

TEXTE

39/2017

Product Carbon Footprint und Water Footprint: Möglichkeiten zur methodischen Integration in ein bestehendes Typ-1 Umweltzeichen (Blauer Engel) unter besonderer Berücksichtigung des Kommunikationsaspektes

Endbericht

TEXTE 39/2017

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3710 95 304
UBA-FB 002447

**Product Carbon Footprint und Water Footprint:
Möglichkeiten zur methodischen Integration
in ein bestehendes Typ-1 Umweltzeichen
(Blauer Engel) unter besonderer
Berücksichtigung des
Kommunikationsaspektes**

von

Carl-Otto Gensch, Ran Liu, Rasmus Prieß, Britta Stratmann, Jenny Teufel
Kapitel 1, 2, 4.1 – 4.5 und 4.7 – 4.9, 5 und 6
Öko-Institut e.V., Freiburg

Matthias Finkbeiner, Vanessa Bach, Markus Berger
Kapitel 3, 4.6
Technische Universität Berlin, Berlin

Daniel Grimm
Kapitel 5 (Mitarbeit)
Technische Universität Berlin, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

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

 /umweltbundesamt.de
 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg

Abschlussdatum:

Dezember 2015

Redaktion:

Fachgebiet III 1.3 Ökodesign, Umweltkennzeichnung, Umweltfreundliche
Beschaffung
Grit Körber-Ziegengeist

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Mai 2017

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3710 95 304 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Im Zuge der methodischen Weiterentwicklung bestehender, führender Umweltzeichen wie dem Umweltzeichen Blauer Engel stellt sich die Frage, ob es sinnvoll ist, künftig quantitative Informationen auf der Grundlage des Product Carbon Footprint (und / oder anderen umweltbezogenen Indikatoren wie dem Water Footprint oder alle relevanten und quantifizierbaren Umweltauswirkungen wie beim Product Environmental Footprint) systematisch einzubeziehen.

Zur Klärung dieser Frage erfolgt eine Übersicht und Typisierung von klimaschutzbezogenen Produktkennzeichnungen. Unter Berücksichtigung der inhaltlichen und prozeduralen Anforderungen an Typ 1 Umweltzeichen wird eine Einordnung und Bewertung der Produktkennzeichnungen vorgenommen. Ferner wird ein Vorschlag zu geeigneten Produktgruppen für die Integration des Product Carbon Footprint (PCF) in das Umweltzeichenprogramm abgeleitet. Für zwei Fallbeispiele (Milchprodukte, Online-Speicherdienste) werden der PCF sowie der Water Footprint berechnet, die wesentlichen Beiträge zu diesen Wirkungsindikatoren ausgewertet und Sensitivitätsanalysen angestellt.

Die grundlegende Ausgangsfrage, nämlich ob eine Integration im Sinne einer zusätzlichen Ausweisung von quantifizierten Umweltinformationen sinnvoll ist, kann auf der Grundlage der hier angestellten grundsätzlichen Überlegungen und den Erfahrungen aus der Analyse der sehr unterschiedlichen Fallbeispiele zusammenfassend verneint werden. Der zusätzliche informatorische Nutzen wäre mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand verbunden, der vor allem durch die Erstellung von mit Stakeholdern abgestimmten produktbezogenen Bilanzierungsregeln und durch die erforderliche kontinuierliche Beobachtung des Marktgeschehens bestimmt ist, um Referenzprodukte und Benchmarks berechnen zu können. Unabhängig von dieser Überlegung würde ein solcher Integrationsansatz derzeit und in den nächsten Jahren aufgrund des parallelen Prozesses der EU-Kommission zum Product Environmental Footprint (PEF) ohnehin keinen Sinn ergeben.

Abstract

In the wake of a further methodological development of existing and leading eco-labels such as the Blue Angel, the question arises whether it makes sense to systematically cover quantitative information on the basis of the Product Carbon Footprint (and / or other environmental indicators such as the Water Footprint or all relevant and quantifiable environmental impacts such as the Product Environment Footprint) in the future.

An overview and classification of product labels relating to climate impact is carried out in order to clarify this point. Taking into account the substantive and procedural requirements for type 1 eco-labels, a classification and evaluation of product labels is made. Furthermore, a proposal on appropriate product groups for the integration of the Product Carbon Footprint (PCF) into the eco-labelling scheme shall be prepared. For the purpose of the two case studies selected (dairy products, online storage services), the Product Carbon Footprint as well as the Water Footprint will be calculated, the significant contributions to these impact indicators be evaluated and sensitivity analysis be prepared.

