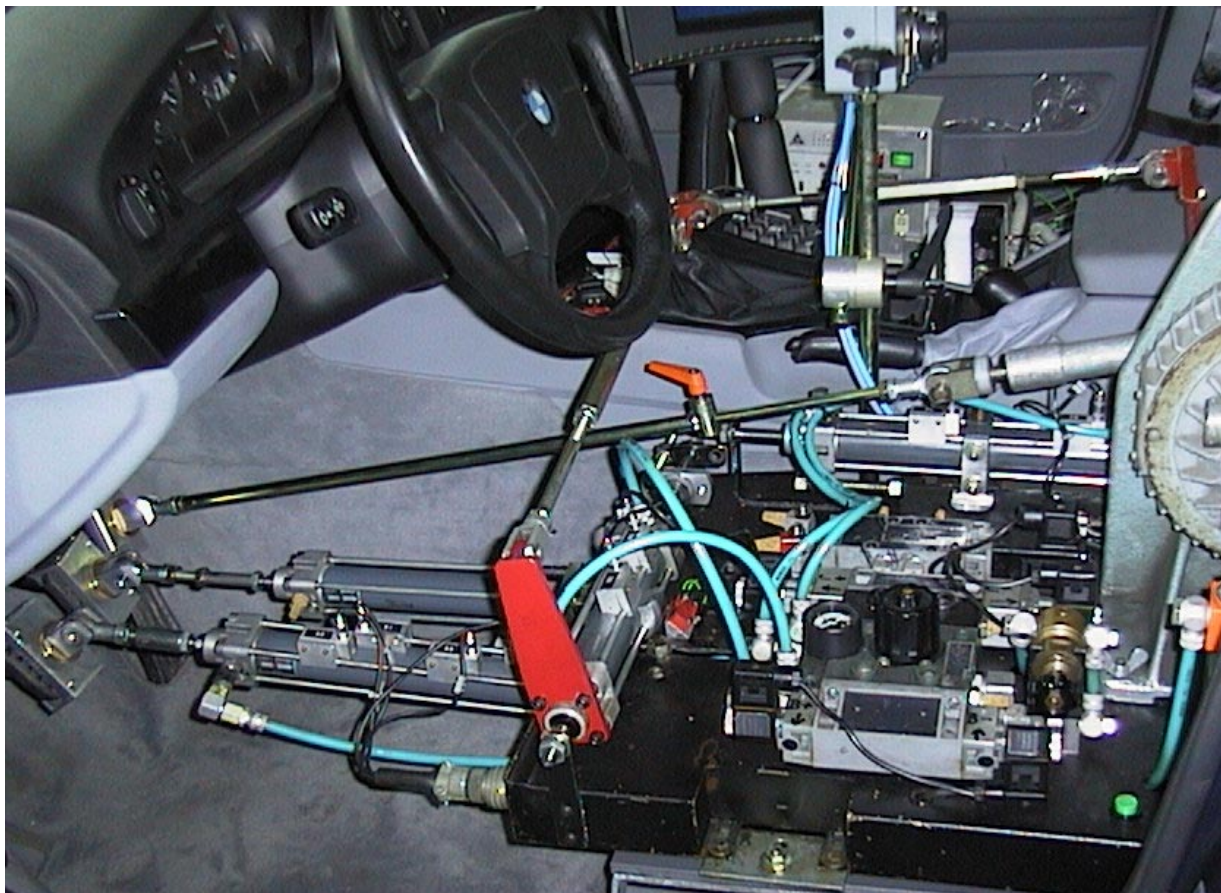
**Vorgabe Rollenprüfstand**

$$F_{\text{Bed}}(v) = a \cdot v^2 + b \cdot v + c \quad [N]$$

**Gl. A 3.2**

### A 3.4.3 Meß- und Regelungstechnik

Nachdem die Fahrwiderstände erfaßt waren und die zu durchzufahrenden Fahrprofile dem Steuerungsrechner der Prüfstandsrolle vorgegeben waren, mußte das Fahrzeug mit der erforderlichen Meß- und Regelungstechnik versehen werden. Anstelle des Fahrersitzes wurde ein automatischer Schaltpilot eingebaut, der während der Messung Kupplungs- und Schaltvorgänge sowie Gas- und Bremspedalbetätigungen nach Vorgabe des Fahrprofiles vornimmt (Bild A 3.2). Angetrieben wird der Schaltpilot durch einen Scheibenläufermotor über eine externe Druckluftversorgung.



**Bild A 3.2:** Schaltpilot des Versuchsfahrzeuges (BMW 528i)



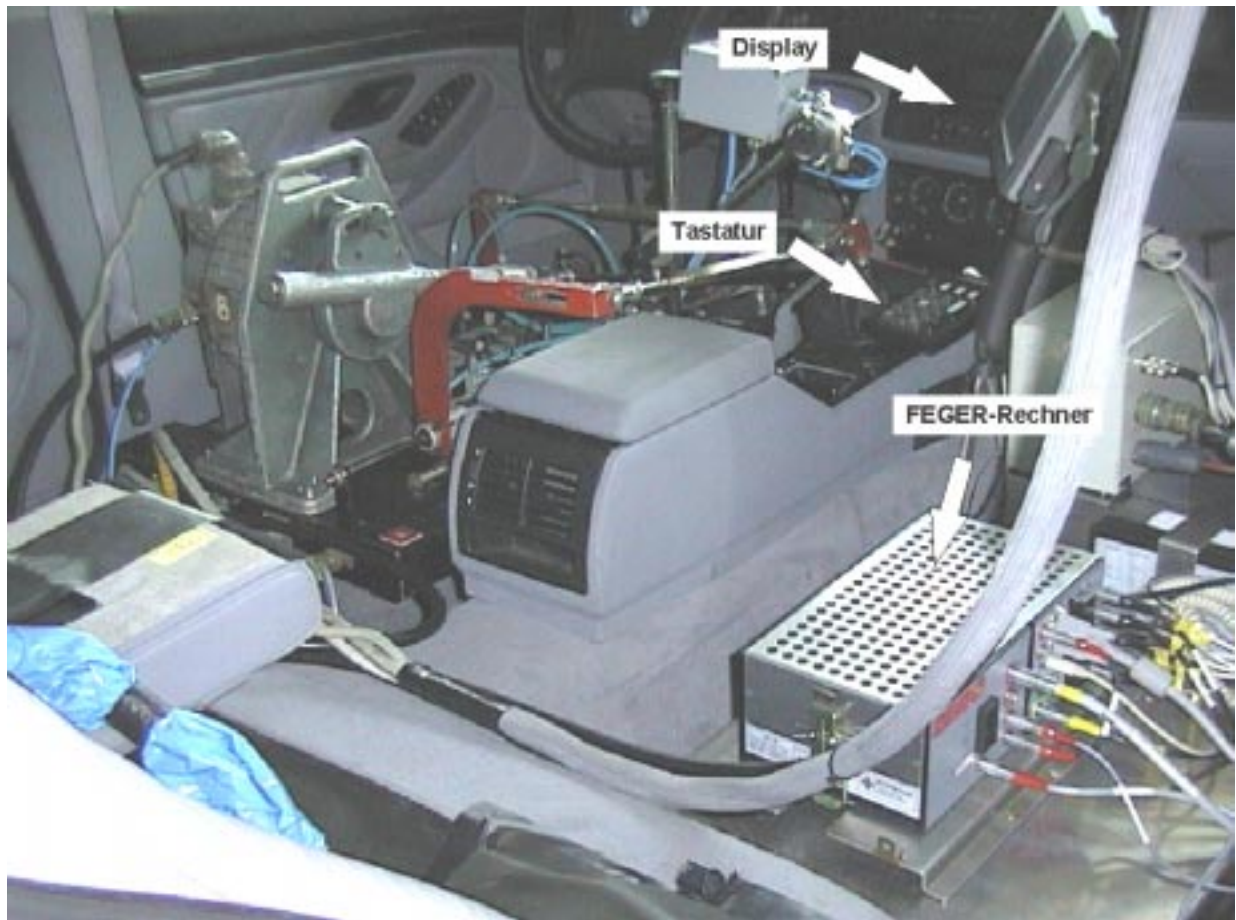
Die Kraftstoffverbrauchsmessung erfolgte mit dem Durchflußmeßgerät PLU 116H (Bild A 3.3) der Pierburg Luftgeräte Union (PLU). Das PLU 116H arbeitet nach dem Prinzip eines geregelten Verdrängungszählers, der von einem PI geregelten Servomotor angetrieben wird. Die Drehzahl des Servomotors wird durch Stromzufuhr so geregelt, daß die Druckdifferenz zwischen Einlaß und Auslaß des Zahnradzählers gleich 0 ist und der Durchfluß proportional zur Drehzahl ist [WERNER 97]. Nach Herstellerangaben liegt der Meßfehler des PLU 116H bei rund 0,5 %. Da das PLU auf eine Temperatur von 20 °C geeicht ist, muß der volumetrisch gemessene Kraftstoffverbrauch bei abweichenden Kraftstofftemperaturen infolge der Dichteänderung zusätzlich noch über eine Temperatur-Korrekturformel berichtigt werden.



**Bild A 3.3:** Durchflußmeßgerät PLU 116H zur Ermittlung des Kraftstoffverbrauchs (eingebaut im Kofferraum des Versuchsfahrzeuges)

Die zeitabhängige Aufzeichnung der Daten, wie Fahrzeuggeschwindigkeit, Motordrehzahl, Kraftstoffmengendurchfluß, Kraftstofftemperatur, Außentemperatur etc. findet in dem sogenannten FEGER-Rechner statt (Bild A 3.4). Dieser mobile Rechner verfügt über eine eingebaute Analog/Digital-Wandlerkarte und kann sowohl analoge als auch digitale Meßwerte bzw. Signale verarbeiten. Die Bedienung des Feger-Rechners erfolgt über eine im Fahrzeug einge-

baute Tastatur. Über ein Display können die aktuellen Meßdaten eingesehen werden. Die gemessenen Daten können über die Parallelschnittstelle vom FEGER-Rechner auf ein Laptop überspielt werden bzw. stehen über die Entnahme der Flash-ROM-Speicherkarte des FEGER-Rechners zum Auslesen über den PCMCIA-Port eines PCs auf Hardwarebasis zur Verfügung.



**Bild A 3.4:** FEGER-Rechner zur Aufzeichnung der aktuellen Verbrauchsdaten sowie Bedieneinheit und Display

## A 4 Ganzheitlicher Vergleich von Rohkarosserievarianten

### A 4.1 Beispiel einer Sachbilanz – Herstellungsphase der Stahlkarosserie

<b>STAHLKAROSSERIE OHNE BERÜCKSICHTIGUNG VON GUTSCHRIFTEN</b>		
<b>INPUT</b>		
<b>Vorprodukte</b>		
<b>Wertstoffe</b>		
Ammoniumnitrat (NH4NO3)	kg	2,56E-03
Brauchwasser	kg	5,44E+04
Kühlwasser	kg	1,60E+03
Prozeßwasser	kg	920,4
Walzöl	kg	0,2243
<b>Energetische Ressourcen</b>		
<b>Nicht regenerierbare energetische Ressourcen</b>		
Braunkohle	kg	15,55
Braunkohle Deutschland (AL)	kg	119
Braunkohle Deutschland (NL)	kg	0,0247
Braunkohle Frankreich	kg	4,72E-09
Braunkohle Österreich	kg	0,2279
Erdgas	kg	1,897
Erdgas Algerien	kg	0,5301
Erdgas Australien	kg	0,4122
Erdgas Deutschland	kg	8,807
Erdgas Frankreich	kg	0,06753
Erdgas Großbritannien	kg	3,71E-05
Erdgas GUS	kg	10,9
Erdgas Italien	kg	0,2604
Erdgas Niederlande	kg	10,41
Erdgas Norwegen	kg	4,729
Erdgas USA	kg	1,90E-04
Erdöl	kg	5,249
Erdöl Deutschland	kg	0,07472
Erdöl Frankreich	kg	1,93E-08
Erdöl Großbritannien	kg	6,244
Erdöl GUS	kg	1,376
Erdöl Italien	kg	0,2134
Erdöl Kanada	kg	0,4451
Erdöl Mittelafrika	kg	0,7901
Erdöl Mittelamerika	kg	0,6464
Erdöl Nahost	kg	4,183
Erdöl Nordafrika	kg	2,761
Erdöl Norwegen	kg	3,035
Steinkohle	kg	5,677
Steinkohle Australien	kg	17,88
Steinkohle China	kg	3,76E-04
Steinkohle Deutschland	kg	275
Steinkohle Frankreich	kg	3,23E-08
Steinkohle Großbritannien	kg	40,74
Steinkohle GUS	kg	0,1977
Steinkohle Indonesien	kg	0,01591
Steinkohle Kanada	kg	1,915
Steinkohle Kolumbien	kg	0,248
Steinkohle Polen	kg	0,06872
Steinkohle Südafrika	kg	49,97
Steinkohle USA	kg	0,9381
Uran (U) natürlich	kg	5,77E-03

<b>Regenerierbare energetische Ressourcen</b>		
Nachwachsende Brennstoffe	kg	3,006
Primärenergie aus Wasserkraft	MJ	389,3
<b>Stoffliche Ressourcen</b>		
<b>Nicht regenerierbare stoffliche Ressourcen</b>		
Bariterz und Bentonit	kg	0,155
Bauxit (Al2O3.H2O)	kg	0,01122
Bauxit (Al2O3.H2O) (Al 21.1%)	kg	0,06578
Eisenerz (Fe 65 %)	kg	821,5
Eisenerz (Fe)	kg	0,1094
Kalkstein (CaCO3; Calciumcarbonat)	kg	171,4
Kupfererz (Cu 0.316%)	kg	40,69
Natriumchlorid (NaCl; 'Steinsalz')	kg	8,60E-03
Sand	kg	1,20E-07
Taubes Gestein	kg	2,58E+03
Zink - Bleierz (Zn 4.21% - Pb 4.96%)	kg	0,5711
Zink - Kupfererz (Zn 4.07% - Cu 2.59%)	kg	73,86
Zinkerz (Zn)	kg	13,17
<b>Regenerierbare stoffliche Ressourcen</b>		
Luft	kg	1,13E+03
Wasser (H2O)	kg	3,99E+04
<b>OUTPUT</b>		
<b>Endprodukte</b>		
<b>Wertstoffe</b>		
St-Blechbauteil	kg	357,7
St-Kleinteil	kg	23,9
<b>Reststoffe</b>		
Gips (CaSO4.2H2O)	kg	0,7919
Kühlwasser	kg	1,60E+03
Stahlwerksschlacke	kg	79,58
Walzzunder	kg	14,14
Walzzunderschlamm	kg	2,694
<b>Emissionen in Luft</b>		
<b>Abgas/Abluft</b>		
Abgas	kg	959,8
Abluft	kg	16,3
<b>Anorganische Emissionen in Luft</b>		
Aluminiumoxid (Al2O3)	kg	8,10E-05
Ammoniak (NH3)	kg	2,01E-03
Bor (B)	kg	2,63E-03
Chlor (Cl)	kg	3,10E-04
Cyanwasserstoff (HCN;Blausäure)	kg	1,34E-07
Fluor (F)	kg	2,44E-05
Fluoride (F-)	kg	2,23E-04
Schwefelsäure (H2SO4)	kg	6,41E-05
Schwefelwasserstoff (H2S)	kg	3,56E-03
Siliciumdioxid (SiO2)	kg	3,04E-04
Sulfat (SO4)	kg	1,03E-04
Wasserstoff (H2)	kg	0,04654
<b>Organische Emissionen in Luft</b>		
Benzo(a)pyren (C20H12)	kg	8,49E-04
Benzol (C6H6)	kg	0,05647
Formaldehyd (HCHO; Methanal)	kg	7,66E-06

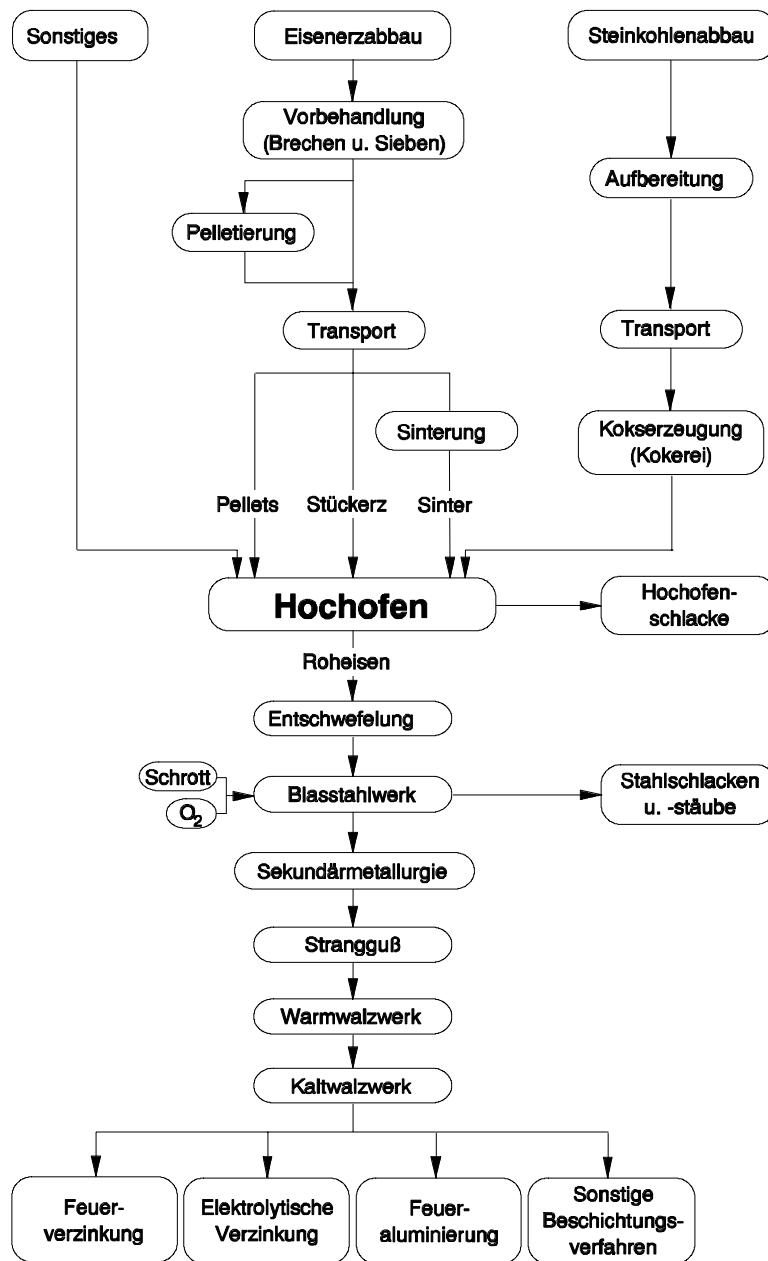
R116 (C2F6; Hexafluorethan)	kg	5,42E-07
R14 (CF4; Tetrafluorkohlenstoff)	kg	4,87E-06
<b>Schwermetalle in Luft</b>		
Antimon (Sb)	kg	3,48E-06
Arsen (As)	kg	1,23E-05
Arsentrioxid (AsO3)	kg	1,72E-07
Arsenwasserstoff (AsH3)	kg	1,43E-05
Barium (Ba)	kg	4,35E-05
Beryllium (Be)	kg	1,62E-06
Blei (Pb)	kg	2,91E-03
Cadmium (Cd)	kg	1,32E-05
Chrom (Cr)	kg	3,80E-05
Chrom (III) (Cr3+)	kg	4,05E-05
Eisen (Fe)	kg	4,97E-03
Kobalt (Co)	kg	4,02E-06
Kupfer (Cu)	kg	2,16E-03
Lanthan (La)	kg	4,44E-06
Mangan (Mn)	kg	3,23E-04
Molybdän (Mo)	kg	6,04E-06
Nickel (Ni)	kg	1,62E-04
Quecksilber (Hg)	kg	1,21E-05
Scandium (Sc)	kg	5,08E-06
Selen (Se)	kg	3,08E-05
Strontium (Sr)	kg	2,95E-05
Thallium (Tl)	kg	4,95E-07
Titan (Ti)	kg	1,01E-04
Vanadium (V)	kg	9,98E-06
Zink (Zn)	kg	2,52E-03
Zinn (Sn)	kg	8,10E-06
<b>Standard Emissionen in Luft</b>		
Chlorwasserstoff (HCl; 'Salzsäure')	kg	0,07152
Fluorwasserstoff (HF; 'Flußsäure')	kg	0,01196
Kohlendioxid (CO2)	kg	1,61E+03
Kohlenmonoxid (CO)	kg	13,84
Lachgas (N2O; Distickstoffmonoxid)	kg	9,67E-03
Methan (CH4)	kg	5,445
NMVOG (Summenwert)	kg	0,2489
Schwefeldioxid (SO2)	kg	2,327
Staub (Summenwert)	kg	0,7929
Stickoxide (NOx)	kg	2,191
<b>Summenwerte Emissionen in Luft</b>		
Dioxine (TCDD;TE)	kg	2,79E-06
PAH (polyzyklische aromatische KW)	kg	6,23E-03
Schwermetalle in Luft	kg	2,57E-08
VOC	kg	1,27E-05
<b>Emissionen in Wasser</b>		
<b>Abwasser</b>		
Abwasser	kg	9,20E+04
<b>Anorganische Emissionen in Wasser</b>		
Ammoniak (NH3)	kg	1,19E-03
Ammonium-Ionen (NH4+)	kg	3,98E-05
Chlorid (Cl-)	kg	0,1345
Cyanid (CN-)	kg	4,74E-09
Fluor (F)	kg	2,13E-03
Fluorid (F-)	kg	1,30E-03
Natriumchlorid (NaCl; 'Steinsalz')	kg	2,088
Nitrat (NO3-)	kg	8,18E-03
Phosphat (PO4(3-))	kg	4,48E-03
Salzsäure (HCl; Chlorwasserstoff)	kg	3,81E-05
Sulfat (SO4(2-))	kg	0,9165
<b>Organische Emissionen in Wasser</b>		
Methanol (CH3OH)	kg	5,49E-04
Phenol (C6H5OH; Hydroxybenzol)	kg	2,11E-04
Sulfat (SO4(2-))	kg	2,02E-04