It can be stated in summary, that the basic and initial question in this project, namely whether an integration in the sense of an additional disclosure of quantified environmental information makes sense, is answered in the negative based on the fundamental considerations made and the experiences from the analysis of two very different case studies (dairy products, online storage services). The additional informational benefits would entail a disproportionate effort which is mainly determined by the preparation of product-related accounting rules defined in consultation with stakeholders, and by the continuous monitoring of the market which is necessary to calculate reference products and benchmarks. Regardless of this consideration, such an integrated approach would not make sense anyway at present and in the years to come in the light of the parallel process implemented by the EU Commission with regard to the Product Environmental Footprint (PEF).

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Zusammenfassung.....	16
Summary	25
1 Ausgangslage und Zielsetzung.....	35
2 Weiterentwicklung der Konzeption zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm „Der Blaue Engel“.....	37
2.1 Vorbemerkungen.....	37
2.2 Anwendungsmöglichkeiten des PCF.....	37
2.2.1 Ziele der Anwendung des PCF im Umweltzeichen Blauer Engel.....	37
2.2.2 Bereits realisierte klimaschutzbezogene Produktkennzeichnungen.....	38
2.2.3 Übersicht und Analyse der Anwendungsmöglichkeiten des PCF.....	43
2.2.4 Diskussionsvorschlag zu einer Konzeption zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm	54
2.3 Übersicht zu geeigneten Produktgruppen für eine Integration des PCF	61
2.3.1 Schwerpunkte der pro Bundesbürger emittierten Treibhausgasemissionen	61
2.3.2 Diskussion über die Eignung der Integration des PCF-Konzepts bei verschiedenen Produktgruppen	64
3 Methodische Grundlagen Water Footprint.....	78
3.1 Hintergrund.....	78
3.2 Water Footprint Methoden.....	78
3.2.1 Eigenständige Methoden	79
3.2.2 Methoden aus Ökobilanzen.....	81
3.3 Methodenvergleich.....	92
3.4 Analyse der Datenanforderungen und Datenverfügbarkeit.....	94
3.5 Methodische Herausforderungen	94
3.5.1 Methodische Herausforderungen der volumetrischen Water Footprints.....	94
3.5.2 Methodische Herausforderungen der wirkungsbasierten Water Footprints	95
3.6 Volumetrische oder wirkungsbasierte Water Footprints.....	98
3.7 Water Footprint auf ISO Ebene	100
4 Fallbeispiel Milchprodukte	102
4.1 Ziel der Entwicklung von klimarelevanten Kriterien im Lebensmittelbereich.....	102
4.2 Auswahl der Produktkategorie „Milchprodukte“ als Fallbeispiel	102
4.3 Methodische Herangehensweise	103

4.4	Klimarelevante Emissionsquellen entlang der Prozesskette von Milchprodukten.....	104
4.5	Überblick über Minderungsoptionen bzw. –potenziale zur Reduktion von Treibhausgasen entlang der Prozesskette von Milchprodukten.....	108
4.5.1	Herstellung von Vorprodukten	108
4.5.2	Futtermittelanbau und –aufbereitung.....	108
4.5.3	Milchviehhaltung (inklusive Rohmilchproduktion)	112
4.5.4	Produktion von Milchprodukten.....	115
4.6	Quantifizierung Water Footprint und Carbon Footprint verschiedener Milch produzierender Systeme in Deutschland.....	117
4.6.1	Einführung und zentrale Festlegungen.....	117
4.6.2	Festlegung der untersuchten Systeme	118
4.6.3	Bestimmung der Kraftfuttermittelzusammensetzung.....	122
4.6.4	Ergebnisse Water Footprint.....	128
4.6.5	Ergebnisse Carbon Footprint.....	144
4.6.6	Sensitivitätsbetrachtung: Vergleich der Treibhausgasemissionspotenziale von Soja aus verschiedenen Anbauländern.....	147
4.6.7	Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die Entwicklung von Vergabekriterien.....	148
4.7	Weitere mögliche Maßnahmen zur Reduktion des Treibhausgasemissionspotenzial von Milchprodukten.....	149
4.8	Diskussion der Klimaschutzkriterien für Milchprodukte der schwedischen Initiative „Climate certification for Food“ bzw. „Climate Marking“	150
4.9	Fazit.....	152
5	Fallbeispiel Onlinespeicherdienste.....	154
5.1	Ziel der Entwicklung von klimarelevanten Kriterien bei IKT-Produkten und Dienstleistungen.....	154
5.2	Auswahl „Onlinespeicherdienste“ als Fallbeispiel.....	155
5.3	Methodische Herangehensweise	157
5.3.1	Zielsetzung und Untersuchungsrahmen, einbezogene Systeme	157
5.3.2	Funktionen und funktionelle Einheit.....	158
5.3.3	Betrachtete Lebenswegphasen.....	158
5.3.4	Systembeschreibung und Datengrundlagen	158
5.3.5	Allokation auf der Ebene der verwendeten IT-Komponenten	162
5.4	Auswertung der Ergebnisse	163
5.4.1	Basisszenario.....	163
5.4.2	Sensitivitätsanalysen.....	166
5.4.3	Diskussion der Ergebnisse im Vergleich der vorliegenden Untersuchung mit den anderen Studien.....	170

5.5	Fazit: Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die Entwicklung von Vergabekriterien.....	170
6	Zusammenfassende Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	172
6.1	Wesentliche methoden- und prozessbezogene Erfahrungen aus der Halbzeit der laufenden Pilotphase	173
6.2	Mögliche Kommunikationsformen am Beispiel des PEF.....	174
6.3	Empfehlungen.....	176
7	Quellenverzeichnis	178

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Umweltbezogener Vergleich ausgewählter Heizungssysteme für fossile und erneuerbare Brennstoffe, je kWh Nutzwärme – bei angenommenen Bestwerten und Antriebsstrom aus dem öffentlichen Netz, inkl. aller Vorketten.....	65
Abbildung 2	Methoden zur Bilanzierung und Wirkungsabschätzung der Wassernutzung	79
Abbildung 3	Anforderungen an die Sachbilanz und aus verschiedenen Nutzungsarten resultierende Ursache-Wirkungsketten die in der Methode von Mila i Canals et al. (2008) berücksichtigt werden.....	85
Abbildung 4	Google Earth (GE 2010) mit von Pfister et al. entwickeltem Layer (Pfister 2010) zur Darstellung globaler Wasserknappheitsverhältnisse (basierend auf WTA).....	91
Abbildung 5	Gegenüberstellung Water Footprint Methoden	93
Abbildung 6	Wasser Stress Index (WSI) basierend auf dem WTA ermittelt von (Pfister et al. 2009) dargestellt in einem Google Earth layer ©2011 Google (Google Inc. 2011)	96
Abbildung 7	Theoretisches Beispiel für den Verbrauch von Wasser und die Entstehung von Treibhausgasen.....	98
Abbildung 8	Ergebnisse der volumetrischen und wirkungsbasierten Water Footprints für das theoretische Beispiel aus Abschnitt 3.5.2.....	99
Abbildung 9	Schematische Darstellung der Prozesskette von Milchprodukten bis zum Einzelhandel – nicht dargestellt: Transporte, allgemein, sowie Lagerung von Rohmilch und Milchprodukten.....	106
Abbildung 10	Überblick über die Input- und Outputprozesse in der Produktion von Milchprodukten	107
Abbildung 11	Minderungspotenzial zur Reduktion des Treibhausgasemissionspotenzials von Rohmilch durch die Nutzung des Wirtschaftsdünger als Energiequelle zur Stromerzeugung in einer Biogasanlage.....	113
Abbildung 12	Prozesse zur Herstellung von 1 Liter Rohmilch	118
Abbildung 13	Zusammensetzung der Futtermittel für die verschiedenen Systeme für 1 Liter Rohmilch.....	121
Abbildung 14	Zusammensetzung der Futtermittel für die verschiedenen Systeme auf Frischmasse-Ebene	122
Abbildung 15	Berechnung der Allokation für Sojaschrot (Mengen- und monetäre Angaben nach Expertenabschätzungen)	123
Abbildung 16	Blauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Best Mix.....	129
Abbildung 17	Darstellung der Anteile von Grob- und Kraftfuttermittel im Best Mix.....	130
Abbildung 18	Darstellung der Anteile von Grobfuttermittel und regionalen sowie importierten Kraftfuttermittel im Best Mix	130
Abbildung 19	Blauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Worst Mix.....	131