<b>Schwermetalle in Wasser</b>		
Arsen (As)	kg	7,83E-05
Blei (Pb)	kg	1,63E-04
Cadmium (Cd)	kg	1,40E-05
Chrom (Cr)	kg	1,29E-05
Eisen (Fe)	kg	3,82E-03
Kupfer (Cu)	kg	2,21E-05
Nickel (Ni)	kg	7,82E-05
Quecksilber (Hg)	kg	1,27E-05
Thallium (Tl)	kg	6,54E-07
Zink (Zn)	kg	0,02867
<b>Summenwerte Emissionen in Wasser</b>		
AOX (adsorbierbare org. gebundene Halogene)	kg	3,47E-06
BSB (biologischer Sauerstoffbedarf)	kg	0,03828
CSB (chemischer Sauerstoffbedarf)	kg	0,3464
Feststoffe; anorganisch; gelöst	kg	0,6811
Feststoffe; gelöst	kg	9,73E-08
Feststoffe; suspendiert	kg	0,02728
HC (Kohlenwasserstoffe KW)	kg	3,00E-03
PAH (polyzyklische aromatische KW)	kg	2,15E-05
Säuren (H3O+)	kg	1,12E-05
Schwermetalle	kg	1,25E-03
TOC (gesamter organisch gebundener C)	kg	0,1453
<b>Ablagerungsgüter</b>		
<b>Haldengut</b>		
Abraum	kg	2,63E+03
Asche	kg	14,11
Erzaufbereitungsrückstände	kg	798,9
Schlacke	kg	0,2101
Waschverluste	kg	0,3713
<b>Hausmüll</b>		
Hausmüll	kg	0,118
<b>Industriemüll</b>		
fester Abfall	kg	60,08
flüssiger Abfall	kg	0,02006
Jarosit	kg	4,139
mineralischer Abfall	kg	1,07E-04
<b>Radioaktive Abfälle</b>		
Abfall radioaktiv	kg	1,45E-03
CaF2 (schwach radioaktiv)	kg	6,25E-04
Erzaufbereitungsrückstände radioaktiv	kg	1,075
flüchtige Spaltprodukte (Edelgase; Jod; C14)	kg	5,63E-06
hochaktive Spaltproduktlösung	kg	5,48E-04
Hülsen- und Strukturmaterial	kg	3,29E-04
mittel- und schwachaktive Abfälle endkond. KKW	kg	1,40E-04
mittel- und schwachaktiver flüssiger Abfall	kg	7,83E-04
Plutonium als Reststoff	kg	3,84E-06
Uran abgebrannt als Reststoff	kg	7,44E-04
Uran angereichert	kg	4,19E-03
<b>Sondermüll</b>		
flüssiger Sondermüll	kg	0,02162
Schlamm	kg	2,19E-05
Sonstiger Sondermüll	kg	0,1409

Quelle: Berechnungen mit der Ökobilanzierungssoftware GABI 2.0 (Fa. Product Engineering GmbH, Dettingen)



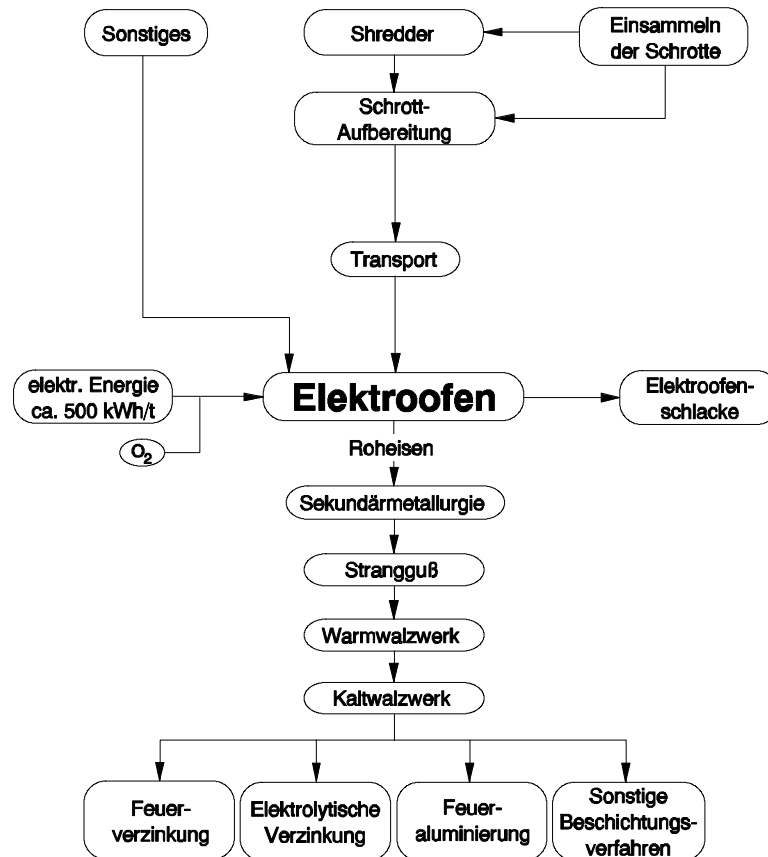
**A 4.2 Verfahrensablauf Stahlblecherzeugung über Hochofen-Route**



Quelle: Institut für Kunststoffkunde und Kunststoffprüfung (IKP) der Universität Stuttgart, Begleittexte zur Software GABI 2.0 [GABI 96]

Für die Stahlblecherzeugung existieren heute die zwei Grundverfahrens-Routen Oxygenstahl- und Elektrostahlverfahren. In Deutschland werden ca. 80 % als Oxygenstahl (Blasstahl) über den Hochofen und ca. 20 % als Elektrostahl über den Elektrolichtbogenofen erzeugt. Eine ausführliche Beschreibung der Prozeßkette zur Stahlblecherzeugung ist in den Begleittexten zur Software GABI 2.0 gegeben [GABI 96].

### A 4.3 Verfahrensablauf Stahlblecherzeugung über Elektroofen-Route



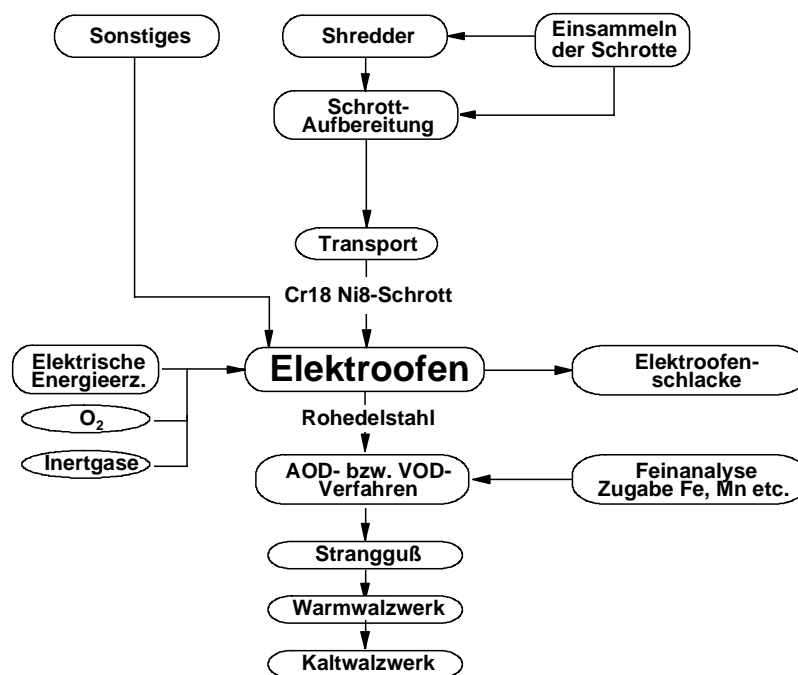
Quelle: Institut für Kunststoffkunde und Kunststoffprüfung (IKP) der Universität Stuttgart, Begleittexte zur Software GABI 2.0 [GABI 96]

Elektrostahlwerke basieren im Regelfall nicht auf Eisenerz, sondern auf Stahlschrott. Sie benötigen folglich nicht die gesamten vorgelagerten Prozeßketten der Hochofen-Route. Bei den Elektrostahlverfahren wird die notwendige Energie durch elektrischen Strom erzeugt und nicht auf Basis einer Verbrennung mit Hilfe von Sauerstoff, wie beim Hochofenprozeß. Dies verhindert die Einbringung von Verunreinigungen in die Schmelze. Neben Schrott oder Eisenschwamm werden auch Zuschläge wie Kalk und Flußspat, Reduktionsmittel (Kohlenstoff) und Legierungselemente in Form von Ferrolegierungen eingebracht. Ein über mehrere Graphitelektroden erzeugter Lichtbogen schmilzt das Einsatzgut auf. Durch das Einblasen von Sauerstoff oder anderen Brennstoff-Gasgemischen kann die Einschmelzphase beschleunigt werden.

Die in der Schlacke befindlichen Eisenoxide des Erzes reagieren in der Frischephase mit dem Kohlenstoff des Bades. Hierbei entsteht gasförmiges Kohlenmonoxid, das die Schmelze zum Kochen bringt und Verunreinigungen wie Phosphor, Wasserstoff, Stickstoff und nichtmetalli-

sche Verbindungen aus der Schmelze spült. Diese entweichen gasförmig oder werden in der Schlacke gebunden. Zu Beginn der Desoxidationsphase wird die oben aufschwimmende oxidreiche Schlacke abgegossen. Nachdem weitere Zuschläge sowie Reduktions- und Desoxidationsmittel zugegeben worden sind, wandern Sauerstoff, restliche Oxide und insbesondere Schwefel aus der Schmelze in die Schlacke. Zum Ende der Feinungszeit erfolgt die Zugabe der Legierungselemente [GABI 96].

#### A 4.4 Verfahrensablauf Edelstahlblecherzeugung über Elektroofen-Route

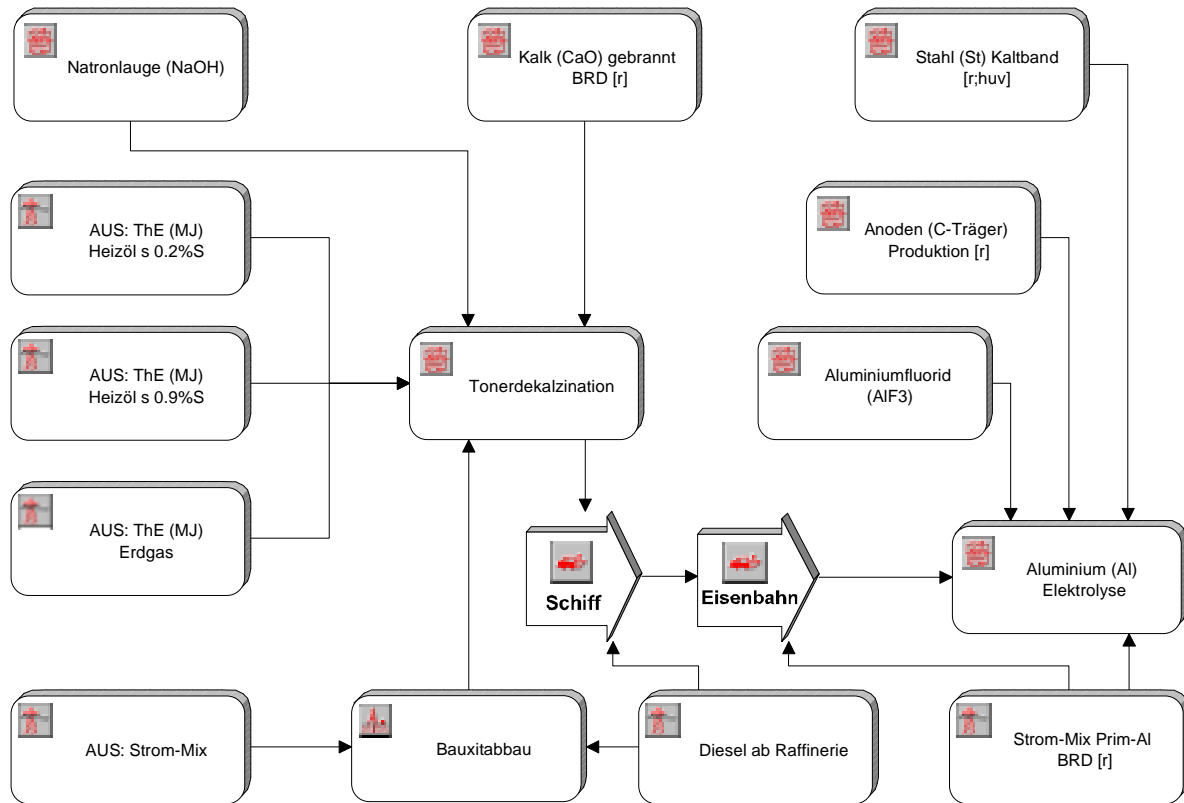


Quellen: Institut für Kunststoffkunde und Kunststoffprüfung (IKP) der Universität Stuttgart, Begleittexte zur Software GABI 2.0 [GABI 96] und Krupp Thyssen Nirosta [HEINKE 87]

Zur Reduzierung des Legierungsaufwandes findet bereits eine Vorsortierung des Edelstahlschrottes statt, so daß in der Grundanalyse im Elektrolichtbogenofen nur Cr18 Ni8-Schrotte erschmolzen werden. Eine Reduzierung des Kohlenstoffanteils (C-Anteil 1,5 - 2 %) erfolgt entweder über das Argon-Oxygen-Decarburation- oder das Vacuum-Oxygen-Decarburation-Verfahren. Die für die Absenkung des Kohlenstoffgehaltes erforderliche Reduzierung des Kohlenmonoxidpartialdrucks wird durch das Einblasen von Sauerstoff und Inertgasen (AOD-Verfahren) bzw. durch Absenken des Druckes (VOD-Konverter) während des Frischens erreicht. In der Feinanalyse werden die noch fehlenden Legierungsbestandteile (Fe, Mn, Mo, Si etc.) zugegeben [GABI 96; HEINKE 87].

**A 4.5 Verfahrensablauf Aluminiumblecherzeugung**

**A 4.5.1 Primäraluminiumherstellung Import-Mix 1994**



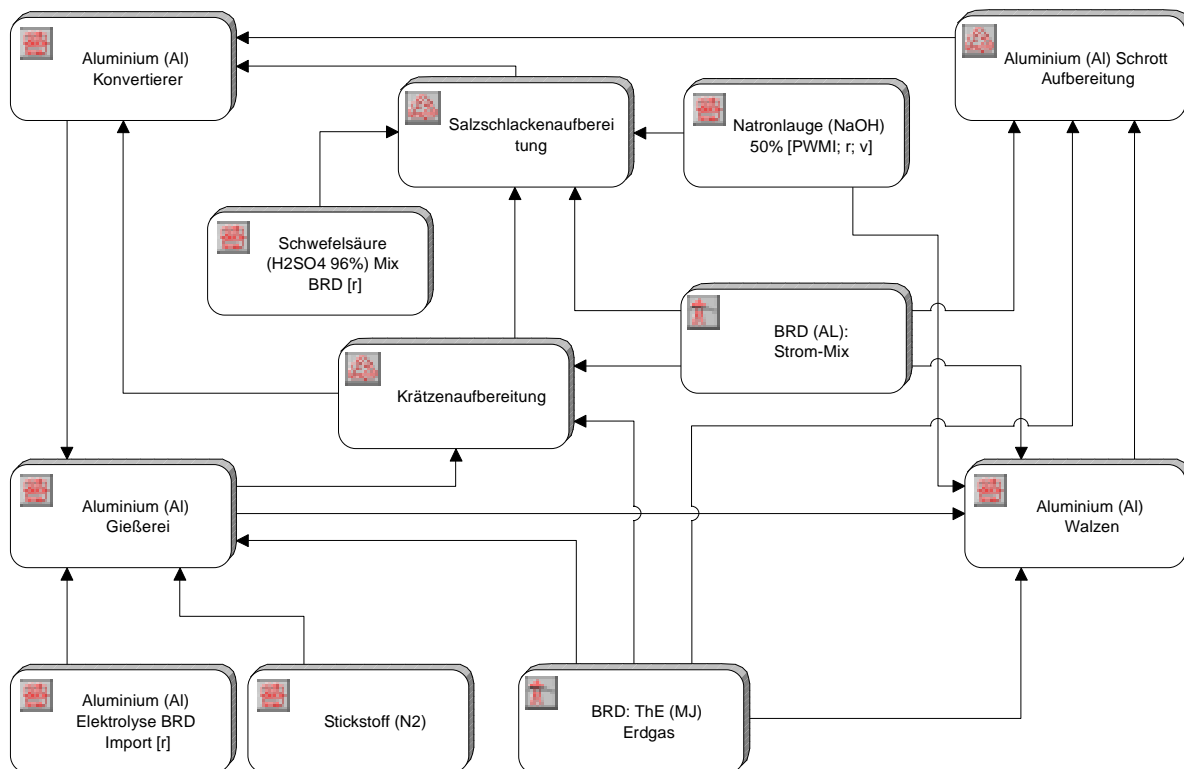
Quelle: Institut für Kunststoffkunde und Kunststoffprüfung (IKP) der Universität Stuttgart, Begleittexte zur Software GABI 2.0 [GABI 96]

Die Modellierung der Primäraluminiumherstellung erfolgt auf Basis des Primäraluminium-Importmixes des Jahres 1994 für Deutschland. Als Bilanzierungsort des Bauxitabbaus und der Tonerdekalzination dient Australien. Für die Strom- und Brennstoffbereitstellung sowie für die Bereitstellung der benötigten Hilfsstoffe wurden i.d.R. die länderspezifisch erfaßten Sachbilanzdaten herangezogen. Mangels Verfügbarkeit wurden für den bei der Tonerdeproduktion benötigten Kalk und die Natronlauge die in der europäischen Industrie ermittelten Bilanzierungsdaten zugrundegelegt [GABI 96].

In der Schmelzflußelektrolyse wird aus Aluminiumoxid ( $Al_2O_3$ ) mit Hilfe elektrischer Energie Aluminium gewonnen. In dem hohen durchschnittlichen Energiebedarf zwischen 13 und 15  $kWh_{el}$  ist die besondere ökologische Relevanz des Strombereitstellungsszenarios für die Pri-

märaluminiumgewinnung begründet. Für die bei der Elektrolyse benötigten Anoden wird ein Mix von Söderberg- und Prebaked-Anoden verwendet. Ausgangsstoffe der Anoden sind Steinkohlenpech und Petrolkoks. Für die Kathoden- und Anodenanschlüsse wird zudem noch Stahl benötigt. Als Elektrolyt dient Aluminiumfluorid (AlF<sub>3</sub>), das aus Flußspat (CaF<sub>2</sub>), Bauxit (Al(OH)<sub>3</sub>) und Schwefelsäure (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 96 %) gewonnen wird [GABI 96].