Abbildung 20	Vergleich des blauen Wasserverbrauchs von Best Mix und Worst Mix.....	131
Abbildung 21	Grauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Best Mix.....	132
Abbildung 22	Grauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Worst Mix	133
Abbildung 23	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für den grauen Wasserverbrauch.....	133
Abbildung 24	Gesamtgewässerverbrauch der Futtermittel im Best Mix	134
Abbildung 25	Gesamtgewässerverbrauch der Futtermittel im Worst Mix.....	135
Abbildung 26	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für den Gesamtgewässerverbrauch der Futtermittel.....	135
Abbildung 27	Blauer Gesamtgewässerverbrauch im Best Mix.....	136
Abbildung 28	Blauer Gesamtgewässerverbrauch im Worst Mix.....	137
Abbildung 29	Gesamtgewässerverbrauch (Summe graues und blaues Wasser; Best Mix).....	137
Abbildung 30	Gesamtgewässerverbrauch (Summe graues und blaues Wasser; Worst Mix).....	138
Abbildung 31	Vergleich von Best Mix und Worst Mix des Gesamtgewässerverbrauchs (Summe graues und blaues Wasser).....	138
Abbildung 32	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie von Motoshita et al.....	139
Abbildung 33	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Frischwasserknappheit“ nach Pfister et al.....	140
Abbildung 34	Vergleich der regionalen und importierten Futtermittel im Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Frischwasserknappheit“ nach Pfister et al.....	141
Abbildung 35	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Schaden auf die menschliche Gesundheit“ nach Pfister et al.....	142
Abbildung 36	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Schaden auf das Ökosystem“ nach Pfister et al.....	143
Abbildung 37	Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Schaden auf die Ressourcen“ nach Pfister et al.....	144
Abbildung 38	Vergleich der THG-Emissionen für die drei Futtermittelsysteme- Szenarien – Best Mix	145
Abbildung 39	Vergleich der THG-Emissionen für die drei Futtermittel-Szenarien – Worst Mix.....	146
Abbildung 40	Beitragsanalyse für das Szenario Grassilage	146
Abbildung 41	Beitragsanalyse für das Szenario Maissilage	147
Abbildung 42	Vergleich des Treibhausgasemissionspotenzials von Soja aus verschiedenen Anbauländern bzw. aus unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftung	148
Abbildung 43	Hierarchisches Modell eines IT-Dienstes zur Ableitung der Referenzflüsse als Grundlage	156

Abbildung 44	Übersicht zu den THG-Emissionen für Online- und Offlinespeicher.....	164
Abbildung 45	Beitragsanalyse für die THG-Emissionen bei Onlinespeicher.....	165
Abbildung 46	Beitragsanalyse für die THG-Emissionen bei Offlinespeicher	165
Abbildung 47	Ergebnis der Sensitivitätsanalysen: Prozentuale Abweichung der THG-Emissionen im Verhältnis zum Basisszenario	168
Abbildung 48	Darstellung der Ergebnisse bezogen auf das übertragene Datenvolumen	169

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Typisierung existierender klimaschutzbezogener Produktkennzeichnungen	42
Tabelle 2	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von CO ₂ e-Emissionsgrenzwerten.....	45
Tabelle 3	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur Auszeichnung von „Best in Class-Produkten“	46
Tabelle 4	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von klimaschutzbezogenen Maßnahmen für Vergabekriterien	48
Tabelle 5	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur Ausweisung eines CO ₂ -Einsparpotentials gegenüber Produkt- oder Systemalternativen.....	49
Tabelle 6	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur zusätzlichen Ausweisung eines CO ₂ -Ergebniswertes	50
Tabelle 7	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur zusätzlichen Ausweisung eines CO ₂ -Ergebniswertes vor dem Hintergrund einer Bewertungsskala.....	52
Tabelle 8	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur zusätzlichen Ausweisung eines CO ₂ -Ergebniswertes mit der Verpflichtung von Reduktionen des PCF.....	53
Tabelle 9	Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur Kompensation des PCF	53
Tabelle 10	Zusammenfassung der Stärken-Schwächen-Analyse der dargestellten Anwendungsmöglichkeiten der Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm	57
Tabelle 11	Durchschnittlicher CO ₂ -Fußabdruck des deutschen Bundesbürgers pro Kopf und Konsumbereich bzw. Bedürfnisfeld (aus Grießhammer et al. 2010).....	62
Tabelle 12	TopTen der privaten Einsparmöglichkeiten im Klimaschutz (Zwei-Personen-Haushalt) (aus Grießhammer et al. 2010).....	63
Tabelle 13	Umweltbezogener Vergleich ausgewählter Heizungssysteme für fossile und erneuerbare Brennstoffe, je kWh Nutzwärme –bei angenommenen Bestwerten und Antriebsstrom aus dem öffentlichen Netz, inkl. aller Vorketten. (Datenquelle: GEMIS 4.6, Bezugsjahr 2010)	65
Tabelle 14	Jahresstromverbrauch privater Haushalte (Quelle: VZ NRW/Öko-Institut 2009)	67
Tabelle 15	Einsparpotenziale im Bedürfnisfeld Mobilität (aus Grießhammer et al. 2010).....	69
Tabelle 16	Zusammenstellung der Auswahl an Produktgruppen, die sich für die Integration des PCF eignen (schraffiertes Kästchen bedeutet, dass hier keine Einschätzung stattgefunden hat, da bei den betreffenden	

	Produktgruppen bereits eine Kennzeichnung besteht, so dass die Ausweisung/Kennzeichnung des PCF keinen Zusatznutzen hätte).....	75
Tabelle 17	Wasserknappheitsbereiche und die resultierenden Gewichtungsfaktoren (bei der Annahme eines kritischen Flusses von 20% der verfügbaren Frischwassermenge).....	84
Tabelle 18	Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Futtermittelherstellung (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)	111
Tabelle 19	Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Milchviehhaltung, beziehungsweise Rohmilchproduktion (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.).....	114
Tabelle 20	Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Produktion von Milchprodukten (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)	116
Tabelle 21	Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Distribution von Milchprodukten (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)	117
Tabelle 22	Übersicht an verfütterter Menge an Grob- und Kraftfutter in den verschiedenen Lebensphasen	120
Tabelle 23	Proteinmengen der Kraftfuttermittel für die verschiedenen Systeme	123
Tabelle 24	Allokationsfaktoren für alle Futtermittelbestandteile	123
Tabelle 25	Zusammensetzung des Kraftfuttermittels für den Best Case und Worst Case	125
Tabelle 26	Zusammensetzung und Mengenangaben der Futtermittel für den Worst Case	125
Tabelle 27	Zusammensetzung und Mengenangaben der Futtermittel für den Best Case	126
Tabelle 28	Verwendete Datensätze aus Ecoinvent 2.2 für die Berechnung der Emissionen durch die Bereitstellung von Kraftfutterrohwahren	127
Tabelle 29	Verwendete Datensätze aus Gemis 4.8 für die Berechnung der Emissionen durch die Bereitstellung von Futtermitteln.....	128
Tabelle 30	Überblick zu IKT-Produkten: Verbrauch von konventioneller Produkten und energieeffizienten Umweltzeichen-Produkten sowie Einsparpotenzial klimarelevanter Emissionen (eigene Darstellung nach Daten aus Gröger et al. 2013).....	154
Tabelle 31	Genutzte IT-Komponenten und Datenquellen zur Ermittlung des Energieverbrauchs in der Nutzungsphase der betrachteten Alternativen Online- und Offlinespeicher.....	160
Tabelle 32	Genutzte IT-Komponenten und Datenquellen zur Ermittlung der THG-Emissionen aus der Herstellung der verwendeten IT-Komponenten.....	161

Tabelle 33	Modellannahmen: Angenommene generische Zusammensetzung und verwendete Datensätze zur Bilanzierung der Herstellung von IT-Komponenten in professioneller Umgebung	162
Tabelle 34	Angewandte Allokationsregeln für gemeinsam genutzte IT-Komponenten.....	163
Tabelle 35	Örtliche Zuordnung der THG-Emissionen für die Alternative Onlinespeicher nach Ort, absolute Beiträge (relative Beiträge in Klammern).....	164
Tabelle 36	Ergebnis der Sensitivitätsanalysen: Abweichung der THG-Emissionen im Verhältnis zum Basisszenario.....	167
Tabelle 37	Zusammenfassung der für die Berechnung zugrunde gelegten Datenvolumina für das Basisszenario und die Sensitivitätsanalysen.....	169

Abkürzungsverzeichnis

ADP	Abiotischer Ressourcenverbrauch
bzw.	beziehungsweise
CF	Charakterisierungsfaktor im Kontext Wirkungsabschätzung
CO₂	Kohlendioxid
CO₂e	Carbon dioxide equivalent / Kohlendioxidäquivalent
DALY	Disability-adjusted life years / Disease-adjusted life years
DIN	Deutsches Institut für Normung
DNS	Domain Name System
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
EUE	Energy Usage Effectiveness
EWR	Ökologischer Wasserverbrauch in einer Region
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
GWP	Global Warming Potenzial / Treibhauspotenzial
IKT	Informations- und Kommunikationstechnologien
IPCC	Weltklimarat der Vereinten Nationen
ISO	International Standard Organization
NPP	Nettoprimärproduktion
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
ÖPNV	Öffentlicher Personennahverkehr
PAS 2050	Publicly Available Specification 2050
PCF	Product Carbon Footprint
PCR	Product Category Rule (produktgruppenspezifische Bilanzierungsregel)
POP	Post Office Protocol
RAID	Redundant Array of Independent Disks
RAL	Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e. V.
s.	siehe
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SMTP	Simple Mail Transfer Protocol
TCP	Transmission Control Protocol
UBP	Umweltbelastungspunkt
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen
vgl.	vergleiche
VPBD	vascular plant species biodiversity
WA	Wasserverfügbarkeit

WBCSD	World Business Council for Sustainable Development (Weltwirtschaftsrat für Nachhaltige Entwicklung)
WF	Water Footprint
WFII	Water Footprint Impact Index
WHO	Weltgesundheitsorganisation
WR	Erneuerbares Wasservorkommen
WS	Wasserknappheit; Knapheitsfaktor
WTA	Wassernutzungsrad, Quotient aus Entnahme zur Verfügbarkeit
WU	Wassernutzung
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