**A 4.5.2 Aluminiumwalzblechherstellung**



Quelle: Institut für Kunststoffkunde und Kunststoffprüfung (IKP) der Universität Stuttgart, Begleittexte zur Software GABI 2.0 [GABI 96]

Die in der Elektrolyse gefertigten Primäraluminium-Masseln werden in der Gießerei verflüssigt und anschließend im Walzwerk zu Aluminiumblech verarbeitet. Der hierbei anfallende Verschnitt sowie die in der Gießerei auftretende Krätze werden nach Durchlauf spezifischer Aufbereitungsprozesse (Aluminiumschrottaufbereitung sowie Krätzen- und Salzschlackenaufbereitung) dem Umschmelzprozeß wieder zugeführt. Stickstoff (N<sub>2</sub>) übernimmt dabei die Aufgabe der Schmelzreinigung. Diese internen Primäraluminiumflüsse werden dabei als Closed-Loop-Recycling modelliert [GABI 96].

## **A 5 Ganzheitlicher Vergleich von Antriebsalternativen**

### **A 5.1 Prozeßbeschreibungen der Benzin- und Dieselpreparierung**

#### **A 5.1.1 Erdölexploration und -förderung**

Die Erdöllagerstätte wird durch Explorationsbohrungen erschlossen. Die hierbei auftretenden Verluste durch Bohrungstests, Leckagen und Abfackeln werden in der Bilanz berücksichtigt. Bei der Aufbereitung des Erdöls wird mitgeführtes Salzwasser, Erdölgas und ein Teil des Schwefels abgeschieden. Der hierzu nötige Energiebedarf wird durch Dieselgeneratoren und Schwerölfeuerungen abgedeckt. Anschließend wird das aufbereitete Erdöl über Tanker bzw. Pipelines zu den Abnehmerländern transportiert. Bei der Förderung wird in On- (Land) und Offshoreförderung (See) unterschieden. Teilweise wird Erdöl assoziiert mit Erdgas gefördert, d.h. es wird gleichzeitig Erdöl und Erdgas gefördert. In Abhängigkeit von der Erdölqualität und des Ausbeutungsgrads der Lagerstätte unterscheidet man in primäre, sekundäre und tertiäre Förderung. Die Förderung sekundärer und tertiärer Erdöle ist mit einem erhöhten Aufwand verbunden und hängt von der Preisentwicklung am Rohölmarkt ab [GABI 99/1]. Die für die Bilanz herangezogenen Daten beziehen sich originär auf [ÖKOINVENTARE 96 und GEMIS 97].

#### **A 5.1.2 Erdölraffination**

Bei der Erdölraffination wird das entsalzene Rohöl zuerst der atmosphärischen Destillation zugeführt. Hierbei findet eine Fraktionierung des Rohöls durch Trennung nach Dichte-, Siede- und Kondensationsbereichen statt. Die aufsteigenden Gase werden der Flüssiggasanlage zugeführt. Die Leichtfraktionen der Benzine werden in den Reformer, Deisopentaniser und die Benzinraffination weitergeleitet. Im Reformer findet eine katalytische Umwandlung der aliphatischen Paraffine in Iso-Paraffine und der Cycloparaffine zu Aromaten, unter Verringerung des Heizwertes, statt. Im Deisopentaniser wird das Leichtbenzin erneut destilliert, um Iso-Pentan zur Superbenzinherstellung zu erhalten. Die Superbenzin-Komponente zur Benzinmischung und Naphtha bilden die Ausgangsstoffe des Deisopentanisers. Deisopentaniser, Reformer und Raffination münden in die Benzinmischanlage, wobei Super- und Normalbenzin gewonnen werden [GABI 99/1]. Im Hydrofiner findet eine Entschwefelung der Mitteldestillate der atmosphärischen Destillation statt. Der Schwefel wird einer Claus-Anlage zugeleitet, während das entschwefelte Mitteldestillat einem Mischprozeß zugeführt oder als Kerosin abgeführt wird.

Die Rückstände der atmosphärischen Destillation werden sowohl der Vakumdestillation als auch dem Visbreaker (mildes thermisches Cracken) zugeführt. Geringe Anteile gelangen direkt in die Heizölmischanlage und die Bitumenanlage. Bei der Vakumdestillation erfolgt eine Destillation in Gasöl, Wachsdestillate und Vakuumrückstände. Während das Gasöl in den Hydrofiner geleitet, entschwefelt und der Mitteldestillatmischung zugeführt wird, werden die Wachsdestillate der Grundölherstellung von Wachs und Schmierstoffen zugeführt. Ein weiterer Teil gelangt in den katalytischen Cracker, in dem ein Molekülumbau zu kürzeren Ketten vollzogen wird. Hierbei entstehen Gase, Benzine, Mitteldestillate und Heizöle. Der Vakuumrückstand gelangt in den Coker. Hierbei werden ebenfalls Gase, Benzine, Mitteldestillate und Heizöle sowie Petrolkoks hergestellt und anschließend veredelt [GABI 99/1]. Die für die Bilanz herangezogenen Daten beziehen sich originär auf [ÖKOINVENTARE 96, BP 89 und MINWV 97].

## **A 5.2 Prozeßbeschreibungen der LNG-Bereitstellung**

### **A 5.2.1 Erdgasbereitstellung Importmix BRD**

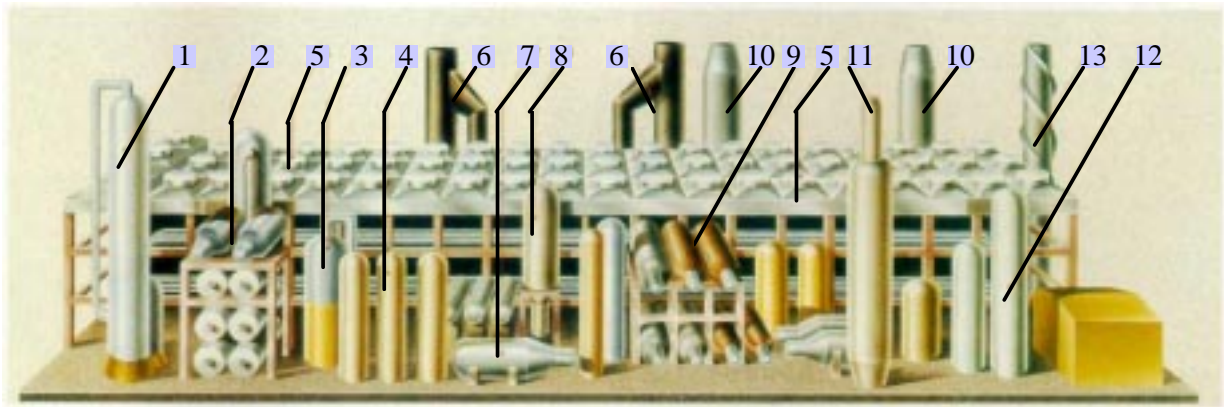
Die Erdgaslagerstätte wird durch Explorationsbohrungen erschlossen. Je nach Förderort unterscheidet man zwischen On- (Land) und Offshore Förderung (See). Verluste durch Bohrungstests, Leckagen und Abfackeln werden im Rahmen der Bilanz berücksichtigt. In Abhängigkeit der Zusammensetzung wird das geförderte Erdgas unterschiedlich aufbereitet. Schwefel (in Form von Schwefelwasserstoff) und höhere Kohlenwasserstoffe werden abgeschieden. Die Energie hierzu wird durch Gasturbinen und Erdgasfeuerungen bereitgestellt. Das aufbereitete Erdgas wird per Pipeline in das Abnehmerland Deutschland gepumpt. Die Verteilung dort erfolgt über verschiedene Druckstufen, im Fernnetz zur Überbrückung großer Entfernungen, im Mittel- und Niederdrucknetz zur Versorgung der Endkunden [GABI 99/1]. Die für die Bilanzierung der Erdgasbereitstellung herangezogenen Daten beziehen sich originär auf [ÖKOINVENTARE 96 und GEMIS 97].

### **A 5.2.2 Erdgasbereitstellung Algerien**

Die Prozesse der Exploration, Förderung und Aufbereitung des algerischen Erdgases verlaufen analog zur in Abschnitt A 5.2.1 vorgenommenen Beschreibung. Auch hier sind wiederum Verluste durch Bohrungstests, Leckagen und Abfackeln berücksichtigt. Nach der Aufbereitung wird das Erdgas durch Pipelines direkt der Verflüssigungsanlage in Algerien zugeführt.

### A 5.2.3 Erdgasverflüssiger

Der Erdgasverflüssiger besteht aus den Hauptkomponenten Gasreinigung, Vorkühlung, Fraktionierung, Verflüssigung und Speicherung (Bild A 5.1). Über 90 % der installierten Kapazitäten arbeiten nach dem Propan-Vorkühlungs-Gemischkältemittel-Verfahren (C3/MR) von Air Products. Zur Wärmeabfuhr wird aus Kostengründen überwiegend die trockene Kühlung eingesetzt (geringerer anlagentechnischer Aufwand). Bei der Erdgasverflüssigung werden in einem ersten Prozeßschritt die Kondensate (C5+) des unter 60 bis 70 bar zugeführten Feedgases entfernt (Slugcatcher). Im Gasreinigungsprozeß werden zur Vermeidung einer Vereisung der Wärmetauscher die saueren Komponenten, wie H<sub>2</sub>S und CO<sub>2</sub>, mit Hilfe von aminbasierten Lösungsmitteln nahezu vollständig entfernt. Bei dessen Regeneration werden absorbierte Kohlenwasserstoffe freigesetzt [GABI 99/2].



**Bild A 5.1:** Prozeßschema der Erdgasverflüssigung [GABI 99/2]

- |                                  |                                 |  |
|----------------------------------|---------------------------------|--|
| 1. Sulfinol Absorber Column      | 6. Exhaust Stacks               | 11. Main Cryogenic Heat Exchanger              |
| 2. Sulfinol Regeneration         | 7. Propane Heat Exchanger       | 12. High and Low Pressure LNG<br>Flash Vessels |
| 3. Mercury Removal Unit          | 8. Scrub Column                 | 13. Exhaust Stacks                             |
| 4. Natural Gas Dehydration Units | 9. Mixed Refrigerant Heat Exch. |  |
| 5. Air Fin Coolers               | 10. Exhaust Stacks              |  |

Anschließend wird das Gas getrocknet. Bereits Spuren von Quecksilber können das Aluminium der Wärmetauscher angreifen, weswegen Quecksilber durch schwefelimpregnierte Aktivkohlefilter entfernt wird. Nach der Vorkühlung gegen Propan als Kältemittel auf -35 °C (Gegenstromverfahren) gelangt das Gas in die Fraktionierkolonne, und die schweren Gaskomponenten (Propan, Butan) werden abgetrennt. In einem weiteren Abkühlungsprozeß wird das Gas gegen das gemischte Kältemittel (Methan, Ethan, Stickstoff) auf ca. -140 °C abgekühlt. Durch die Entspannung über ein Joule-Thompson-Ventil auf Atmosphärendruck kühlt das Gas weiter auf -161 °C ab. Die Speicherung des erzeugten LNG erfolgt in Tanks mit einem Fassungsvermögen von 65 000 m<sup>3</sup> entsprechend einer halben Lademenge eines LNG-Hochseeschiffes. Der elektri-



sche Wirkungsgrad des gesamten Verflüssigungsprozesses wird heute mit 97,0 % angenommen bzw. zukünftig auf 97,8 % prognostiziert. Hinzu kommen u.a. auch durch Undichtigkeiten an der Antriebswelle verursachte stoffliche Kohlenwasserstoff-Emissionen, in Höhe von heute wie auch zukünftig 0,53 %, bezogen auf die Eingangsmenge des Feedgases [GABI 99/2]. Die Verflüssigungsdaten beziehen sich auf [IYENGAR 98; LIU 98; SOEMANTRI 95; WOODSIDE 98].

#### A 5.2.4 Kombiniertes GuD-Erdgaskraftwerk

Das als kombiniertes Gas- und Dampfkraftwerk ausgeführte Erdgaskraftwerk weist heute einen Wirkungsgrad von 50 % bzw. zukünftig 60 % auf. Die Kraftwerksemissionen basieren auf den vom Umweltbundesamt 1995 ermittelten Emissionsfaktoren [UBA 95/1] sowie auf brennstoffspezifischen Verbrennungsrechnungen. Für algerisches Erdgas ergeben sich die in Tabelle A 5.1 angegebenen Emissionwerte [GABI 99/2].

**Tabelle A 5.1:** Ausgewählte Kraftwerksemissionen ([GABI 99/2], nach [UBA 95/1])

	CO <sub>2</sub> [g/kWh <sub>el</sub> ]	CO [g/kWh <sub>el</sub> ]	NO <sub>x</sub> [g/kWh <sub>el</sub> ]	SO <sub>2</sub> [g/kWh <sub>el</sub> ]
<b>Heute</b>	429,1	0,05	0,72	8,6*10 <sup>-3</sup>
<b>2010</b>	360,4	0,043	0,61	7,2*10 <sup>-3</sup>

#### A 5.2.5 LNG-Hochseetanker

Als repräsentativer Tanker für den Hochsee-LNG-Transport dient ein Tanker (Auslegungsleistung 38 000 PS, Bild A 5.2) mit kugelförmigen Tanks vom System Kvaerner Moss und einem Speichervolumen von 125 000 m<sup>3</sup> heute bzw. ein projektiertes 200 000 m<sup>3</sup> Tanker [ISHIMARU 94] für das Jahr 2010. Durch den Wärmeeinfall geht ein Teil des LNG während des Transportes in die gasförmige Phase über. Der Auslegungswert für diese sogenannte Boil-Off-Rate liegt bei heutigen Schiffen bei 0,15 %/d (z.B. Flora [MASAKUZO 95], Mubaraz [SIPILÄ 96] und Northwest Shearwater [ISHIMARU 98]) und zukünftig bei 0,1 %/d im beladenen Zustand. Bei unbeladener Fahrt (Ballastfahrt mit 5 % Restladung zur Temperaturerhaltung) liegt die Abdampftrate um ca. 30 % niedriger. Zur flexiblen Nutzung des Boil-Offs werden LNG-Hochseetanker i.d.R. trotz des im Vergleich zu langsamlaufenden Dieselmotoren ( $\eta_{\text{Diesel}}$  50 %) geringeren Wirkungsgrades ( $\eta_{\text{Turbine, heute}}$  30 und  $\eta_{\text{Turbine, 2010}}$  33 %) mit Dampfturbinen angetrieben. Der nicht durch den Boil-Off gedeckte Kraftstoffbedarf wird aus Kostengründen durch schweres Heizöl und nicht durch zusätzliches Verdampfen von LNG gedeckt. Aus dem Verhältnis von LNG- zu Schwerölbefuerung ergeben sich die Emissionsfaktoren des Schiffes nach Tabelle A 5.2.

**Tabelle A 5.2:** Emissionsfaktoren für Schiffsdampfturbinen ([GABI 99/2], nach [ISHIMARU 95])

	CO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>
	Emissionen in [g/kg Kraftstoff]			
<b>Diesel heute</b>	3165	9	5	60
<b>Diesel 2010</b>	3165	9	3	30
<b>LNG heute</b>	2188	0,5	2	0
<b>LNG 2010</b>	2188	0,5	1	0

Die Geschwindigkeiten des Tankers werden für die beladene Hinfahrt mit 18,9 und für die Rückfahrt mit 14,0 Knoten zugrundegelegt (Hafenliegezeit 1 Tag) [GABI 99/2]. Die geschwindigkeitsabhängigen Verbrauchswerte werden nach [TSUTSUMI 98] berechnet. Das auf die in 30 Jahren transportierte Menge LNG (38 Mio. t LNG) umgelegte Schiffslergewicht in Höhe von 27 000 t (Hauptbestandteile: 19 000 t Stahl, 2300 t Balsaholz, 450 t Edelstahl) beträgt lediglich 0,0007 kg Schiffsmaterial pro transportiertes kg LNG [GABI 99/2]. Die anteiligen energetischen Herstellungsaufwendungen werden daher vernachlässigt.



**Bild A 5.2:** 125 000 m<sup>3</sup> LNG-Hochseetanker mit kugelförmigen Kvaerner Moss Tanks [GABI 99/2]

### A 5.2.6 LNG-Tanklastkraftwagen

Der LKW Sattelzug besitzt eine Transportkapazität von 26t Nutzlast. Hierdurch können 35 m<sup>3</sup> LNG transportiert werden. Für das heutige Szenario erfolgt der Antrieb über eine konventionelle Dieselmotormaschine. Zukünftig wird die Zugmaschine über einen Gasmotor angetrieben [GABI 99/2]. Die beim Antrieb entstehenden Emissionen (Tabelle A 5.3) sind nach Emissionsfaktoren des Umweltbundesamts berechnet. Das durch den Wärmeeintrag verdampfende LNG wird über einen Druckanstieg im Tankbehälter ausgeglichen, so daß keine stofflichen LNG-Verluste während des Transportes auftreten. Verluste für das Be- und Entladen des LNG-Lkw werden analog zu den Untersuchungen von [BAUER 96] vernachlässigt. Zur Beibehaltung der Tanktemperatur von -161 °C erfolgt die Rückfahrt mit einer Restladung von 5 % LNG.

**Tabelle A 5.3:** Emissionen des LNG-Tanklastkraftwagen ([GABI 99/2], nach [UBA 95/2])

	CO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	HC	SO <sub>2</sub>	Partikel
Emissionen in [g/kg Kraftstoff]						
<b>Dieselantrieb heute</b>	3153	7,4	39	0,4	3	1,8
<b>Erdgasantrieb 2010</b>	2188	8,2	16,9	4,4	0	0

### A 5.2.7 LNG-Tankstelle

Der Energiebedarf einer LNG-Tankstelle wird in Analogie zu [BAUER 96] mit 0,03 kWh<sub>el</sub>/Nm<sup>3</sup> Erdgas angenommen. Der hierfür benötigte Strom wird über den heutigen bzw. zukünftigen Strommix der BRD geliefert (Strommix BRD: g<sub>heute</sub> 29,5 %; g<sub>2010</sub> 32,6 %). Stoffliche Verluste treten weder beim Umfüllen des LNG vom LNG-Tanklastkraftwagen zum Tankstellenspeicher noch beim Betanken des LNG-Fahrzeuges auf.

## A 5.3 Prozeßbeschreibungen der LH<sub>2</sub>-Bereitstellung

### A 5.3.1 Erdgas-Steamreformer

Für die Bilanzierung des Steamreformers dient ein autothermes Steamreformerverfahren als Referenzprozeß, bei dem der Wärmebedarf durch partielle Verbrennung des Erdgasinputs gedeckt wird. Als Einsatzstoffe kommen generell Kohlenwasserstoffe, wie Methan, aber auch Erdölrückstände (Heizöl s) zur Verwendung. Im Verbrennungsteil des Reaktors reagieren die vorgewärmten Einsatzprodukte bei 30 - 80 bar und 1200 - 1500 °C mit unterstöchiometrischer O<sub>2</sub>-Menge und Wasser. Durch die Wärmezufuhr wird eine Dampf-Spaltung des Öls herbeige-

führt. Aus einem kleinen Teil des Öls entsteht Ruß, der durch Waschen mit H<sub>2</sub>O oder Öl aus dem Synthesegas entfernt und pelletisiert wird. In dem Reinigungsprozeß des H<sub>2</sub>/CO-reichen Synthesegases findet eine CO-Konvertierung und CO<sub>2</sub>-Entfernung durch Druckwäsche statt [GABI 99/1]. Der Wirkungsgrad des Steamreformers wird für heute mit 81,5 und für das Jahr 2010 mit 82,5 % angenommen (ohne Erdgas- und Wärmebereitstellung). Auf der Inputseite bezieht der Steamreformer Erdgas aus dem Importmix der BRD (Anhang A 5.2.1) sowie aus Erdgas gewonnene thermische Energie ( $\eta_{\text{therm}}$  95,4 %). Die für die Modellierung des Steamreformers herangezogenen Prozeßdaten [IKP 99/2] beziehen sich originär auf Industriedaten sowie auf [WEISSERMEHL 98 und ULLMANN 97].

### A 5.3.2 Strommix Deutschland, Kanada, Island und Norwegen

Die Strombereitstellung der einzelnen Länder erfolgt auf Basis der in Tabelle A 5.4 zusammengefaßten Angaben über Strommix (auf Endenergie bezogen) und Wirkungsgradwerte der einzelnen Kraftwerkstypen. Alle wesentlichen Brennstoffförderungsprozesse werden länderspezifisch berücksichtigt. Inklusiv der Stromverteilungsverluste, des Eigenenergieverbrauchs und der Brennstoffbereitstellung ergeben sich folgende Bereitstellungswirkungsgrade für den jeweiligen Strommix: 29,5 % (BRD heute), 32,6 % (BRD 2010), 41,5 % (Kanada heute), 67,2 % (Island heute) und 76,8 % (Norwegen heute).