Zusammenfassung

Im Zuge der Diskussion zur Senkung der Treibhausgasemissionen sind weltweit und in Europa Initiativen für klimabezogene Produktkennzeichnungen bzw. CO₂e-Kennzeichnungen (Kohlendioxidäquivalente) ins Leben gerufen worden. Dabei handelt es sich in der Regel um selbstdeklarierte Umweltlabel oder um nicht normkonforme Produktdeklarationen. Diese Art von Produktkennzeichen adressiert ausschließlich die Umweltauswirkung „Treibhauspotential“. Bei den meisten dieser Kennzeichen findet zudem keine Zertifizierung durch Dritte statt, so dass die Glaubwürdigkeit und der Nutzen dieser Kennzeichnungen als sehr eingeschränkt betrachtet werden.

Vor diesem Hintergrund wurde bereits auf der Grundlage von Erfahrungen aus dem nationalen Pilotprojekt zum Product Carbon Footprint (PCF) im Jahr 2009 im „Memorandum Product Carbon Footprint“ der Schluss gezogen, Umweltzeichen nach ISO 14024 (Typ 1) wie das Umweltzeichen Blauer Engel als Lead-Label beizubehalten. Als wesentliche Vorteile von diesem Typ Umweltzeichen gegenüber CO₂-Labeln wurden am Beispiel des Umweltzeichens „Blauer Engel“ folgende Punkte betont:

- ▶ Einfach zu verstehende und verlässliche Information für Verbraucher: das mit dem Umweltzeichen ausgezeichnete Produkt ist aus Gesamt-Umweltsicht deutlich besser als vergleichbare Produkte.
- ▶ Einbeziehung aller relevanten Umwelt- und Gesundheitsaspekte.
- ▶ Ableitung der Kriterien auf der Basis von Ökobilanzen und (falls erforderlich) ökotoxikologischer Bewertungen.
- ▶ Anschließende Diskussion in einem Experten-Gremium.
- ▶ Abschließender Beschluss in der „Jury Umweltzeichen“, in der die relevanten gesellschaftlichen Gruppen vertreten sind.
- ▶ Zertifizierte Vergabe und Überprüfung der Kriterien für die mit dem Umweltzeichen ausgezeichneten Produkte.

Allerdings stellt sich trotz dieser Föderierung bestehender führender Umweltzeichen die Frage, ob es im Sinne einer Weiterentwicklung dieser Zeichen sinnvoll ist, künftig quantitative Informationen auf der Grundlage des Product Carbon Footprint (und / oder anderen umweltbezogenen Indikatoren wie dem Water Footprint oder alle relevanten und quantifizierbaren Umweltauswirkungen wie beim Product Environmental Footprint (PEF)) systematisch einzubeziehen.

Übersicht, Typisierung und Bewertung bestehender Produktkennzeichnungen

Als konzeptionelle Grundlage für eine solche mögliche Integration wurde in einem ersten Schritt des Vorhabens eine Übersicht und Typisierung zu bereits realisierten klimaschutzbezogenen Produktkennzeichnungen erstellt:

Produktkennzeichnung	Beispiel	Art der Umweltkennzeichnung
CO₂-Label: Angabe eines CO₂e-Wertes (mit oder ohne Skala zur Einstufung des Wertes)	Casino Carbon Index	reine Produktinformation
CO₂-Label: Angabe, dass es sich bei dem Produkt um ein „Best-in-class“-Produkt handelt	climatop	wenn Anforderungen der ISO-Norm 14020 erfüllt, dann Typ II umweltbezogene Anbietererklärung (ISO 14021)
CO₂-Label: Angabe eines CO₂e-Wertes und Ausweisung von geplanten Reduktionszielen	Carbon Trust Reduction Label	wenn Anforderungen der ISO-Norm 14020 erfüllt, dann Typ II umweltbezogene Anbietererklärung (ISO 14021)

Produktkennzeichnung	Beispiel	Art der Umweltkennzeichnung
CO₂-Label: Klimaneutral-Label (durch Kompensationsmaßnahmen)	Carbonfree	wenn Anforderungen der ISO-Norm 14020 erfüllt, dann Typ II umweltbezogene Anbietererklärung (ISO 14021)
Umweltkennzeichen mit Klimafokus	Blauer Engel „schützt das Klima“, Climate Marketing/KRAV	Typ I zertifiziertes Umweltlabel
Umweltkennzeichen, die einzelne klimaschutzbezogene Kriterien in Form von CO₂e-Emissionsgrenzwerten aufweisen	EU-Blume für Kopierpapier und grafisches Papier	Typ I zertifiziertes Umweltlabel
Umweltkennzeichen, die Klimaschutz in Form von Kriterien zum Energieverbrauch adressieren	EU-Blume, Blauer Engel, Nordic Swan,... (für verschiedene energieverbrauchende Geräte)	Typ I zertifiziertes Umweltlabel
gesetzliche Kennzeichnung	EU-Energieeffizienz-kennzeichnung	

Auf dieser Typisierung aufbauend wurden in einem zweiten Schritt diese bereits realisierten klimaschutzbezogenen Produktkennzeichnungen näher analysiert und mit Blick auf die folgenden inhaltlichen und prozeduralen Anforderungen, die an ein Typ I Umweltzeichen bestehen, bewertet:

- ▶ Zielorientierung: Wird eine Erhöhung der Markttransparenz bei Verbrauchern erreicht? Wird eine anspruchsvolle Gesamtumweltperformance ausgezeichneter Produkte sichergestellt? Wird ein Innovationsanreiz geschaffen und erhöht?
- ▶ Ist die gegebene Information richtungssicher oder wirken sich stark variierende Randbedingungen, wie die Nutzung von Produkten, stark auf den realen PCF aus?
- ▶ Ergeben sich methodische Probleme (z.B. Existenz einheitlicher methodischer Vorgaben) bzw. ist es notwendig, methodisch strittige Fragen zu regeln?
- ▶ Ergeben sich prozedurale Hemmnisse (z.B. Überprüfbarkeit der Bilanzierung, Notwendigkeit einer externen unabhängigen Prüfung der Bilanzierung)?

Unter Einbezug dieser Kriterien wurde die Bewertung in Form einer Analyse von Stärken / Schwächen sowie Chancen / Risiken vorgenommen. Zusammenfassend können auf der Grundlage dieser Analyse die folgenden Anwendungsmöglichkeiten des PCF in das Umweltzeichenprogramm empfohlen werden:

- ▶ Nutzung des PCF für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien;
- ▶ die Nutzung des PCF zur Ausweisung von „Best-in-class-Produkten mit oder ohne Darstellung eines Ergebniswertes“;
- ▶ Nutzung des PCF für die Entwicklung von anderen, nicht quantitativ herausgestellten klimaschutzbezogenen Vergabekriterien.

Das heißt aber, dass nicht nur eine Standardvorgehensweise zur Berücksichtigung des PCF bei der Erarbeitung von Vergabegrundlagen entwickelt werden kann, vielmehr müsste die Vorgehensweise produktgruppenspezifisch erfolgen.

Die Nutzung des PCF zur Ausweisung von „Best-in-class“-Produkten beruht im Prinzip auf den gleichen methodischen Ansätzen wie die Nutzung des PCF für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien, erfordert aber eine kontinuierliche Beobachtung der

Marktentwicklung sowie die Durchführung einer unabhängigen kritischen Prüfung der PCF-Analyse, die der Entwicklung der Vergabерichtlinien zugrunde liegt.

Für Produkte, die Systemalternativen darstellen, bietet sich außerdem die Nutzung des PCF zur Ausweisung eines Einsparpotenzials an. Auch hier wäre die Integration einer unabhängigen kritischen Prüfung der PCF-Analyse, die der Entwicklung der Vergabерichtlinien zugrunde liegt, in den Erarbeitungsprozess der Richtlinien erforderlich.

Geeignete Produktgruppen

Vor dem Hintergrund, dass die Möglichkeiten und Grenzen der Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm u.a. auch abhängig von einzelnen Produktgruppen sind, wurde in einem weiteren Arbeitsschritt der Frage nachgegangen, für welche Produktgruppen die Integration sinnvoll sein kann. Dabei erfolgte zunächst eine Schwerpunktsetzung anhand des Beitrags verschiedener Konsumbereiche zum Treibhauspotenzial des deutschen Bundesbürgers. Den verschiedenen Konsumbereichen wurden anschließend jeweils relevante Produktgruppen zugeordnet. Im Rahmen dieser Zuordnung erfolgte eine Einteilung der betreffenden Produktgruppen in folgende Kategorien:

- ▶ Besonders klimarelevante Produkte und Dienstleistungen, wie Heizungen, Strom oder Flugreisen;
- ▶ Produkte, bei denen die Rohstoffgewinnung oder Herstellungsphase einen sehr hohen Beitrag zum Treibhauspotenzial beiträgt;
- ▶ energiesparende Produkte (z.B. Dämmmaterialien, Steckerleisten, wassersparende Duschenbrausen);
- ▶ Elektrogeräte mit großem Energiebedarf (z.B. große Haushaltsgeräte, bei denen der PCF in der Nutzungsphase dominiert);
- ▶ Elektrogeräte mit kleinem Energiebedarf (Geräte, bei denen die Reduktion des Stand-by-Verbrauchs oder die Funktion einer Abschaltautomatik einen großen Beitrag zum Reduktionspotenzial leisten kann).