**Tabelle A 5.4:** Strommix und zugehörige Kraftwerkswirkungsgrade ([GABI 99/1; GABI 99/2])

	Mix BRD heute	$\eta$ BRD heute	Mix BRD 2010	$\eta$ BRD 2010	Mix Kan. heute	$\eta$ Kan. heute	Mix Isl. heute	$\eta$ Isl. heute	Mix Nor. heute	$\eta$ Nor. heute
Alle Werte in [%]										
<b>Kernkraft</b>	35,9	32,2	26,2	34,0	19,2	32,2	--	--	--	--
<b>Braunkohle</b>	27,6	33,8	25,4	36,0	--	--	--	--	--	--
<b>Steinkohle</b>	25,1	36,4	23,3	38,1	19,8	33,0	--	--	0,2	36,4
<b>Erdgas</b>	5,5	38,1	15,3	41,7	0,7	39,5	--	--	0,2	38,1
<b>Wasser</b>	4,1	84,0	4,3	88,0	58,1	84,0	93,2	84,0	99,1	84,0
<b>Geothermie</b>	--	--	--	--	--	--	6,7	25,0	--	--
<b>Heizöl</b>	0,5	29,3	0,6	31,5	2,2	32,4	0,1	32,0	--	--
<b>Müllverbr.</b>	0,5	20,0	1,0	25,0	--	--	--	--	--	--
<b>Wind</b>	0,3	40,0	2,6	44,0	--	--	--	--	0,1	30,0
<b>Gichtgas</b>	0,3	34,1	0,3	37,0	--	--	--	--	--	--
<b>Biomasse</b>	0,1	25,3	0,9	35,7	--	--	--	--	0,3	--

Ausgewählte Emissionen der Strombereitstellung sind in Tabelle A 5.5 aufgeführt. Die vom IKP erhobenen Daten für den heutigen deutschen Strommix beziehen sich originär auf [VDEW 98/1; VDEW 98/2 und DG XVII 98]. Die Abschätzung des Zukunftsszenarios für das Jahr 2010 basiert auf [PROGNOS 96, PROGNOS 98 und DG XVII 98]. Der Kanadamix ist auf Basis von [IEA 98], der Islandmix nach [STATICELAND 98] erstellt und der Norwegenmix bezieht sich auf [IEA 96; IEA 98; WEC 95 und UNIPEDE 97].

**Tabelle A 5.5:** Ausgewählte Kraftwerksemissionen ([IKP 99/1; GABI 99/2], nach [UBA 95/1])

	CO <sub>2</sub> [g/kWh]	CO [g/kWh]	NO <sub>x</sub> [g/kWh]	SO <sub>2</sub> [g/kWh]
<b>Strommix BRD heute</b>	674,9	0,07	0,6	1,26
<b>Strommix BRD 2010</b>	652,6	0,08	0,6	1,11
<b>Strommix Kanada heute</b>	268,7	0,17	0,86	2,45
<b>Strommix Island heute</b>	0,56	0,00035	0,00073	0,00058
<b>Strommix Norwegen heute</b>	2,16	0,0038	0,0088	0,00257

### A 5.3.3 Windkraftwerk

Die energetischen Wirkungsgradwerte des Windkraftwerkes werden heute mit 40 und zukünftig mit 44 % angenommen [GABI 99/2]. Emissionen fallen während des Betriebs keine an. Die Energieabgabe des Windkraftwerks steigt in 3. Potenz zur Windgeschwindigkeit. Primärenergetische Erntefaktoren ( $\text{Stromabgabe}/(\text{KEA}_{\text{Herstellung}} + \text{KEA}_{\text{Nutzung}})$ ) wurden von [HAGEDORN 92] berechnet und liegen für Onshoreanlagen (auf Land) bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 5,5 m/s zwischen 21 und 63. Das Windangebot bei Offshoreanlagen (auf See) liegt mit 7 m/s höher, woraus Erntefaktoren zwischen 31 und 93 resultieren. Die von [PICK 98] berechneten Erntefaktoren liegen mit Werten zwischen 25 und 70 für Onshoreanlagen je nach Standort in einer ähnlichen Größenordnung. Die anteiligen Energieaufwendungen der Anlagenherstellung würden bei dem für das Jahr 2010 angesetzten Wind-Offshoreszenario zwischen 1 und 3 % liegen und werden vernachlässigt.

### A 5.3.4 Wasserkraftwerk

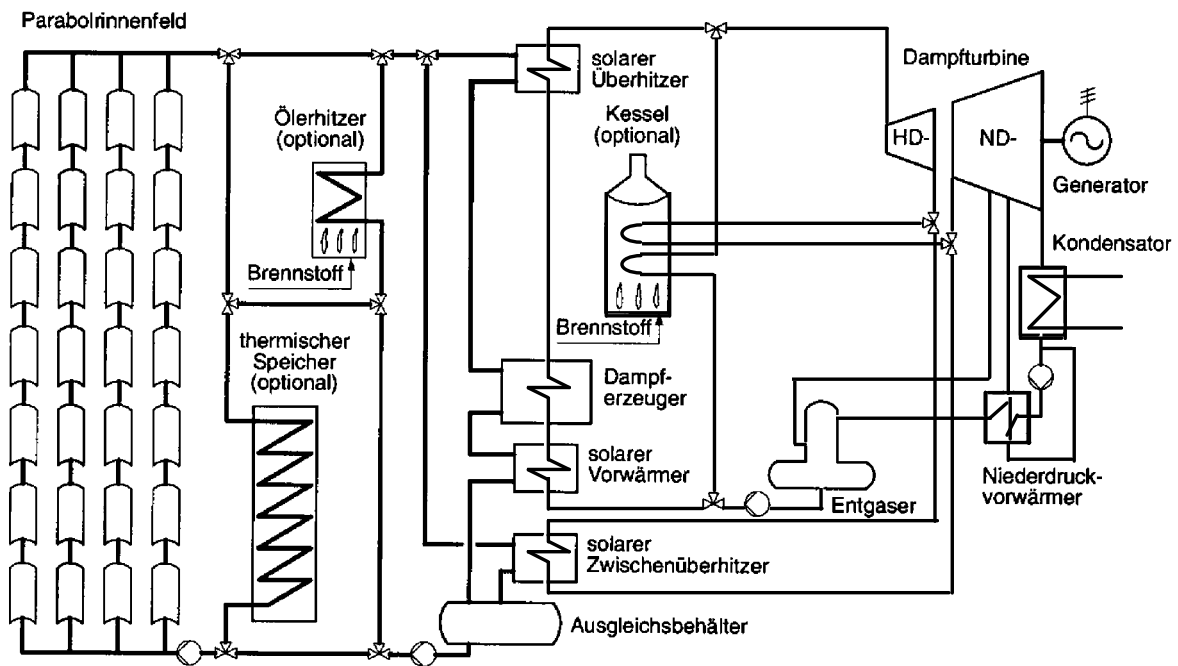
Der energetische Wirkungsgrad des Wasserkraftwerkes wird heute mit 84 und 2010 mit 88 % angesetzt [GABI 99/2]. Während des Kraftwerkbetriebs fallen keine Emissionen an. Abschätzungen zum Energieaufwand für den Bau von Wasserkraftwerken liegen in [ÖKOINVENTARE 96] und [DECKER 98] vor. Anhand der im Rahmen des EQHHPP untersuchten Wasserkraft-

werke des „La Grande“-Komplexes in Kanada wurde eine Bewertung der mengenmäßig wichtigsten Stofffraktionen (Beton, Metalle, Brennstoff und Sprengstoff) zum Bau der Kraftwerke vorgenommen. Bei Annahme einer mittleren Nutzungsdauer von 50 Jahren ergab sich ein energetischer Erntefaktor von ca. 134. Eine Umlegung der anteiligen Herstellungenergie auf die Strombereitstellung unterbleibt aufgrund des geringen relativen Beitrags ( $< 0,7\%$ ).

### A 5.3.5 Solarthermiekraftwerk

Dieser Prozeß modelliert ein solarthermisches Parabolrinnenkraftwerk (Bild A 5.3), dessen Parabolspiegel einachsrig dem Sonnenverlauf nachgeführt werden. Bereits heute sind Parabolrinnenkraftwerke mit einer Gesamtleistung von  $354 \text{ MW}_{\text{el}}$  in der kalifornischen Mojave-Wüste realisiert [BMWPD 97]. Einzelkraftwerksblöcke besitzen eine Leistung von bis zu  $80 \text{ MW}_{\text{el}}$ . Beim heutigen Szenario eines in Nordafrika (Algerien) installierten Parabolrinnenkraftwerks findet die Wärmeübertragung auf ein Thermoöl im Receiverrohr bei maximal  $400\text{ °C}$  statt. Für das Zukunftsszenario wird von einer direkten Dampferzeugung im Receiverrohr (Direct Steam Generation) ausgegangen. Aufgrund des heute fehlenden Thermospeichers erfolgt die Aufrechterhaltung einer kontinuierlichen Stromproduktion im heutigen Szenario über eine fossile Erdgaszuführung ( $41\%$  Erdgas,  $59\%$  solar) in einem GuD-Kraftwerk (Anhang A 5.2.4). Langfristig kann durch die Integration von Salzspeicher auf die Erdgaszuführung verzichtet werden ( $3200 \text{ MWh}$ -Speicher, bei einer Kraftwerksleistung von  $320 \text{ MW}$ ) [WEINDORF 99].

Die Einzelwirkungsgrade der Kraftwerksprozesse basieren insbesondere auf [LANGNISS 94 und BRÖSALME 99] und sind in Tabelle A 5.6 aufgeführt. Für den solarthermischen Teil des Kraftwerkes ergibt sich ein Gesamtwirkungsgrad von  $12,4\%$  (heute) bzw.  $14,7\%$  (zukünftig). Die Emissionen der fossilen Zuführung ergeben sich analog zu den in Anhang A 5.2.4 beschriebenen Emissionen des GuD-Erdgaskraftwerks. Der solarthermische Teil des Kraftwerks verursacht keine Emissionen [GABI 99/2]. Auf Basis der Untersuchungen von [ANGLOHER 99] zum kumulierten Energieaufwand für Herstellung und Betrieb eines  $100 \text{ MW}_{\text{el}}$ -Solarthermiekraftwerks läßt sich ein Erntefaktor von etwa 25 errechnen. Die anteiligen energetischen Herstellungs- und Betriebsaufwendungen liegen damit unter  $4\%$  und werden vernachlässigt. Auf weitergehende Beschreibungen der Solarthermieteknik wird an dieser Stelle verzichtet und auf die sehr detaillierten Untersuchungen von [REETZ 96; LEHMANN 97; ANGLOHER 99] verwiesen.



**Bild A 5.3:** Prozessschema eines Parabolrinnenkraftwerkes mit fossiler Zufueuerung [ANGLOHER 99]

**Tabelle A 5.6:** Einzelwirkungsgrade des Solarthermiekraftwerkes ([GABI 99/2])

	$\eta$ Adsorber [%]	$\eta$ Eigenbedarf [%]	$\eta$ Kollektor [%]	$\eta$ Temp.-erhaltg. [%]	$\eta$ Turbine [%]
<b>Solarthermie heute</b>	85	95	51	80	0,375
<b>Solarthermie 2010</b>	95	95	51	85	0,375

### A 5.3.6 Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung (HGÜ)

Die Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung (HGÜ) dient zum Transport großer Mengen elektrischer Energie von den Stromerzeugungsländern Nordafrika und Norwegen nach Deutschland. Die HGÜ ist bei großen Transportentfernungen der Drehstrom-Hochspannungs-Übertragung aus wirtschaftlicher und technischer Sicht überlegen. Der technische Vorteil resultiert aus der Tatsache, daß bei der HGÜ nur die Wirkleistung übertragen wird und dadurch die Verlustleistung kleiner ist als bei Drehstromübertragung [ANGLOHER 99]. Im Rahmen dieser Bilanzierung wird die HGÜ für einen Stromtransport von Nordafrika und Norwegen nach Deutschland herangezogen.

Der als Drehstrom im Kraftwerk erzeugte Strom wird in einem Transformator auf 750 kV Gleichstrom transformiert und gleichgerichtet ( $\eta$  99,3 %). Über 1200 (Nordafrika) bzw. 800 km (Norwegen) erfolgt der Stromtransport via HGÜ-Freileitung (5 % Leitungsver-

lust/1000 km). Zur Überquerung des Meeres wird der Strom in einer Gleichrichterstation auf 500 kV umgerichtet ( $\eta$  99,5 %) und 200 km über ein unipolares HGÜ-Seekabel (3,3 % Leitungsverlust/1000 km) geführt. Danach wird der Strom wiederum auf 750 kV umgerichtet und über 2100 (Nordafrika) bzw. 300 km (Norwegen) HGÜ-Freileitung nach Deutschland weitergeleitet und schließlich in einem Trafo auf netzübliche 380 kV Drehstrom-Hochspannung transformiert und umgerichtet [GABI 99/2]. Die Prozeßdaten des IKP beziehen sich hierbei auf [LANGNISS 94; HÄUSLER 99 und KANNGIESSER 99]. Der Gesamtwirkungsgrad des HGÜ-Transports aus Nordafrika bzw. Norwegen nach Deutschland beträgt 82,8 bzw. 91,9 %.

### **A 5.3.7 Wasserelektrolyse (inkl. Verdichtung)**

Bei dem Prozeß der Wasserelektrolyse wird Wasser unter Zufuhr elektrischer Energie in seine Bestandteile Wasserstoff (an der Kathode) und Sauerstoff (an der Anode) zerlegt. Derzeit am Markt verfügbare Elektrolyseure der Fa. Norsk Hydro weisen Leistungen von bis zu 2 MW auf [ANGLOHER 99]. Für die Abbildung der heutigen Elektrolysentechnik dient ein alkalischer Niederdruckelektrolyseur mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 66,5 %. Der Wasserstoffausgangsdruck beträgt hierbei 2 bis 5 bar. Großtechnische Wasserstoffverflüssigungsanlagen arbeiten jedoch mit einem  $\text{GH}_2$ -Eingangsdruck von 20 bis 23 bar. Der über die Niederdruckelektrolyse gewonnene Wasserstoff wird daher anschließend einem elektrisch betriebenen Verdichter mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 60 % zugeführt. Stoffliche Verluste treten weder bei der Elektrolyse noch im Verdichter auf. Im Jahr 2010 erfolgt die Wasserstoffgewinnung über eine alkalische Hochdruckelektrolyse mit einem Wirkungsgrad von 69 %. Deshalb kann die mit Verlusten behaftete Zwischenverdichtung im Jahr 2010 entfallen. Neben elektrischem Strom als Energielieferant werden zur Aufrechterhaltung des Elektrolyseprozesses Kalium- und Natriumhydroxid sowie Schwefelsäure benötigt. Diesbezügliche Bereitstellungsaufwendungen werden bilanztechnisch erfaßt [GABI 99/2]. Die erhobenen Daten des IKP beziehen sich ursprünglich auf [ZITTEL 96 und ULLMANN 97]. Weitere, sehr ausführliche Beschreibungen der Elektrolysentechnik sind in [ANGLOHER 99 und WAGNER 96] zu finden.

### **A 5.3.8 Wasserstoffverflüssiger**

Der bilanzierte Verflüssigungsprozeß basiert auf der bewährten Joule-Thompson-Wasserstoff-Verflüssigungstechnik (Leistung von Großverflüssigern 4 - 26  $\text{MW}_{\text{el}}$ ). Der Verflüssiger arbeitet



nach dem Prinzip der Druckverflüssigung (Eintrittsdruck ca. 20 - 23 bar). In der ersten Stufe wird Wasserstoff mittels flüssigem Stickstoff vorgekühlt. Insgesamt durchläuft der Wasserstoff 6 Wärmetauscherstufen. Anschließend findet über eine Entspannung des Gases in einem Joule-Thompson-Ventil eine weitere Abkühlung auf  $-253\text{ °C}$  statt. Der elektrische Wirkungsgrad des  $\text{H}_2$ -Verflüssigers wird heute mit 68,1 und zukünftig mit 72,9 % angesetzt. Die durch Diffusion und Leckage verursachten stofflichen Verluste betragen heute wie auch zukünftig 4,3 Gew.-% [GABI 99/2]. Die IKP-Daten beziehen sich originär auf [ZITTEL 96 und SEYD 98].

### A 5.3.9 $\text{LH}_2$ -Hochseetanker

Der maritime Transport des flüssigen Wasserstoffs ist auf einem  $15\,000\text{ m}^3$  (210 t)  $\text{LH}_2$  fassenden Hochseetanker vorgesehen. Der Antrieb erfolgt im heutigen Szenario über  $2 * 5290\text{ kW}$  4-Takt-Dieselmotoren mit einem mittleren Wirkungsgrad von 50 % und im zukünftigen Szenario über Niedertemperatur-Brennstoffzellen mit der selben Leistung und einem Wirkungsgrad von 60 %. Die durchschnittliche Geschwindigkeit des Schiffs beträgt ca. 18 Knoten. Die nur beim Antrieb mit Dieselmotoren entstehenden Emissionen sind nach Emissionsfaktoren der Llyod Werft berechnet und sind in Tabelle A 5.7 dargestellt. Neben dem hier aufgezeigten zukünftigen Brennstoffzellen-Antriebsszenario weisen, sowohl unter Leistungs- und Verbrauchs- als auch unter Emissionsaspekten, zukünftig auch direkteinspritzende Wasserstoffdieselmotoren vielversprechende Perspektiven für einen Einsatz in  $\text{LH}_2$ -Hochseetankern auf [VOGEL 99].

Eine Besonderheit bei diesem Transportkonzept liegt darin, daß das  $\text{LH}_2$  nicht wie beim LNG-Hochseetransport von den hafenseitigen Speichern in die Schiffsspeicher gepumpt wird, sondern daß vielmehr die Speichertanks so konzipiert sind, daß sie vom Hafen auf den Hochseetanker verladen werden können [ANGLOHER 99; KRAPP 94]. Der  $15\,000\text{ m}^3$ -Hochseetanker faßt insgesamt 5 dieser sogenannten Barge-Behälter. Bei der Befüllung der  $\text{LH}_2$ -Speicher sowie beim Verladen der Tanks (Hafenliegezeit 1 Tag) wird in Anlehnung an [ANGLOHER 99] davon ausgegangen, daß keine stofflichen Verluste auftreten. Die theoretischen Boil-Off-Verluste der vakuumsuperisolierten Barge-Behälter betragen 0,15 %/d und werden im heutigen Szenario über einen Druckanstieg abgefangen.

Im zukünftigen Szenario wird der Boil-Off zur Versorgung der Brennstoffzelle genutzt. Der darüber hinaus benötigte Wasserstoff wird aus den Barge-Behältern entnommen. Zur Beibe-

haltung der Tanktemperatur erfolgt die Rückfahrt mit 5 % Ladung [GABI 99/2]. Die für die Bilanzierung verwendeten Prozeßdaten beziehen sich auf [SPECHT 98; EQHHPP 96; ZITTEL 96 und LLOYD 91]. Weitere Ausführungen zum Barge-Carrier-Konzept sind in [ANGLOHER 99 und KRAPP 94] zu finden. Alternativ hierzu wird der großtechnische LH<sub>2</sub>-Transport in einem sogenannten SWATH-Carrier (Small Waterplane Area Twin Hull) diskutiert. Dieses Schiffskonzept kann 115 000 m<sup>3</sup> LH<sub>2</sub> in 5 kugelförmigen Kryotanks fassen und bietet sich aufgrund seines weitaus höheren Fassungsvermögens als sehr langfristige Option (ab ca. 2025) eines maritimen Wasserstofftransportes an [ANGLOHER 99; KRAPP 94].

**Tabelle A 5.7:** Emissionen des LH<sub>2</sub>-Hochseetankers bei Dieselantrieb ([GABI 99/2], nach [LLOYD 91])

Emissionen in [g/kg Kraftstoff]	CO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	HC	SO <sub>2</sub>
<b>LH<sub>2</sub>-Hochseetanker heute (Dieselantrieb)</b>	3165	9	95	2,5	60

### A 5.3.10 LH<sub>2</sub>-Tanklastzug

Der inländische LH<sub>2</sub>-Transport zu den Tankstellen erfolgt in einem LH<sub>2</sub>-Tanklastzug mit einer Nutzlast von 26 t entsprechend 35 m<sup>3</sup> bzw. 2,5 t LH<sub>2</sub> [GABI 99/2]. Im heutigen Szenario wird der Tanklastzug über einen Dieselmotor mit einem mittleren Wirkungsgrad von 37 % angetrieben. Im zukünftigen Szenario wird ein Antrieb über eine Niedertemperatur-Brennstoffzelle mit einem Wirkungsgrad von 38 % unterstellt. Die theoretische Boil-Off-Rate des vakuumisolierten Tanks wird in Anlehnung an [ANGLOHER 99] mit 0,3 %/d bezogen auf die Flüssigkeitsmenge des vollen Tanks veranschlagt. Im heutigen Szenario wird der verdampfende H<sub>2</sub> über einen Druckanstieg kompensiert, so daß keine stofflichen H<sub>2</sub>-Verluste während des Transports entstehen. Zukünftig wird der Boil-Off zur Versorgung der Brennstoffzelle genutzt. Der darüber hinaus benötigte Wasserstoff wird wiederum aus den LH<sub>2</sub>-Tanks entnommen. Die Rückfahrt erfolgt mit einer Restmenge von 5 % LH<sub>2</sub> zur Wahrung der kryogenen Tanktemperatur. Weder bei der Betankung des Lkws direkt aus den Speichertanks noch bei der Betankung der Tankstelle treten nach [ANGLOHER 99] infolge optimierter Befüllungsvorgänge stoffliche Verluste auf. Der Kraftstoffverbrauch des Lkw wurde auf Basis des vom IKP bilanzierten Standard-Lkw berechnet. Die nur im heutigen Szenario bei Dieselantrieb anfallenden Emissionen sind nach Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes berechnet [UBA 95/2] und sind mit den in Tabelle A 5.3 aufgeführten Emissionen des dieselbetriebenen LNG-Lkw identisch.

### A 5.3.11 LH<sub>2</sub>-Tankstelle

Im Mai 1999 wurde die erste öffentliche Wasserstofftankstelle der Welt am Flughafen in München eröffnet. Neben der bayerischen Staatsregierung waren an diesem Projekt maßgeblich die Firmen Aral, BMW, Linde, MAN, Mannesmann, Siemens beteiligt. Die Betankung der LH<sub>2</sub>-Automobile erfolgt an dieser Tankstelle über vollautomatische Robottankanlagen (Bild A 5.4) [BMWPD 99]. Für die Fahrzeugbetankung existieren prinzipiell 2 Möglichkeiten. Das LH<sub>2</sub> wird entweder mittels Überdruck aus dem Vorratstank bzw. Zwischenspeicher in des Fahrzeug gepreßt oder mittels kryogener Pumpen in den Kryotank des Fahrzeuges befördert. Die Betankungszeit konnte von mehr als 60 auf 3 min. bei heutigem Stand der Technik reduziert werden. Stoffliche H<sub>2</sub>-Verluste treten nicht auf. Der Energiebedarf einer LH<sub>2</sub>-Tankstelle wird in Analogie zu [ANGLOHER 99] mit 0,5 % elektrischer Energie bezogen auf den Heizwert abgeschätzt. Der hierfür benötigte Strom wird über den heutigen bzw. zukünftigen deutschen Strommix geliefert (Strommix BRD:  $g_{\text{heute}} 29,5 \%$ ;  $g_{2010} 32,6 \%$ ).



**Bild A 5.4:** Robottankanlage zur Befüllung des Fahrzeuges mit LNG bzw. LH<sub>2</sub> [WURSTER 97/2]

**LITERATURVERZEICHNIS**

- [ACEA 97] *N.N.*: „End of Life Vehicles: Commission Proposal Weakens Government/Industry Consensus“, Association des Constructeurs Européens d'Automobiles (ACEA), November 1997;
- [ADAC 98] *N.N.*: „Schwefel im Sprit: Zum Teufel damit“, ADAC Motorwelt 7/1998;
- [AFNOR 97] *N.N.*: „International Standards for environmental Management – Information Package on Life Cycle Assessment“, Secretariat ISO/TC 207/SC 5 Life Cycle Assessment, Draft ISO/TC 207/SC 5 N93, Paris, 1997;
- [AHBE 90] *Ahbe, S.; Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R.*: „Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung“, Schriftenreihe Umwelt Nr. 133 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1990;
- [AICHINGER 95] *Aichinger H. M.*: „Kraftstoffminderverbrauch durch Gewichtseinsparung an Personenfahrzeugen – Bedeutung des Stahles als Leichtbauwerkstoff“, Verein Deutscher Eisenhüttenleute (VDEh), Düsseldorf, 1995;
- [ALEXH<sub>2</sub> 99] *N.N.*: „Wasserstoffantrieb“, Alex – Aktuelles Lexikon, BMW Group, [http://www.muc.aktuelles/ak/alex/wass\\_r.htm](http://www.muc.aktuelles/ak/alex/wass_r.htm), 1999;
- [ALTAUTOV 97] *N.N.*: „Verordnung über die Überlassung und umweltverträgliche Entsorgung von Altautos (Altauto-Verordnung – AltautoV), Deutscher Bundestag – 13. Wahlperiode, Drucksache 13/7780, 1997;
- [ALTMANN 98] *Altmann, M.*: „Entwicklungsaktivitäten für Wasserstofftechnologien in Verbindung mit regenerativen Energiesystemen“, Ludwig-Bölkow-Systemtechnik, <http://www.HyWeb.de/Wissen/entwickl.htm>, 1998;
- [ANGLOHER 99] *Angloher, J.; Dreier, T.; Langgaßner, W.; Saller, A.*: „Erzeugung und Anwendung von Wasserstoff aus Solarenergie“, Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik (LfE), TU München, 1999;
- [ANNEMA 92] *Annema, J.*: „Methodology for the Evaluation of potential Action to reduce the environmental Impact of chemical Substances“, Life-Cycle Assessment, SETAC, Brussels, 1992;
- [APPEL 92/1] *Appel, H.; Granzeier, W.*: „Fahrzeugkonzepte für den Individualverkehr von morgen“, Entwicklungen im Karosseriebau, VDI-Bericht 968, S. 443-480, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1992;
- [APPEL 92/2] *Appel, H.*: „Automobil und Verkehr – Ganzheitliche Lösungsansätze“, Berechnungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1007, S. 1-57, VDI-Verlag, Düsseldorf 1992;
- [APPEL 98] *Appel, H.*: „Verbrauch und Schadstoffemissionen – wo sind die Grenzen beim Automobil?“, Internationales Verkehrswesen, Band 50 (1998), Heft 1/2, S. 15 - 22, 1998;

- [ASSIES 94] *Assies, J. A.*: „Assessment of Toxic Emissions in Life-Cycle Impact Assessment“, Integrating Impact Assessment into LCA, Proceedings of the LCA symposium held at the Fourth SETAC-Europe Congress, The Free University, Brussels, April 1994;
- [ATZFORUM 99] *N.N.*: „Schwefelgehalt im Kraftstoff – Eine Kontroverse ohne Ende?“, *Automobiltechnische Zeitschrift* 101 (1999) 3, 3/1999;
- [BAHBOUT 98] *Bahbout, A.; Kluyskens, D.; Wurster, R.*: „Euro-Québec Hydro-Hydrogen Pilot Project“, Proceedings 12<sup>th</sup> World Hydrogen Energy Conference, Buenos Aires, 1998;
- [BAITZ 96] *Baitz, M.*: „Thermodynamische und kreislaufwirtschaftliche Systemmodellierung in der Ganzheitlichen Bilanzierung“, Diplomarbeit am Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart, 1996;
- [BAMBERG 89] *Bamberg, G.; Baur, F.*: „Statistik“, 6. Auflage, Oldenbourg Verlag, München, 1989;
- [BAUER 96] *Bauer, H.; Schmittinger, C.*: „Prozeßkettenanalyse und Verfügbarkeit von Erdgas als Kraftstoff für Kraftfahrzeuge“, Forschungsstelle für Energiewirtschaft, Projektnummer 447.11, München, Oktober 1996;
- [BAUER 97] *Bauer, A.*: „Lizenz für Klimakiller“, *Süddeutsche Zeitung* Nr. 281, S. 33, 6./7. Dezember 1997;
- [BEUTLER 98] *Beutler, M.; Naumann, M.*: „Erdgas – Ein alternativer Kraftstoff für den Verkehrssektor“, *Automobiltechnische Zeitschrift* 100 (1998) 9, 9/1998;
- [BEYER 98] *Beyer, H. M.; Schmidt, W. P.*: „Quick LCA Tools“, Draft, EUCAR – Automotive LCA Guidelines, Ford Motor Company, Strategy & Business Planning, Cologne, February 1998;
- [BGR 97] *N.N.*: „Bergbauproduktion, Vorräte (S & W) und statische Lebensdauer wichtiger mineralischer Rohstoffe, 1995“, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, August 1997;
- [BGR 99] *N.N.*: „Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen 1998“, Zusammenfassung, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, <http://www.bgr.de/> (Aktuelle Themen), 1999,
- [BIMSCHG 94] *N.N.*: „Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG)“, Fassung der Bekanntmachung vom 14.5.1990, letzte Änderung 27.6.1994;
- [BLAU 95] *Blau, S.; Seneviratne, S.*: „Acidification and Eutrophication in Life Cycle Assessments (LCAs)“, Student Thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, July 1995;
- [BLOEMHOF 99] *Bloemhof, H.*: „Akustischer Komfort und Leichtbau: ein Zielkonflikt?“, VDI Bericht 1505, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1999;
- [BMUNR 97] *N.N.*: „Klimaschutz“, 4. Bericht zur CO<sub>2</sub>-Reduktion, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Februar 1997;

- [BMWPD 97] *N.N.*: „Die Sonne rechnet sich – Solarthermische Kraftwerke haben ein großes Substitutionspotential und schonen die Ressourcen“, BMW Pressedienst, Wissenschaft – Forschung – Entwicklung, 3/1997;
- [BMWPD 98] *N.N.*: „Mit Erdgas ans Limit – gegen Null“, BMW Pressedienst, Wissenschaft – Forschung – Entwicklung, 1/1998;
- [BMWPD 99] *N.N.*: „Mit High-Energy in die Zukunft“, BMW Pressedienst, Wissenschaft – Forschung – Entwicklung, 1/1999;
- [BÖHLER 96] *Böhler, A.; Kottmann, H.*: „Ökobilanzen – Beurteilung von Bewertungsmethoden“, Zeitschrift Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, Band 8 (1996) Heft 2, S. 107-112, 1996;
- [BOUSTEAD 90] *Boustead, I.*: „The Environmental Impact of Liquid Food Containers in the UK“, The Open University, East Grinstead, Kent (UK), 1990;
- [BP 89] *N.N.*: „Das Buch vom Erdöl“, Herausgeber BP AG, Hamburg, 1989;
- [BRAESS 76] *Braess, H.-H.; Finkenauer, W.; Hamm, L.; Rotberg, B. v.; Weber, R.; Willeke, R.; Bellmann, K.*: „Lebensdauer, Recycling, Ressourcenschonung, Entwicklungstrends – Grundlagen und Probleme bei der Konzipierung gesamtwirtschaftlich optimaler Personenkraftwagen“, Entwicklungslinien in der Kraftfahrzeugtechnik, 4. Statusseminar „Kraftfahrzeug- und Straßenverkehrstechnik“, Bundesministerium für Forschung und Technologie, Verlag TÜV Rheinland, 10. - 12.11.1976;
- [BRAESS 78/1] *Braess, H.-H.; Finkenauer, W.; Hamm, L.*: „Energieverbrauch von der Herstellung bis zum Recycling – Wichtige Gesichtspunkte bei der werkstoffmäßigen Auslegung künftiger Personenkraftwagen“, XVII. Internationaler FISITA-Kongreß, Band I, Budapest, 4. Bis 10. Juni 1978;
- [BRAESS 78/2] *Braess, H.-H.; Hamm, L.*: „Forschungsprojekt Langzeitauto – Wie lange sollen Autos leben?“, Bild der Wissenschaft, 3/1978;
- [BRAESS 91] *Braess, H.-H.*: „Zum Management materieller und immaterieller Ressourcen im Verkehr“, Automobiltechnische Zeitschrift 93 (1991) 11, 11/1991;
- [BRAESS 94] *Braess, H.-H.*: „Energie und der Straßenverkehr von morgen – Welche Aufgaben sind zu lösen?“, Einleitungsvortrag des BMW Techniktages am 29. Juni 1994, BMW Group Presse, 1994;
- [BRAESS 96] *Braess, H.-H.; Strobl, W.*: „Hydrogen as a Fuel for Road Transportation of the Future: Possibilities and Prerequisites“, Proceedings of the 11<sup>st</sup> World Hydrogen Energy Conference, Stuttgart, June 1996;
- [BRAESS 98] *Braess, H.-H.*: „Die oft verkannten Zielkonflikte beim Bau eines Autos“, Frankfurter Allgemeine Zeitung, Ausgabe vom 29.12.1998;
- [BRAESS 99] *Braess, H.-H.*: „Negative Gewichtsspirale“, Automobiltechnische Zeitschrift 101 (1999) 1, 1/1999;
- [BRÖSALME 99] *Brösalme, H.; Trieb, F.*: „Solarthermische Kraftwerke – Potentiale und Perspektiven“, Stuttgart, 1999;
- [BÜCHEL 96] *Büchel, K.*: „System Boundaries“, Life Cycle Assessment (LCA) – quo vadis?, Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin, 1996;

- [BUSSE 90] *Busse von Colbe, W.; Laßmann, G.:* „Betriebswirtschaftstheorie 3 – Investitionstheorie“, 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1990;
- [CLAUSIUS 95] *Clausius, R.:* „Fortgeschrittene Lernkurve“, Automobil Industrie 5/1995;
- [CLEANENERGY 99] *N.N.:* „BMW setzt auf Wasserstoff“, BMW Politik-Brief, 15. Ausgabe, April 1999;
- [COCHRAN 73] *Cochran, C. N.:* „Aluminium – Villain or Hero in Energy Crisis“, Automotive Engineering, Volume 81, p. 57 - 61, June 1973;
- [CONSOLI 93] *Consoli, F.; Allen, D.; Boustead, I.; Fava, J. et al.:* „Guidelines for Life Cycle Assessment: A Code of Practice“, SETAC-Workshop, 31.3.-3.4.1993, Sesimbra, Portugal, 1993;
- [DALMIJN 96] *Dalmijn, W. L.; Thomas, A. G.; Tempelman, E.:* „The Energy Cycle of Automotive Plastics – Material vs. Thermal Recycling from an Energy Perspective“, Delft University of Technology, Raw Materials Engineering Dept., Delft, 1996;
- [DECKER 98] *Decker, J.; Volkmar, H.; Sanetra, C.:* „Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanzierung eines Stoffkreislaufes für metallische Energieträger“, Umwelt-Wirtschafts-Forum, 6. Jg., Springer-Verlag, Heft 1, März 1998;
- [DEMEL 95] *Demel, H.:* „Der Pkw mit 3 l Verbrauch pro 100 km – Traum oder Wirklichkeit“, 16. Internationales Wiener Motorensymposium, 4. - 5. Mai 1995, Band 2, S. 391-404, Fortschr.-Ber. Reihe 12 Nr. 239, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1995;
- [DERWENT 91] *Derwent, R. G.; Jenkin, M. E.:* Hydrocarbons and the Long-Range Transport of Ozone and Pan across Europe“, Atmospheric Environment, Vol. 25 A, No. 8. Pp. 1661-1678, 1991;
- [DG XVII 98] *N.N.:* „International Energy Review“, Parliament-Council Conciliation Committee, DG XVII, EU Commission, 1998;
- [DGXI 98] *N.N.:* „The Auto-Oil Programme is on the Road! Parliament and Council agree on cleaner Fuels and new Pollution Standards for Cars“, Parliament-Council Conciliation Committee, DG XI, EU Commission, <http://europa.eu.int/en/comm/dg11/press98230.htm>, Aug. 1998;
- [DIENER 96] *Diener, J.; Fölster, T.; Pollmann, W.:* „Ganzheitliche Ökologische Bewertung“, Automatisierungstechnische Praxis Band 38 (1996) Heft 1, S. 10-15, Oldenbourg Verlag, 1996;
- [EBERLE 98] *Eberle, R.; Franze, H. A.:* „Modelling the Use Phase of Passenger Cars in LCI“, SAE Paper 982179, Total Life Cycle Conference and Exposition, Graz, Austria, December 1-3, 1998;
- [EBERLE 99/1] *Eberle, R.:* „Die ökologischen und ökonomischen Grenzen des Leichtbaus“, VDI Bericht 1505, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1999;
- [EBERLE 99/2] *Eberle, R.:* „Derivation of Fuel Reduction Coefficients for LCI Modelling of Passenger Cars“, 7<sup>th</sup> LCA Case Studies Symposium, SETAC, Brussels, December 1999;

- [ECODESIGN 98] *N.N.*: „Software-Tools“, ECODESIGN Informationsknoten, TU Wien, <http://www.ecodesign.at/ecodesign/praxis/unten/software.htm>, 4/1998;
- [EEI 99] *N.N.*: „Höhere Weltenergiesreserven signalisieren ausreichende Versorgung“, Erdöl Energie Informationsdienst, C 07867, Nr. 31/1999;
- [ELVDIR 00] *N.N.*: „Directive 2000/EC of the European Parliament and of the Council of the European Union on End-of-Life-Vehicles“, Brussels, 2000;
- [EMMELMANN 94] *Emmelmann, H. J.*: „Fahrleistungen von Pkw und Schnelltransportern“, Aerodynamik des Automobils, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1994;
- [ENDRES 94] *Endres, A.*: „Umweltökonomie – Eine Einführung“, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 1994;
- [ENGELFRIED 95] *Engelfried, J.; Haber, W.; Wabner, D.*: „Vereinheitlichung der Methoden zur Untersuchung von Umweltverträglichkeit“, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 8 (1995) Heft 3, S. 373-384, 1995;
- [ENGESSER 86] *Engesser, B.; Zehnder, H.; Imai, T.; Tanaka, H.; Koyama, Y.; Suzuki, Y.; Takahashi, K.*: „Development of the Sulzer Dual Fuel Diesel Engine“, Gastech 86, Conference, Hamburg, 25<sup>th</sup> - 28<sup>th</sup> November 1986;
- [ENQUETE 90] *N.N.*: „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“, Zwischenbericht der Enquete-Kommission des 11. Deutschen Bundestages, 3. Erweiterte Auflage, Economica Verlag, Bonn, 1990;
- [EPA 95] *N.N.*: „Ozone-Depleting Substances“, United States Environmental Protection Agency (EPA), <http://www.epa.gov/ozone/ods.html>, 1995;
- [EQHHPP 96] *N.N.*: „EQHHPP – Final report“, Ottobrunn, 1996;
- [EUWID 98] *N.N.*: „Großhandels-Ankaufpreise für Almetalle und Handelspreise für Gußlegierungen“, Stand 4/1998, Europäischer Wirtschaftsdienst, Recycling und Entsorgung, Jahrgang 8, Nr. 18, Gernsbach, 1998;
- [EYERER 96/1] *Eyerer, P.; Schuckert, M.; Beddies, H.; Florin, H.; Hesselbach, J. Saur, K.*: „Life Cycle Engineering als Basis für Produktentscheidungen“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [EYERER 96/2] *Eyerer, P.; Saur, K.*: „Die Ganzheitliche Bilanzierung – Definition, Geschichte, Hintergründe“, Ganzheitliche Bilanzierung, Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1996;
- [FCCC 98] *N.N.*: „National Communications; Communications from Parties included in Annex I to the Convention: Guidelines, Schedule and Process for Consideration“, United Nations, Framework Convention on Climate Change, Geneva, Switzerland, <http://www.unfccc.de>; 7/1998;
- [FEUERHERD 96] *Feuerherd, K. H.*: „Produktbezogene Ökobilanzen aus Sicht der Chemischen Industrie“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [FINNVEDEN 97] *Finnveden, G.; Lindfors, L. G.*: „LCANET Theme Report Life-Cycle Impact Assessment and Interpretation“, Swedish Environm. Research Inst., <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/ftheme3.htm>, 1997;



- [FLEISCHER 96] *Fleischer, G.; Schmidt, W.-P.*: „Ökologische Bilanzierung“, Recycling-Handbuch, Strategien – Technologie – Produkte, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [FLORIN 96] *Florin, H.; Pfeleiderer, I.; Volz, Th.*: „Software zur Ganzheitlichen Bilanzierung“, Ganzheitliche Bilanzierung, Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1996;
- [FRANK 98] *Frank, D.*: „Im Jahr 1 nach Kyoto“, Gastkommentar, Automobiltechnische Zeitschrift 100 (1998) 2, 2/1998;
- [FRANZE 95/1] *Franze, H. A.; Metz, N.; Neumann, U.*: „Environmental Impact Calculations of Automotive Parts by Life Cycle Analysis – The BMW Approach“, SAE Paper 951843, SAE Total Life Cycle Conference, Vienna, 1995;
- [FRANZE 95/2] *Franze, H. A.; Neumann, U.; Marstrander, R.; Brobak, T. J.*: „Life-Cycle Optimization of Car Components“, SAE Paper 950207, International Congress and Exposition, Detroit, February 27 - March 2, 1995;
- [FRANZE 97] *Franze, H. A.; Neumann, U.*: Design for Environmental Compatibility of Automobiles – New life-cycle management tools in the BMW product development process –“, Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference – Design for the Environment, Recycling and Environmental Impact (Part 2), SAE Paper 971192, Warrendale/USA, 1997;
- [FRANZE 98] *Franze, H. A.*: „Umweltverträglichkeit im Entwicklungsprozeß – Instrumente in der Automobilindustrie“, Markt- und Kostenvorteile durch Entwicklung umweltverträglicher Produkte, VDI-Bericht 1400, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1998;
- [FRANZECK 97] *Franzeck, J.*: „Methodik der Lebenszykluskostenanalyse und -planung (Life Cycle Costing) für die Entwicklung technischer Produktsysteme unter Berücksichtigung umweltlicher Effekte“, Dissertation am Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart in Kooperation mit der Daimler-Benz AG, Stuttgart, 1997;
- [FRANZKE 87] *Franzke, H. H.*: „Einführung in die Maschinen- und Anlagentechnik“, Kraftmaschinen und Kraftanlagen, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1987;
- [FRIED 97] *Fried, W.*: „End-of-Life-Vehicles: Entwurf der EU-Direktive – Analyse und Bewertung“, Interne Stellungnahme der BMW Group zur EU-Direktive, September 1997;
- [FRIED 98] *Fried, W.*: „Umsetzung der Altautoverordnung – Strategie und Maßnahmen der BMW AG“, BMW Group, 1998;
- [FRISCHKNECHT 97] *Frischknecht, R.*: „LCANET Theme Report Goal and Scope Definition and Inventory Analysis“, Swiss Federal Institute of Technology, European Network for Strategic Life-Cycle Assessment R & D, Leiden, <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/ftheme2.htm>, 1997;
- [FRITSCH 96] *Fritsch, K.*: „Das neue Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht“, Beck Verlag München, 1996;

- [FSV 96] *N.N.*: „Freiwillige Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Altauverwertung (Pkw) im Rahmen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes“, vom 21. Februar 1996 in der Fassung vom November 1996, 11/1996;
- [FUCHS 93] *Fuchs, H.; Zeumer, N.*: „Werkstofflicher und konstruktiver Leichtbau durch Einsatz von Aluminium- und Magnesiumguß“, Beiträge der Fahrzeugtechnik zur Verbrauchssenkung, VDI-Bericht 1099, S. 305-321, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1993;
- [GABI 96] *N.N.*: „Handbuch und Begleittexte zur Software GABI 2.0“, Product Engineering, Dettingen/Teck, 1996;
- [GABI 99/1] *N.N.*: „Handbuch und Begleittexte zur Software GABI 3.0“, Product Engineering, Dettingen/Teck, 1999;
- [GABI 99/2] *N.N.*: „Dokumentation zu den Prozessen der Energieträgerbereitstellung“, Institut für Kunststoffprüfung, Universität Stuttgart, 1999;
- [GABNER 94] *Gäßner, R.; Keilinghaus, A.*: „Telematik und Verkehr: Elektronische Wege aus dem Stau“, Beltz Verlag, Weinheim und Basel, 1994;
- [GEIER 00] *Geier, M.*: Persönliche Mitteilung von Hr. Geier, Referent für Energie und Umwelt der BMW Group, 3/2000;
- [GEIER 99] *Geier, M.*: Persönliche Mitteilung von Hr. Geier, Referent für Energie und Umwelt der BMW Group, 6/1999;
- [GEMIS 97] *Fritsche, U. et al.*: „Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme (GEMIS)“, Ökoinstitut Darmstadt, Version 3.0, Darmstadt, 1997;
- [GIBSON 97] *Gibson, W. L.; Hartig, J. H.*: „From Life Cycle Assessment to Full Cost Accounting – An Evolving Common Language for Cross Functional Teams“, SAE Paper 970694, International Congress and Exposition, Detroit, February 24 - 27, 1997;
- [GIEGRICH 95] *Giegrich, J.; Mampel, U.; Duscha, M.; Zazczyk, R.; Osorio-Peters, S.; Schmidt, P.*: „Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen“, Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU), Heidelberg, UBA-FB 95-034, Herausgeber UBA, 1995;
- [GLOBAL-CHANGE 98] *N.N.*: „Global warming potentials 100-year time-horizon, 1992-1995“, Global Change, Electronic Edition, published by Pacific Institute for Studies in Development, Environment and Security Oakland, California, <http://www.globalchange.org/sci/all/96jul1d.htm>, 7/1998;
- [GOEDKOOP 95] *Goedkoop, M.*: „The Eco-indicator 95“, Final Report, National Reuse of Waste Research Programme, Report Nr. 9523, Pré Consultants, Amersfoort/Netherlands, 1995;
- [GOEDKOOP 97/1] *Goedkoop, M.*: „The Eco-indicator 95: a tool for designers“, Pré Consultants, <http://www.pre.nl/eco-ind.html>, September 1997;
- [GOEDKOOP 97/2] *Goedkoop, M.*: „The Eco-indicator 97 explained“, Pré Consultants, Amersfoort/Netherlands, June 1997;
- [GROHE 92] *Grohe, H.*: „Otto- und Dieselmotoren“, Vogel Verlag, Würzburg, 1992;
- [GROSSE 98] *Grosse, J.*: „Catalyst makers battle sulfurous fuel“, Automotive News Europe, April 1998;

- [GUINÉE 93] *Guinée, J.*: „Data for the normalisation step within life cycle assessment of products“, revised version, Centrum voor Milieukunde Leiden, CML Publication Nr. 14, December 1993;
- [GUINÉE 96] *Guinée, J.; Heijungs, R.; Oers, L. van; Meent, D. van den; Vermeire, T.; Rikken, M.*: „LCA impact assessment of toxic releases“, Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals, Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, Netherlands, 1996;
- [GÜNTER 94] *Günter, J.*: „Fahrzeuge mit Erdgasantrieb“, *Energie*, Jahrg. 46, Nr. 1-2, Januar und Februar 1994;
- [HAAGENSEN 96] *Haagensen, J. Ö.; Opheim, B.; Westengen, H.*: „Life Cycle Inventory of Magnesium – Results, Reliability and How to Use Them in the Automotive Industry“, *Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau*, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [HABERSATTER 91] *Habersatter, K.*: „Ökobilanz von Packstoffen – Stand 1990“, Schriftenreihe Umwelt Nr. 132 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1991;
- [HAES 96] *Haes, de U.; Clift, R.; Frischknecht, R.; Hofstetter, P.; Grisel, L.; Jensen, A. A.; Lindfors, L. G.; Schmidt-Bleek, F.*: „Definition Document“, <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/defindoc.htm>, 1996;
- [HAGEDORN 92] *Hagedorn, G.; Ilmberger, F.*: „Kumulierter Energieverbrauch für die Herstellung von Windkraftanlagen“, Untersuchung im Auftrag des BMFT, Forschungsstelle für Energiewirtschaft, München, 1992;
- [HALDENWANGER 94] *Haldenwanger, H.-G.; Schäper, S.*: „Öko-/Energiebilanzierung im Pkw-Bau mit verschiedensten Werkstoffen“, S. 43-84, *Kunststoffe im Automobilbau*, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1994;
- [HÄMMERL 95] *Hämmerl, A.; Kramer, F.; Langen, P.; Schulz, G.; Schulz, T.*: BMW-Automobile für den wahlweisen Benzin- oder Erdgasantrieb“, *Automobiltechnische Zeitschrift* 97 (1995) 12, 12/1995;
- [HÄUSLER 99] *Häusler, M.*: „Energietransport über Land und See mit Gleichstrom“, Mannheim, 1999;
- [HECK 99] *Heck, E.*: Persönliche Mitteilung von Herrn Heck, Antriebsstrategie, BMW Group, 6/1999;
- [HECKES 94] *Heckes, H. H.; Maidl, J.*: „Benutzerdokumentation Programmsystem FALKE“, BMW Group, München, 1994;
- [HEIJUNGS 92] *Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Landkreijer, R. M.; Haes, U. de; Sleeswijk, W.*: „Environmental Life Cycle Assessment of Products“, Backgrounds, Centrum voor Milieukunde Leiden (CML), 1992;
- [HEINKE 87] *Heinke, R.; Lindenberg, U.; Rubens, W.; Schubert, K.; Zörcher, H.*: „Entwicklung des Krupp Combined Blowing-Stainless (KCB-S) Verfahrens für die Erschmelzung nichtrostender Stähle“, International Oxygen Steelmaking Congress, Linz, 1987;

- [HENSHAW 94] *Heshaw, C. L.*: „Spatial Detail in LCA“, First Working Dokument on Life-Cycle Impact Assessment Methodology, Workshop held at ETH Zürich, organised by the SETAC-Europe Working Group on Life-Cycle Impact Assessment, July 8-9, 1994;
- [HERBERMANN 96] *Herbermann, M.; Becker, R.*: „Thermische Behandlung von Restmüll – Eine schematische Übersicht“, Recycling-Handbuch, Strategien – Technologie – Produkte, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [HOFSTETTER 96] *Hofstetter, P.; Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R.*: „Der Bewertungsschritt in Ökobilanzen; Stand und Perspektiven“, 1. Diskussionsforum Ökobilanzen am 8. Juli 1996, Institut für Energietechnik Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt der ETH Zürich, 1996;
- [HOUGHTON 92] *Houghton, J. T.; Callander, B. A. Varney, S. K.*: „Climate Change 1992“, Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, New York, 1992;
- [HUSS 97] *Huß, C.*: „Umweltschutz bei BMW – Chance für Umwelt, Marketing und Ertrag“, CCR Workshop „Marktvorteile durch Maßnahmen im Umweltschutz“, Bonn, 11. Und 12. Juni 1997;
- [HUSS 98] *Huß, C.; Nordheimer, R.*: „BMW Wasserstoff-Forschungsfahrzeuge – Wegbereiter eines neuen Zeitalters“, XII. Weltwasserstoffkonferenz, Buenos Aires, 1998;
- [IEA 96] *N.N.*: „Electricity Information 1995“, IEA, Paris, 1996;
- [IEA 98] *N.N.*: „International Energy Annual 1996“, International Energy Agency (IEA), Washington, 1998;
- [IKP 96] *N.N.*: „Sachbilanzdaten verschiedener Werkstoffe und Prozesse“, Datenbank der Software GABI 2.0, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart, 1996;
- [IKP 99/1] *N.N.*: „Sachbilanzdaten verschiedener Werkstoffe und Prozesse“, Datenbank der Software GABI 3.0, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart, 1999;
- [IKP 99/2] *N.N.*: „Sachbilanzdaten von Prozessen der Energieträgerbereitstellung“, im Auftrag der BMW Group erhobene Prozeßdaten im Format der Software GABI 3.0, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart, 1999;
- [INDRA 98] *Indra, F.; Seitz, H.*: „Turboaufladung am monovalenten Erdgasmotor“, 7. Aachener Kolloquium Fahrzeug- und Motorentechnik, 1998;
- [IPCC 96] *N.N.*: „The Science of Climate Change“, Contribution of Working Group I to the 2<sup>nd</sup> Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, New York, 1996;
- [ISHIMARU 94] *Ishimaru, J.; Ohira, H.; Hiraoka, K.; Morita, H.; Nagae, K.; Matsuo, Y.*: „Designing LNG Carriers for the 21<sup>st</sup> Century with Emphasis on Economical and Safe Operations“, Mitsubishi Heavy Industries Ltd. (Japan), 16<sup>th</sup> International LNG/LPG Conference & Exhibition, Kuala Lumpur, 25<sup>th</sup> - 28<sup>th</sup> October 1994;

- [ISHIMARU 95] *Ishimaru, J.; Suetake, Y.; Kushiya, H.; Yamasaki, E. Ohtake, K.:* „Study on Propulsion for Future LNG Carriers“, Mitsubishi Heavy Industries Ltd. (Japan), 11<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Birmingham, 3<sup>rd</sup> - 6<sup>th</sup> July, 1995;
- [ISHIMARU 98] *Ishimaru, J.; Suetake, Y.; Yuasa, K.; Sato, I.:* „Analysis of the actual Service for the New Generation LNG Carrier – Guide for the next Generation Carrier“, Mitsubishi Heavy Industries Ltd. (Japan), 12<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Perth, Australia, 4<sup>th</sup> - 7<sup>th</sup> May 1998;
- [ISO14040 97] *N.N.:* EN ISO 14040 „Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework“, ISO, European Committee for Standardization, Brussels, June 1997;
- [ISO14041 98] *N.N.:* EN ISO 14041 „Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and life cycle inventory analysis“, ISO, European Committee for Standardization, Brussels, 1998;
- [ISO14042 98] *N.N.:* EN ISO 14042 „Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment“, Committee Draft, ISO/DIS, European Committee for Standardization, Brussels, November 1998;
- [ISO14043 98] *N.N.:* EN ISO 14043 „Environmental management – Life cycle assessment – Interpretation“, Committee Draft, ISO/DIS, European Committee for Standardization, Brussels, Dezember 1998;
- [IVL 96] *N.N.:* „EPS-Default Valuation of Environmental Impacts from Emission and Use of Resources“, Swedish Environmental Research Institute (IVL: Institutet för Vatten- och Luftvardsforskning), excerpt of TEAM 2.1, 1997;
- [IYENGAR 98] *Iyengar, J. N.; Sibal, P. W.; Clarke, D. S.:* „Traeting LNG Plant Feed and Conditioning Solutions to maximize LNG Production“, Mobil Technology Company (USA), 12<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Perth, Australia, 4<sup>th</sup> - 7<sup>th</sup> May 1998;
- [JISCHA 96] *Jischa, M. F.:* „Technikbewertung als Entscheidungshilfe für die Wirtschaft“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [JOLLIET 96] *Jolliet, O.; Crettaz, P.:* „Critical Surface-Time 95 – A Life Cycle Impact Assessment methodology including fate and exposure“, Swiss Federal Institute of Technology, Institute of Soil and Water Management, Lausanne, Switzerland; 1996;
- [K93/116/EG 93] *N.N.:* „Richtlinie 93/116/EG der Kommission vom 1. Dezember 1993“, Richtlinie 93/116/EG zur Anpassung der Richtlinie 80/1268 EWG des Rates über den Kraftstoffverbrauch von Kraftfahrzeugen an den technischen Fortschritt, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 329, 30. Dezember 1993;
- [KANIUT 95] *Kaniut, C.:* „LCA-Project-Management at Mercedes-Benz“, Geschäftsbereich Pkw Vorentwicklung, Daimler-Benz AG, 1995;

- [KANIUT 96] *Kaniut, C.; Cetiner, H.; Franzeck, J.*: „Ökologische Bilanzierung in der Automobilindustrie – dargestellt am Beispiel eines Pkw-Bauteils aus verschiedenen Werkstoffen“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [KANNGIESSER 99] *Kanngießler, K.*: „Nutzung regenerativer Energiequellen Afrikas zur Stromversorgung Europas durch Kombination von Wasserkraft und Solarenergie“, Mannheim, 1999;
- [KECK 94] *Keck, R.*: „Ökobilanzierung – Teil des Qualitätsmanagements“, Qualität und Zuverlässigkeit, Band 39 (1994) Heft 9, München, 1994;
- [KELLER 98] *Keller, K.*: „Einfluß des Fahrzeuggewichtes und der Hinterachsübersetzung auf den Kraftstoffverbrauch von BMW Fahrzeugen“, Diplomarbeit in Kooperation mit der BMW Group, TU München, Lehrstuhl für Verbrennungsmaschinen und Kraftfahrzeuge, Juli 1998;
- [KLÖCKNER 96] *Klößner, R.*: „Fehlerabschätzung in Sachbilanzen“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [KLÖPFFER 94] *Klöpffer, W.; Renner, I.*: „Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigungen nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien“, Forschungsbericht 101 01 102, UBA-FB 94-095, Herausgeber UBA, 1994;
- [KLÜPPEL 97] *Klüppel H. J.*: „Stand der Normung zu Ökobilanzen“, Ganzheitliche Bilanzierung von Energiesystemen, VDI-Bericht 1328, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1997;
- [KOCH 97] *Koch, J.*: „Kosten- und Leistungsrechnung“, Oldenbourg Verlag, München, 1997;
- [KORNWACHS 94] *Kornwachs, K.*: „Systemtheorie als Instrument der Interdisziplinarität“, Spektrum der Wissenschaft, 9/1994;
- [KRÄMER 95] *Krämer, M.*: „Fahrzeug, Fahrer, Umwelt – Der integrierte Ansatz zum 3-Liter-Auto“, AVL-Tagung „Motor und Umwelt“, Graz, August 1995;
- [KRAPP 94] *Krapp, R.*: „Schiffe und Tanks für den Transport von Flüssigwasserstoff im internationalen Energieverbund“, VDI Bericht 1129, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1994;
- [KRÜGER 94] *Krüger, H.*: „Leerlauf, Abschaltung und Wiederstart des Ottomotors beim Einsatz im Schwungradbetrieb“, Dissertation, Fachbereich Verkehrswesen und angewandte Mechanik, TU Berlin, 1994;
- [KRW-/ABFG 94] *N.N.*: „Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG)“, Fassung vom 27.9.1994;
- [LANGNISS 94] *Langniß, O.*: „Solarimport“, IKARUS-Studie, Stuttgart, 1994;
- [LARSSON 93] *Larsson, G.; Wester, H.; Hazelaar, M.; Schneider, F.*: „Fahrzeugkonzepte im Verbrauchsvergleich – Grenzen und Machbarkeit“, Beiträge der Fahrzeugtechnik zur Verbrauchssenkung, VDI-Bericht 1099, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1993;

- [LEHMANN 97] *Lehmann, H.; Reetz, T.; Roewer, S.; Liedtke, C.*: „Ökologische Chancen und Risiken großtechnisch angelegter solarthermischer Kraftwerke“, VDI Bericht 1328, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1997;
- [LEITERMANN 96] *Leitermann, W.; Schäper, S.*: „Ganzheitliche Bilanz sowie Recycling von Pkw in aluminiumintensiver Bauweise am Beispiel des Audi A8“, Tagung „Recycling von Altfahrzeugen“, Haus der Technik Essen, 11/1996;
- [LENZ 95] *Lenz, H. P.; Kohoutek, P.; Pischinger, R.*: „Beeinflussungsmöglichkeiten des motorisierten Straßenverkehrs auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen“, AVL-Tagung „Motor und Umwelt“, Graz, 24.8 & 25.8. 1995;
- [LEVIZZARI 96] *Levizzari, A.; Di Carlo, S.*: „Life Cycle Analysis of polyurethane foams for car seats“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [LIEDTKE 93] *Liedtke, C.; Hinterberger, F.; Merten, T.; Schmidt-Bleek, F.*: „Perspektiven und Chancen für den Werkstoff Stahl aus ökologischer Sicht“, Wuppertal-Papers Nr. 7, Wuppertalinstitut für Klima, Umwelt und Energie, 1993;
- [LINDFORS 95/1] *Lindfors G.; Christiansen, K.; Hoffman, L.; Virtanen, Y.; Juntilla, V.; Hanssen, O.; Ronning, A.; Ekvall, T.; Finnveden, G.*: „Allocation“, LCA-Nordic Technical Reports No. 7, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1995;
- [LINDFORS 95/2] *Lindfors G.; Christiansen, K.; Hoffman, L.; Virtanen, Y.; Juntilla, V.; Hanssen, O.; Ronning, A.; Ekvall, T.; Finnveden, G.*: „Impact Assessment“, LCA-Nordic Technical Reports No. 10, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1995;
- [LIU 98] *Liu, Y. N. et al.*: „LNG Liquefier Cycle Efficiency“, Air Products and Chemicals, Inc. (USA), 12<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Perth, Australia, 4<sup>th</sup> - 7<sup>th</sup> May 1998;
- [LLOYD 91] *N.N.*: „Marine Exhaust Emissions Research Programme“, Lloyd's Register, 1991;
- [LOUIS 96] *Louis, S.*: „Eco-Indicator 1995“, Volvo, LCA Group, Technological Development, Sweden, 1996;
- [LOUIS 97/1] *Louis, S.*: „Comparison of EPS and Eco-indicator 1995 on a case study“, EUCAR Report, Volvo, Technological Development, LCA Group, Sweden, 1997;
- [LOUIS 97/2] *Louis, S.*: „EPS method“, EUCAR Report, Volvo, Technological Development, LCA Group, Sweden, 1997;
- [MAIER 97] *Maier, F.; Müller, P.; Heck, E.; Langen, P.*: „Erdgasmotorkonzept mit EZEV-Potential“, Motortechnische Zeitschrift 58 (1997) 9, 9/1997;
- [MAILLEFER 96] *Maillefer, C.*: „Allocation of Environmental Interventions“, Life Cycle Assessment (LCA) – quo vadis?, Birkhäuser Verlag, Basel, 1996;
- [MARESKE 90] *Mareske, A.*: „Energietechnik“, Taschenbuch für den Maschinenbau – Dubbel, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1990;

- [MASAKUZO 95] *Masakuzo, K.; Koji, M.; Yashushi, K.; Kazuo, K.; Hideo, M.; Shinji, S.; Satoshi, T.; Hidetake, T.; Yoshikazu, K.*: „Flora and Vesta LNG Carrier Construction“, 11<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Birmingham, 3<sup>rd</sup> - 6<sup>th</sup> July, 1995;
- [MAUCH 93] *Mauch, W.*: „Kumulierter Energieaufwand für Güter und Dienstleistungen“, Dissertation am Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik der TU München, 1993;
- [MAUCH 96] *Mauch, W.; Schäfer, H.*: „Methodik zur Ermittlung des Kumulierten Energieaufwands“, Ganzheitliche Bilanzierung, Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen, Springer Verlag, Berlin, 1996;
- [MCKINSEY 91] *N.N.*: „Integrated Substance Chain Management“, McKinsey & Company, Association of the Dutch Chemical Industry, Netherlands, 1991;
- [MENNE 95] *Menne, R.; Brohmer, A. M.; Rechs, M., Adams, H.*: „Zukünftige Pkw-Antriebskonzepte“, Motortechnische Zeitschrift 56 (1995) 3, 3/1995;
- [MERTEN 95] *Merten, T.; Liedtke, C.; Schmidt-Bleek, F.*: „Materialintensitätsanalysen von Grund-, Werk- und Baustoffen (1)“, Wuppertal-Papers Nr. 27, Wuppertalinstitut für Klima, Umwelt und Energie, 1995;
- [METZ 00] *Metz, N.*: Persönliche Mitteilung von Herrn Dr. Metz, Emissionsexperte der BMW Group, über die Kanzerogenität von Kraftfahrzeugemissionen, März 2000;
- [METZ 96] *Metz, N.; Grabbe, G.*: „Ozon – Ein vielschichtiges Phänomen“, BMW Group, Abteilung Energie und Umwelt, München, Juni 1996;
- [METZ 98] *Metz, N.*: Persönliche Mitteilung von Herrn Dr. Metz, Emissionsexperte der BMW Group, über das Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen, Juni 1998;
- [MEYER 99] *Meyer, O.*: Persönliche Mitteilung von Hr. Meyer, Entwicklungsingenieur im Bereich alternativer Antriebe der BMW Group, 11/1999;
- [MINWV 97] *N.N.*: „Mineralölzahlen 1997“, Mineralölwirtschaftsverband, Hamburg, 1997;
- [MOEWS 96] *Moews, D.*: „Kosten- und Leistungsrechnung“, Oldenbourg Verlag, München, 1996;
- [NAGUS 94] *N.N.*: „Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen“, DIN-Mitteilung 73-1994-Nr. 3 des Normenausschusses Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) vom März 1994, NAGUS-AA 3/UA 2 Nr. 29-94;
- [NEUMANN 96/1] *Neumann, U.*: „BMW Bauteilbilanzierung einer E38 Hinterachse“, interner Projektbericht der BMW Group, München, 1996;
- [NEUMANN 96/2] *Neumann, U.; Liedtke, C.*: „Bauteil-Bilanzierung einer BMW Hinterachse“, Vergleich der BMW Bilanzierungsmethodik mit dem Ansatz des Wuppertal Institutes, unveröffentlichter Projektabschlußbericht, BMW Group und Wuppertal Institut, 1996;
- [NEUMANN 96/3] *Neumann, U.*: Methodik zur Entwicklung umweltverträglicher und recyclingoptimierter Fahrzeugbauteile“, Dissertation am Lehrstuhl für Konstruktionslehre, Universität-Gesamthochschule Paderborn, 1996;



- [NEUBER 95] *Neußer, H. J.; Hermanns, H. J.; Weinowski, R.:* „Konzeptstrategien für zukünftige verbrauchs- und emissionsgünstige Ottomotoren“, 5. Aachener Kolloquium Fahrzeug- und Motorentechnik, Eurogress Aachen, 4. - 6. Oktober 1995;
- [NICHOLS 96] *Nichols, P.; Hauschild, M.; Potting, J., White, P.:* „Impact Assessment of Non Toxic Pollution in Life Cycle Assessment“, Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, Part V, published by Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Brussels, 1996;
- [NIERHAUVE 99] *Nierhauve, B.:* „Neue Herausforderungen an die heutige und zukünftige Kraftstoffversorgung des Straßenverkehrs“, *Automobiltechnische Zeitschrift* 101 (1999) 3, 3/1999;
- [OFD 97] *N.N.:* „Technische Daten Pkw-Modelle Modelljahr 1998“, BMW Group, 9/1997;
- [ÖKOINSTITUT 87] *N.N.:* „Produktlinienanalyse“, Projektgruppe ökologische Wirtschaft, Kölner Volksblattverlag, Köln, 1987;
- [ÖKOINVENTARE 96] *N.N.:* „Ökoinventare von Energiesystemen“, ETH Zürich, 1996;
- [OSTERLOH 98] *Osterloh, G.:* „Benzinpreis und Ökologie“, <http://archiv.berliner-morgenpost...hiv1998/980320/titel/story11.html>, 20.3.1998;
- [PATYK 96] *Patyk, A.; Reinhardt, G. A.:* „Energie- und Stoffstrombilanzen von Batterien für Elektrofahrzeuge“, *Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau*, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [PEHR 95] *Pehr, K.:* „Experimentelle Untersuchungen zum Worst-Case-Verhalten von LH<sub>2</sub>-Tanks für Pkw“, VDI Bericht 1201, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1994;
- [PEHR 96] *Pehr, K.:* „Aspects of Safety and Acceptance of LH<sub>2</sub> Tank Systems in Passenger Cars“, *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 21, No. 5, pp. 387 - 395, 1996;
- [PETERS 90] *Peters, S.; Serfling, K.:* „Betriebliches Rechnungswesen II (Kosten- und Investitionsrechnung)“, Vorlesungsscript, TU Berlin, 1990;
- [PICK 98] *Pick, E.; Wagner, H.-J.:* „Beitrag zum kumulierten Energieaufwand ausgewählter Windenergiekonverter“, *Ökologisch verträgliche Energiewirtschaft*, Universität GH Essen, Download des Berichts über <http://www.oeve.uni-essen.de>, 1998;
- [PIËCH 92] *Piëch, F.:* „3 Liter/100 km im Jahr 2000“, *Automobiltechnische Zeitschrift* 94 (1992) 1, 1/1992;
- [POHL 92] *Pohl, E.; Rödter, H.U.; Schurr, U.G.:* „Recycling von Kunststoff-Verbundwerkstoffen“, *Entwicklungen im Karosseriebau*, VDI-Bericht 968, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1992;
- [POHL 96] *Pohl, C.; Roš, M.; Waldeck, B.; Dinkel, F.:* „Imprecision and Uncertainty in LCA“, *Life Cycle Assessment (LCA) – quo vadis?*, Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin, 1996;
- [PREIS 99] *Preis, M.:* Persönliche Mitteilung von Herrn Preis, Wasserstoffmotorenentwicklung BMW Group, 6/1999;

- [PRIEWASSER 96] *Priewasser, R.*: „Ökobilanzen als Instrument des Umweltmanagements“, VEO Journal (1996) Heft 3, S. 52-60, 1996;
- [PROGNOS 96] *N.N.*: „Energierreport II“, Prognos AG, Stuttgart, 1996;
- [PROGNOS 98] *N.N.*: „Die langfristige Entwicklung der Energiemärkte im Zeichen von Wettbewerb und Umwelt“, Basel, 1998;
- [R92/21/EWG] *N.N.*: „Richtlinie 92/21/EWG des Rates vom 31. März 1992“, Richtlinie 92/21/EWG über Massen und Abmessungen von Kraftfahrzeugen der Klasse M, Amtsblatt der EG Nr. L 129, 14. Mai 1992;
- [RECHS 95] *Rechs, M.; Pingen, B.; Kunde, O.*: „Fahrzeug- und Motorenkonzepte für das 3-Liter-Auto“, 5. Aachener Kolloquium Fahrzeug- und Motorentchnik, Eurogress Aachen, Oktober 1995;
- [REETZ 96] *Reetz, T.; Roewer, S.; Lehmann, H., Liedtke, C.*: „Ökologische Chancen und Risiken großtechnisch angelegter solarthermischer Kraftwerke“, Wuppertal Institut für Klima, Energie und Umwelt, Studie im Auftrag der BMW Group, Dezember 1996;
- [REICHE 94] *Reiche, J.*: „Ökobilanzen als Orientierungshilfe, Methodischer Aufbau – Beispiele – Belastbarkeit“, Biologisch abbaubare Kunststoffe, Umwelttechnik, Band 425, S. 161-182, Expert Verlag, Ehningen, 1994;
- [REISTER 92] *Reister, D.; Strobl, W.*: „Entwicklungsstand und Perspektiven des Wasserstoffautos“, Wasserstoff-Energietechnik III – Ergebnisse und Optionen, VDI-Bericht 912, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1992;
- [REITZLE 93] *Reitzle, W.*: „Automobilantriebe im Spannungsfeld zwischen Mobilitätsanforderungen, Umweltschutz und Wirtschaftlichkeit“, 4. Aachener Kolloquium Fahrzeug- und Motorentchnik, Eurogress Aachen, 5. - 7. Oktober 1993;
- [RINK 96] *Rink, C.*: „Aluminium als Karosseriewerkstoff, Recycling und energetische Betrachtungen“, Dissertation an der Universität Hannover, Fakultät für Maschinenwesen, 1996;
- [ROBBERSTAD 94] *Robberstad, F.*: „Magnesium oder Aluminium – Ergänzung statt Wettbewerb“, Automobiltechnische Zeitschrift 96 (1994) 4, 4/1994;
- [ROŠ 96] *Roš, M.*: „Quantitative Modellierung von Unsicherheit in der Ökobilanz der Bierproduktion“, Beilage zum 3. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 30.10.96, ETH Zürich, 1996;
- [RUMPEL 90] *Rumpel, G; Sondershausen, H. D.*: „Mechanik – Kinematik“, Taschenbuch für den Maschinenbau – Dubbel, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1990;
- [RYDING 92] *Ryding, S.-O.*: „International Experiences of Environmentally-Sound Product Development“, Appendix I Background information on Life-Cycle Assessment (LCA) as a tool for eco-design of products, Federation of Swedish Industries, Stockholm, June 1992;
- [SAMBA 98] *N.N.*: „List of software described on this site“, Homepage des Institutes für Wasser- und Abfallwirtschaft der TU Wien, <http://awsunix.tuwien.ac.at/samba/liste.htm>, 4/1998;

- [SAUR 96] *Saur, K.; Eyerer, P.*: „Methodische Vorgehensweise bei Bilanzierungen“, Ganzheitliche Bilanzierung, Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1996;
- [SAUR 98] *Saur, K.*: „Beitrag zur Bewertung der Ganzheitlichen Bilanzierung als Grundlage der Bauteilentwicklung“, Dissertation am Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart, 1998;
- [SCHAAF 99] *Schaaf, A.*: „Marktorientiertes Entwicklungsmanagement in der Automobilindustrie“, Deutscher Universitäts-Verlag, Wiesbaden, 1999;
- [SCHÄFER 93] *Schäfer, F.; Basshuysen, R. van*: „Schadstoffreduzierung und Kraftstoffverbrauch von Pkw-Verbrennungsmotoren“, Springer Verlag, Wien, New York, 1993;
- [SCHÄPER 96] *Schäper, S.; Leitermann, W.*: „Energie-, Emissions- und Wirkbilanzen von Pkw in aluminium-intensiver und in konventioneller Bauweise sowie Optimierung eines Space-Frame-Karosserie-Konzeptes durch Variation der wesentlichen Fertigungsparameter mittels ganzheitlicher Bilanzierung“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [SCHÄPER 97/1] *Schäper, S.*: „Aluminium-Technologie im Karosseriebau – Audi Space Frame ASF“, Entwicklungsmethodik Umwelt, Passive Sicherheit, Audi AG, Ingolstadt, 1997;
- [SCHÄPER 97/2] *Schäper, S.*: „Recycling of Aluminium Intensive Cars: The Audi A8“, International Conference on Car Recycling and Recovery, Oct. 1997;
- [SCHINDLER 97] *Schindler, V.*: „Kraftstoffe für morgen“, Eine Analyse von Zusammenhängen und Handlungsoptionen“, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1997;
- [SCHMIDT-BLEEK 95] *Schmidt-Bleek, F.; Liedtke, C.*: „Umweltpolitische Stichworte“, Wuppertal-Papers Nr. 30, Wuppertalinstitut für Klima, Umwelt und Energie, 1995;
- [SCHMIDT-BLEEK 96] *Schmidt-Bleek, F. et al.*: „MAIA – Einführung in die Materialintensitäts-Analyse nach dem MIPS-Konzept“, Wuppertalinstitut für Klima, Umwelt und Energie, 1996;
- [SCHÖCH 97] *Schöch, H.*: „Entwurf und prototypische Realisation eines integriert ökonomisch-ökologischen Planungs- und Entscheidungswerkzeuges“, Diplomarbeit, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Mai 1997;
- [SCHUCKERT 96/1] *Schuckert, M.; Eyerer, P.*: „Methodik zur Ganzheitlichen Bilanzierung von Verfahren, Bauteilen und Systemen“, Ganzheitliche Bilanzierung, Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1996;
- [SCHUCKERT 96/2] *Schuckert, M.*: „Ganzheitliche Bilanzierung – vom Bauteil zum System am Beispiel von Verkehrsträgern“, Dissertation am Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart, 1996;

- [SCHUEERS 99] *Schueers, A.*: Persönliche Mitteilung von Herrn Dr. Schueers, Leiter der Wasserstoffmotorenentwicklung der BMW Group, 6/1999;
- [SCHWEIMER 96] *Schweimer, G. W.; Schuckert, M.*: „Sachbilanz eines Golf“, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [SCHWEIMER 97] *Schweimer, G. W.; Schmücker, T.*: „Umweltbilanzen – Vergleich kommerzieller Softwarepakete“, Forschungsbericht Nr. K-EFV 9701 V/5 der Volkswagen AG, 6/1997;
- [SEEBACH 96] *Seebach, A.*: „Betriebswirtschaftliche Systemanalyse des Fahrzeug-Recyclings in der Bundesrepublik Deutschland“, Schriften zur Unternehmensplanung, Band 42, Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt, 1996;
- [SEIFFERT 95/1] *Seiffert, U.*: „Anforderungen an das Automobil zur Jahrtausendwende“, AVL-Tagung „Motor und Umwelt“, Graz, 24.8 & 25.8 1995;
- [SEIFFERT 95/2] *Seiffert, U.*: „Tendenzen in der Weiterentwicklung von Personenkraftwagen“, 5. Aachener Kolloquium Fahrzeug- und Motorentechnik, Eurogress Aachen, 4. Bis 6. Oktober 1995;
- [SEYD 98] *Seyd, M. et al.*: „An economic Analysis of three Hydrogen Liquefaction Systems“, International Journal of Hydrogen, pp. 565 - 576, 1998;
- [SHELL 99] *N.N.*: „Kraftstoffpreise in Deutschland – Jahresstatistiken“, [http://www.deutsche-shell.de/weltoe/b\\_jahr.htm](http://www.deutsche-shell.de/weltoe/b_jahr.htm), 1999;
- [SHIBAIKE 99] *Shibaike, N.; Asano, T.*: „A Design Method for Recycle Optimisation“, International Conference on Engineering Design, ICED 99, August 24-26, Munich, 1999;
- [SIPILÄ 96] *Sipilä, A.; Gustafsson, J.; Sole, G. H.*: „Design and Construction of a new Type 135 000 m<sup>3</sup> LNG Carrier for Abu Dhabi National Oil Company“, 17<sup>th</sup> International LNG/LPG Conference & Exhibition, Austria Center, Vienna, 3<sup>rd</sup> - 6<sup>th</sup> December, 1996;
- [SOEMANTRI 95] *Soemantri, H.; Untung, N.*: „LNG Plant Design – A Wish List from an operating Company Point of View“, PT Arun NGL Co.; 11<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Birmingham, 3<sup>rd</sup> - 6<sup>th</sup> July, 1995;
- [SPECHT 98] *Specht, M.*: „Comparison of renewable transportation fuels (LH<sub>2</sub>, MeOH) with gasoline“, International Journal of Hydrogen, 1998;
- [STAHLMANN 94] *Stahlmann, V.*: „Zur Bewertung von ökologischen Wirkungen des Unternehmens“, Umweltwirtschaftsforum (UWF), Band 2 (1994) Heft 7, S. 7-17, 1994;
- [STATICELAND 98] *N.N.*: „Iceland in figures“, Statistics Iceland, Reykjavik, 1998;
- [STEEN 92] *Steen, B.; Ryding, S.-O.*: „The EPS Enviro-Accounting method“, IVL-Report B 1080, Institutet för Vatten- och Luftvardsforskning, Göteborg, 1992;
- [STEGER 96] *Steger, J.*: „Kosten- und Leistungsrechnung“, Oldenbourg Verlag, München, 1996;

- [STEPHAN 90] *Stephan, K.*: „Thermodynamik“, Taschenbuch für den Maschinenbau – Dubbel, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1990;
- [STROBEL 97] *Strobel, H.; Braess, H.-H.*: „Der Kraftstoffpreis: Eine verkehrspolitische Einflußgröße? – Ein regelungstheoretischer Zugang zur Analyse verkehrlicher Chancen und wirtschaftlicher Risiken“, *Automobiltechnische Zeitschrift* 99 (1997) 2, 2/1997;
- [STROBL 95] *Strobl, W.; Heck, E.*: „Wasserstoffantrieb und mögliche Zwischenschritte“, *Wasserstoff-Energetechnik IV*, VDI-Bericht 1201, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1995;
- [STROBL 97] *Strobl, W.; Fröchtenicht, R.*: „Über Erdgas zum Wasserstoff, ein möglicher Ansatz zur Einführung der saubersten Kraftstoffe“, *Fuels*, 1<sup>st</sup> International Colloquium, January 1997;
- [STÜTZINGER 96] *Stützing, C.*: „Methodische Übertragung von Kraftstoffverbrauchsmessungen aus der Fahrzeugprüfung auf den Fahrzeugrollenprüfstand“, Diplomarbeit in Kooperation mit der BMW Group, Technische Universität München, Lehrstuhl für Verbrennungsmaschinen und Kraftfahrzeuge, Juli 1996;
- [STVZO 98] *N.N.*: „Einführungserlaß zum Vollzug des § 27 a der Straßenverkehrszulassungsordnung (StVZO)“, Bayerisches Staatsministerium für Wirtschaft, Verkehr und Technologie, München, 1998;
- [TEAM 98] *N.N.*: „Introduction to TEAM<sup>TM</sup>“, User’s Manual for the Software TEAM 2.5, Ecobilan, 1998;
- [TELTSCHIK 98] *Teltschik, H.*: „Kyoto verlangt gemeinsame Anstrengungen der Automobilwirtschaft und der Mineralölindustrie“, BMW Politik-Brief, 11. Ausgabe, Juni 1998;
- [TELTSCHIK 99] *Teltschik, H.*: „Wirtschaft und Agenda 21“, BMW Politik-Brief, 15. Ausgabe, April 1999;
- [TEUFEL 95] *Teufel, D.; Bauer, P.; Lippold, R.; Braunfeld, S.; Schmitt, K.*: „Ökobilanzen von Fahrzeugen“, Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg, UPI-Bericht Nr. 25, 4. Auflage, S. 30, Heidelberg, 1995;
- [THALMANN 94] *Thalmann, W. R.*: „Umwelt- und Recyclingorientierung im Entwicklungs- und Konstruktionsprozeß – Produkt-Ökobilanzen“, Umwelt- und recyclinggerechte Produktentwicklung, Band 1, Teil 4, WEKA Fachverlag für technische Führungskräfte GmbH, Augsburg, 1994;
- [TIMM 92] *Timm, H.; Reiter, K.*: „Karosseriekonzepte in Aluminium und deren Auswirkungen“, *Entwicklungen im Karosseriebau*, VDI-Bericht 968, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1992;
- [TSUTSUMI 98] *Tsutsumi, N.; Takahashi, K.; Igarashi, T.; Ohyama, M.; Saitoh, Y.; Kaku, I.; Nakamura, M.*: „Assessment of the 15-Year Service of the LNG Carrier Bishu Maru“, *Kawasaki Heavy Industries Ltd. Japan*, 12<sup>th</sup> International Conference & Exhibition on Liquefied Natural Gas, Perth, Australia, 4<sup>th</sup> - 7<sup>th</sup> May 1998;
- [TÜV 98] *N.N.*: „Energieträger Wasserstoff“, *Zukunftstechnologien für die Praxis*, TÜV Bayern, Verlag TÜV Bayern Sachsen, 1998;

- [UBA 93] *N.N.*: „Ökobilanzen“, Jahresbericht 1993 des Umweltbundesamtes, S. 132-135, Berlin, 1993;
- [UBA 94] *N.N.*: „Ökobilanzen“, Jahresbericht 1994 des Umweltbundesamtes, S. 285-288, Berlin, 1994;
- [UBA 95/1] *N.N.*: „Emissionsfaktoren für den Bereich Stromerzeugung“, Umweltbundesamt, Berlin, 1995;
- [UBA 95/2] *N.N.*: „Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der BRD“, Umweltbundesamt, UFO-Plan-Nr. 10405151/02, Berlin, 1995;
- [ULLMANN 97] *N.N.*: „Ullmann’s Encyclopedia of Industrial Chemistry“, 5<sup>th</sup> Edition, Weinheim, 1997;
- [UNIPEDE 97] *N.N.*: „Statistical Panorama 1997“, UNIPEDE, Paris, 1997;
- [VAW 97] *Patt*: Persönliche Mitteilung von der VAW Aluminium AG über gemittelte Preise (Jahre 1994 bis 1997) der Aluminiumlegierungen Al Mg 3,5 Mn bzw. Al Mg 4,5 Mn;
- [VDEW 98/1] *N.N.*: „Strommarkt Deutschland“, VDEW, Frankfurt, 1998;
- [VDEW 98/2] *N.N.*: „Emissionsentwicklung bei EVU-Kraftwerken“, VDEW, Frankfurt, 1998;
- [VDI 93] *N.N.*: „Konstruieren recyclinggerechter technischer Produkte“, VDI-Richtlinie 2243, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1993;
- [VDI4600 97] *N.N.*: „Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden“, VDI-Richtlinie 4600, VDI München, Juni 1997;
- [VDI4600 98] *N.N.*: „Kumulierter Energieaufwand – Beispiele“, Kumulierter Energieaufwand nach VDI 4600, Workshop zur Herausgabe von Blatt 1 – Beispiele, VDI-Haus, Düsseldorf, 13.5.1998;
- [VERNE 99] *Verne, J.*: „Die geheimnisvolle Insel (The Mysterious Island)“, Erstausgabe 1874, Arena-Verlag, Würzburg, 1999“
- [VIZ 92] *N.N.*: „Verkehr in Zahlen 1991“, Verkehrsentwicklung 1950 - 1990, Bundesministerium für Verkehr, Berliner Buchdruckerei Union, 1991;
- [VIZ 99] *N.N.*: „Verkehr in Zahlen 1999“, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Deutscher Verkehrs-Verlag, Hamburg, 1999;
- [VOGEL 99] *Vogel, C.*: „Wasserstoff-Dieselmotor mit Direkteinspritzung, hoher Leistungsdichte und geringer Abgasemission“, Teil 1, Motortechnische Zeitschrift 60 (1999) 10, 10/1999;
- [WAGNER 96] *Wagner, U.; Geiger, B.; Reiner, K.*: „Untersuchung von Prozeßketten einer Wasserstoff-Energiewirtschaft“, LfE Schriftenreihe, Heft 34, Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik, Technische Universität München, 1996;
- [WEBER 90] *Weber, R.*: „Kraftfahrzeugtechnik“, Taschenbuch für den Maschinenbau – Dubbel, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1990;
- [WEC 95] *N.N.*: „International Energy Data“, WEC, London, 1995;

- [WECKENMANN 98] *Weckenmann, A.; Schwan, A.*: „Fuzzygestütztes Bewertungsmodell zur Entwicklung umweltverträglicher Produkte und Prozesse bei unsicheren Eingangsinformationen“, Markt- und Kostenvorteile durch Entwicklung umweltverträglicher Produkte, VDI-Bericht 1400, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1998;
- [WEINDORF 99] *Weindorf, W.*: Persönliche Mitteilung von Herrn Weindorf, Ludwig-Bölkow-Systemtechnik GmbH, 11/1999;
- [WEISSERMEHL 98] *Weissermehl, K.; Arpe, H. J.*: „Industrielle Organische Chemie“, 5. Auflage, Weinheim, 1998;
- [WERNER 97] *Werner, M.*: „Kraftstoffverbrauchsmessungen – Genauer als das Gesetz erlaubt“, Automobiltechnische Zeitschrift 99 (1997) 2, 2/1997;
- [WILL 96] *Will, H.*: „Produkt-Ökobilanzen am Fallbeispiel der Automobil-Lackierung unter besonderer Berücksichtigung der Wirkungsabschätzung“, Dissertation am Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Umweltanalytik der Technischen Universität München, 1996;
- [WILLENBERG 96] *Willenberg, B.*: „Physikalische und chemische Aufbereitungsverfahren für Kunststoffe“, Recycling-Handbuch, Strategien – Technologie – Produkte, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996;
- [WINSEMIUS 92] *Winsemius, P.; Hahn, W.*: „Environmental Option Assessment“, McKinsey & Company, Netherlands, July 1992;
- [WMO/UNEP 95] *N.N.*: „Scientific Assessment of Ozone Depletion“. World Meteorological Organization (WMO), United Nations Environment Programme (UNEP), WMO Global Ozone Research and Monitoring Project, Report No. 37, Geneva, 1995, published on <http://www.al.noaa.gov/WWWHD/pubdocs/Assessment94/executive-summary.html#A>, 1996;
- [WOLF 99] *Wolf, J.*: Persönliche Mitteilung von Fr. Dr. Wolf, Referentin für Technik- und Verkehrspolitik der BMW Group, 6/1999;
- [WOMACK 93] *Womack, J. P.; Jones, D. T.; Roos, D.; Sammons, D.*: „La Macchina che ha cambiato il Mondo“, Rizzoli Libri, Milano, 1993;
- [WOODSIDE 98] *N.N.*: „Additional North West Shelf Gas Venture Liquefied Natural Gas (LNG Facilities) project“, Document No. L0000RH003 Rev A 1998, Woodside Energy Limited, Public Environmental Review, <http://www.woodside.com.au/>, 1998;
- [WURSTER 97/1] *Wurster, R.*: „Wasserstoffspeicher und Brennstoffzellensysteme für dezentralen stationären und mobilen Einsatz“, Ludwig-Bölkow-Systemtechnik GmbH, Ottobrunn, September 1997, <http://www.HyWeb.de/Wissen/wasserst.htm>, 1997;
- [WURSTER 97/2] *Wurster, R.*: „Wasserstoff-Forschungs- und Demonstrations-Projekte – Gegenwärtiger Stand und Entwicklungstendenzen beim Flüssigwasserstoff“, VDI-Tagung „Kryotechnik“, 26.-28. Februar 1997 in Karlsruhe, VDI Düsseldorf, <http://www.HyWeb.de/Wissen/Vdi-cryo.htm>, 1997;
- [ZITTEL 96] *Zittel, W.; Wurster, R.*: „Der Energieberater“, Handbuch für rationelle und umweltfreundliche Energienutzung, Deut. Wirtschaftsdienst, 1996;

## ABKÜRZUNGS- UND FORMELZEICHENVERZEICHNIS

$\dot{m}_{\text{Kraftstoff}}$	Kraftstoffmassenstrom	$A_M$	Massenverteilter Anteil
$\mu$	Wellenlänge	<b>AP</b>	Acidification Potential
$\rho$	Luftdichte	<b>APME</b>	Association of Plastics Manufacturers in Europe
$\alpha$	Steigungswinkel	<b>AQG</b>	Air Quality Guidelines
$\eta$	Wirkungsgrad	<b>AR<sub>k</sub>; jährlich</b>	Jährliche Ressourcenabbaurate
$\sigma$	Standardabweichung	<b>AS</b>	Altschrott
$\Delta E$	Syntheseenergie	<b>B</b>	Kontrollmatrix
$\eta_e$	Effektiver Motorwirkungsgrad	<b>b<sub>e</sub></b>	Effektiver spezifischer Kraftstoffverbrauch
$\beta_k$	Ökologische Inputs- und Outputs (Umweltlasten)	<b>BMW</b>	Bayerische Motorenwerke
$v_k$	Anzahl H <sup>+</sup> - (AP) bzw. N <sup>+</sup> - und P <sup>+</sup> -Ionen (EP)	<b>BSB</b>	Biologischer Sauerstoffbedarf
$\rho_{\text{Kraftstoff}}$	Kraftstoffdichte	<b>BUS</b>	Bundesamt für Umweltschutz Schweiz
$\eta_{\text{mech.TS}}$	Mechanischer Wirkungsgrad des Triebstranges	<b>BUWAL</b>	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Schweiz)
$\eta_{\text{NEFZ}}$	Mittlerer Antriebswirkungsgrad im NEFZ	<b>BZ</b>	Brennstoffzelle
$\Delta Q$	Qualitätsänderung	<b>C</b>	Ergebnismatrix
$\Delta Q_i$	Qualitätsänderung durch Aufkonzentration des Legierungselementes i	<b>C</b>	Kraftstoffminderverbrauchs-koeffizient
<b>A</b>	Systemmatrix	<b>CAD</b>	Computer Aided Design
<b>A</b>	Stirnfläche des Fahrzeugs	<b>c<sub>k</sub></b>	Konzentration der Substanz k
<b>AA</b>	Arbeitsausschuß	<b>c<sub>m</sub></b>	Massenkoeffizient (prozentuale Gewichtsverringerung)
<b>AA</b>	Aluminium Association	<b>CML</b>	Zentrum der Umweltwissenschaften Universität Leiden
<b>ACEA</b>	Association des Constructeurs Européens d'Automobiles	<b>CO</b>	Kohlenmonoxid
<b>ADI</b>	Acceptable Daily Intake	<b>CO<sub>2</sub></b>	Kohlendioxid
<b>AETP</b>	Aquatic Ecotoxicity Potential	<b>c<sub>p.a.</sub></b>	Prozentuale jährliche Veränderung
<b>A<sub>H</sub></b>	Heizwertverteilter Anteil	<b>Cr</b>	Chrom
<b>A<sub>i</sub></b>	Anteil des Legierungselementes i an Rezyklat-Legierungsmenge	<b>CSD</b>	Chemischer Sauerstoffbedarf
<b>a<sub>k</sub></b>	Wärmestrahlung-Absorptionskoeffizient	<b>Cu</b>	Kupfer
<b>Al</b>	Aluminium	<b>c<sub>w</sub></b>	Luftwiderstandsbeiwert



<b>c<sub>v</sub></b>	Verbrauchskoeffizient (prozent. Verbrauchsverringerung)	<b>F<sub>k</sub></b>	Kritischer Fluß
<b>D</b>	Durchgriffsmatrix	<b>F<sub>L</sub></b>	Luftwiderstand
<b>d</b>	Tag	<b>F<sub>R</sub></b>	Rollwiderstand
<b>DC</b>	DaimlerChrysler	<b>f<sub>R(v)</sub></b>	Rollwiderstandsbeiwert
<b>DC</b>	Downcycling	<b>F<sub>S</sub></b>	Steigungswiderstand
<b>DDI</b>	Diesel Direct Injection	<b>g</b>	Gramm
<b>DIN</b>	Deutsches Institut für Normung	<b>g</b>	Bereitstellungswirkungsgrad
<b>dv/dt</b>	Fahrzeugbeschleunigung	<b>g</b>	Erdbeschleunigung
<b>EA</b>	Energieaufwand	<b>GDI</b>	Gasoline Direct Injection
<b>ECU</b>	European Currency Unit	<b>Gew.-%</b>	Gewichtsprozent
<b>EE<sub>i</sub></b>	Endenergie	<b>GH<sub>2</sub></b>	Gaseous Hydrogen (bei t <sub>0</sub> , p <sub>0</sub> )
<b>EEV</b>	Enhanced Environmentally Vehicle	<b>GK</b>	Grenzkosten
<b>ELU</b>	Environmental Load Unit	<b>GK<sub>i</sub></b>	Grenzkonzentration des Legierungselementes i
<b>EMPA</b>	Eidgenössische Materialprüfanstalt St. Gallen	<b>Gl.</b>	Gleichung
<b>E<sub>out</sub></b>	Saldo der Energiebilanz	<b>GuD</b>	Gas- und Dampf
<b>EP</b>	Eutrophierungspotential	<b>g<sub>UK</sub></b>	Wichtung Umweltkategorie
<b>EPA</b>	United States Environmental Protection Agency	<b>GWP</b>	Global Warming Potential
<b>EPS</b>	Environmental Priority Strategy	<b>h</b>	Stunde
<b>EQHHPP</b>	Euro-Québec Hydro-Hydrogen Pilot Project	<b>HA</b>	Hinterachse
<b>E<sub>R</sub></b>	Spezifischer Energieinhalt des Rohstoffs	<b>HC</b>	Kohlenwasserstoffe
<b>EU</b>	Europäische Union	<b>HGÜ</b>	Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung
<b>EUCAR</b>	European Council for Automotive Research & Development	<b>H<sub>o</sub></b>	Oberer Heizwert (Brennwert)
<b>E<sub>w</sub></b>	Spezifischer Energieinhalt des Werkstoffs	<b>HTP</b>	Human Toxicity Potential
<b>F</b>	Aktueller Fluß	<b>H<sub>u</sub></b>	Unterer Heizwert
<b>FB</b>	Forschungsbericht	<b>i</b>	Legierungselement
<b>F<sub>B</sub></b>	Beschleunigungswiderstand	<b>i</b>	Übersetzung (Index: Differential bzw. Hinterachse)
<b>F<sub>bed</sub></b>	Bedarfskraft an den Rädern	<b>IKP</b>	Institut für Kunststoffprüfung der Universität Stuttgart
<b>FCKW</b>	Fluor-Chlor-Kohlen-Wasserstoff	<b>IPCC</b>	Intergovernmental Panel on Climate Change
<b>FE</b>	Funktionale Einheit	<b>IR</b>	Infrarot
<b>Fe</b>	Eisen	<b>ISCM</b>	Integrated Substance Chain Management

<b>ISO</b>	International Standards Organization	<b>MOS</b>	Margin of Safety
<b>J</b>	Joul	<b>M<sub>out</sub></b>	Saldo der Massenbilanz
<b>J</b>	Massenträgheitsmoment (Index: reduziert, Rad, Achse, Getriebe, Motor)	<b>m<sub>primär</sub></b>	Primärmaterialeinsatz
<b>k</b>	kilo	<b>Mrd.</b>	Milliarde
<b>K</b>	Kalkulatorische Kosten	<b>m<sub>sek</sub></b>	Sekundärstrom
<b>KEA</b>	Kumulierter Energieaufwand	<b>n</b>	Nano
<b>K<sub>i</sub>(LZ 1)</b>	Konzentration des Legierungselementes i im ersten Lebenszyklus bzw. im Primärmaterial	<b>N</b>	Normalisierung
<b>K<sub>i</sub>(LZ 2)</b>	Konzentration des Legierungselementes i im zweiten Lebenszyklus bzw. im Sekundärmaterial / Rezyklat	<b>n</b>	Bauteillebensdauer
<b>KP</b>	Koppelprodukt	<b>NEFZ</b>	Neuer Europäischer Fahrzyklus
<b>KW</b>	Kohlenwasserstoff	<b>NEV<sub>j</sub></b>	Nichtenergetischer Verbrauch
<b>KW</b>	Kapitalwert	<b>n<sub>Fzg.</sub></b>	Anzahl der eingesetzten Fahrzeuge
<b>LCA</b>	Life Cycle Assessment	<b>NMVOC</b>	Non Methan Volatile Organic Compound
<b>LCC</b>	Life Cycle Costing	<b>NO<sub>x</sub></b>	Stickstoffoxide
<b>LH<sub>2</sub></b>	Liquefied Hydrogen	<b>NS</b>	Neuschrott
<b>LL</b>	Laufleistung	<b>O<sub>3</sub></b>	Ozon
<b>LNG</b>	Liquefied Natural Gas	<b>ÖA</b>	Ökologischer Aufwand
<b>LZ</b>	Lebenszyklus	<b>ODP</b>	Ozone Depletion Potential
<b>m</b>	Masse	<b>OECD</b>	Organization for Economic Cooperation and Development
<b>m</b>	Meter	<b>ÖE</b>	Ökologischer Ertrag
<b>m</b>	Primär- bzw. Hauptstoffstrom	<b>ÖG</b>	Ökologische Gutschrift
<b>m</b>	Fahrzeugmasse inkl. Zuladung	<b>OK</b>	Oberklasse
<b>Mg</b>	Magnesium	<b>OPEC</b>	Organization of Petroleum Exporting Countries
<b>MIPS</b>	Materialintensität pro Serviceeinheit	<b>P</b>	Prozeß
<b>MJ</b>	Modelljahr	<b>P</b>	Wahrscheinlichkeit (Probability)
<b>M<sub>k</sub></b>	Molare Masse der Substanz k	<b>p.a.</b>	per annum
<b>MK</b>	Mittelklasse	<b>Pa</b>	Pascal
<b>MKB</b>	Methode der kritischen Belastungsmengen	<b>PAH</b>	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
<b>Mn</b>	Mangan	<b>P<sub>bed</sub></b>	Bedarfsleistung
<b>MÖK</b>	Methode der ökologischen Knappheiten	<b>P<sub>Benzin</sub></b>	Benzinpreis

<b>PDI</b>	Predicted Daily Intake	<b><math>\underline{u}(t)</math></b>	Eingangsgröße
<b><math>P_e</math></b>	Effektive Motorleistung	<b>UA</b>	Unterausschuß
<b>PEC</b>	Predicted Environmental Concentration	<b>UBA</b>	Umweltbundesamt
<b>PEM</b>	Proton Exchange Membrane	<b>UBI</b>	Umweltbelastungsindex
<b>Pkm</b>	Personenkilometer	<b>UK</b>	Unterklasse
<b>PNEC</b>	Predicted No-Effect Concentration	<b>UK</b>	Umweltkategorie
<b>POCP</b>	Photochemical Ozone Creation Potential	<b><math>U_n</math></b>	Umschlaghäufigkeit des n-ten Lebenszyklus
<b>ppm</b>	Parts per million	<b>USES</b>	Uniform System for the Evaluation of Substances
<b>PRL</b>	Produktionsrücklauf	<b>UV</b>	Ultraviolett
<b>q</b>	$q=(1+i)$ ; i Kalkulationszinsfuß	<b>v</b>	Fahrzeuggeschwindigkeit
<b>r</b>	Recyclinggrad	<b>V</b>	Absoluter Kraftstoffverbrauch
<b>r</b>	Rollradius (statisch; dynamisch)	<b>VDA</b>	Verband der Automobilindustrie
<b>RA</b>	Ressourcenabbau	<b>VDI</b>	Verein Deutscher Ingenieure
<b>REQ</b>	Rezyklateinsatzquote	<b>VES</b>	Verkehrswirtschaftliche Energiestrategie
<b>RGF</b>	Rückgewinnungsfaktor	<b><math>v_m</math></b>	Massenverluste
<b><math>r_j</math></b>	Relation j	<b>VNCI</b>	Niederländischer Verband der chemischen Industrie
<b><math>R_k</math></b>	Reserven der Ressource k	<b>VOC</b>	Volatile Organic Compound
<b><math>R_n</math></b>	Restwert	<b>VVT</b>	Variable Valve Timing
<b><math>r_{stat}</math></b>	Statischer Recyclinggrad	<b>VW</b>	Volkswagen
<b>S</b>	Schwefelgehalt	<b>W</b>	Watt
<b>SC</b>	Sub Committee	<b>WG</b>	Working Group
<b>SEI<sub>k</sub></b>	Stoffgebundener Energieinhalt	<b>WHO</b>	World Health Organization
<b>SETAC</b>	Society for Environmental Toxicology and Chemistry	<b>WMO</b>	World Meteorological Organization
<b>Si</b>	Silizium	<b>WP<sub>ges, UK</sub></b>	Gesamtwirkungspotential der Umweltkategorie UK
<b><math>S_k</math></b>	Statische Ressourcen-Reichweite	<b><math>\underline{x}(t)</math></b>	Zustand des Systems
<b>St</b>	Stahl	<b><math>x_i</math></b>	Element i
<b>SWATH</b>	Small Waterplane Area Twin Hull	<b><math>\underline{y}(t)</math></b>	Ausgangsgröße
<b>t</b>	Zeit	<b>Zn</b>	Zink
<b>T</b>	Zeithorizont	<b><math>z_{primär}</math></b>	Zugabe an Primäraluminium
<b>TASi</b>	Technische Anleitung Siedlungsabfall	<b><math>Z_t</math></b>	Differenz zwischen Ein- und Auszahlungen
<b>TETP</b>	Terrestrial Ecotoxicity Potential		
<b><math>t_{Fzg.}</math></b>	Fahrzeugnutzungsdauer		
<b><math>T_{ges.}</math></b>	Bilanzierungszeitraum		