Die Eignung für die Anwendung des PCF im Umweltzeichenprogramm wurde dann entsprechend dieser Kategorisierung diskutiert. Ausschlaggebend waren dabei eine qualitative Analyse der Beiträge der einzelnen Lebenswegabschnitte zum Gesamt-Treibhauspotenzial, die Diskussion des Zusatznutzen durch eine PCF-Kennzeichnung, die Existenz von Beispielen aus anderen Ländern, das Vorhandensein bzw. der Stand der Entwicklung und Qualität von produktgruppenspezifischen Bilanzierungsregeln (Product Category Rules, PCR), die Struktur der entsprechenden Branchen (sind z.B. bestimmte Bereiche im Lebenszyklus des Produktes soweit ausgelagert, dass der Hersteller oder Anbieter des Endproduktes keinen Zugriff auf Daten zu bedeutenden Lebenswegabschnitten besitzt) und soweit möglich eine Abschätzung der zur Umsetzung notwendigen Datenlage.

Bei Anwendung dieser Vorgehensweise und unter der Bedingung, dass eine Konkurrenz zu anderen Kennzeichnungen vermieden werden sollte, verblieben im Ergebnis lediglich zwei Produktgruppen bei denen der PCF im Umweltzeichenprogramm sinnvoll angewendet werden könnte: Heizsysteme und Öffentliche Verkehrsmittel. Die Datenlage für eine derartige Kennzeichnung in beiden Produktgruppen wird als relativ gut eingeschätzt. Beide Branchen sind in Deutschland bzw. im deutschsprachigen Europa vertreten. Potenzielle Zeichennutzer für eine Kennzeichnung von Heizsystemen gibt es. Die Kennzeichnung würde eine Ergänzung zu bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnungen darstellen. Für den öffentlichen Personentransport existieren außerdem bereits Produktbilanzierungsregeln für die Erstellung von Umweltproduktdeklarationen.

Betrachtet man zusätzlich zu den genannten Aspekten auch die Interessenslage von Akteuren und die öffentliche, teilweise in der Berichterstattung in den Medien noch verstärkte Wahrnehmung der Thematik, so bietet sich zusätzlich die Produktgruppe „Lebensmittel“ als geeignetes Fallbeispiel für die

Erarbeitung einer Vorgehensweise zur Integration des PCF in das Umweltzeichen an. Erste PCR für einzelne Lebensmittel-Produktgruppen sind bereits erarbeitet worden, weitere werden aus dem laufenden PEF-Prozess folgen.

Fallbeispiel 1: Milchprodukte

Vor diesem Hintergrund wurde im Verlauf des Vorhabens entschieden, als erstes Fallbeispiel die Produktgruppe Lebensmittel einzubeziehen. Da sich diese Produktgruppe aus sehr vielen unterschiedlichen Unterproduktgruppen, wie beispielsweise Fleisch- und Wurstprodukte, Milchprodukte, Brot und Backwaren, Fertiggerichte, Getränke, etc. zusammensetzt, musste im Rahmen dieses Vorhabens eine Unterproduktgruppe als Fallbeispiel ausgewählt werden. Aufgrund ihres hohen Anteils am durch den Konsum von Lebensmitteln verursachten Treibhausgaspotenzial sowie aufgrund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung, ist die Produktkategorie „Milchprodukte“ ausgewählt worden.

Bilanziert man die Treibhausgasemissionen, die durch die Produktion, Verarbeitung, Lagerung und Transport von Lebensmitteln verursacht werden, und bezieht diese auf den jährlichen Lebensmittelverzehr eines deutschen Durchschnittshaushaltes, so verursachen Milchprodukte aufgrund ihrer relativ hohen spezifischen Emissionsfaktoren über 50% der ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen eines deutschen Durchschnittshaushaltes (Wiegmann et al. 2005). Hinzu kommt, dass in Deutschland Milchprodukte in Bezug auf ihren Wert und ihrem Exportanteil eine Spitzenstellung in der Ernährungswirtschaft und in der Landwirtschaft einnehmen.

Betrachtet man die einzelnen Beiträge, aus denen sich die Gesamt-Treibhausgasemissionen von konventionell hergestellter Rohmilch zusammensetzen, dann zeigt sich, dass ca. 45% der Emissionen durch die enterogene Fermentation, ca. 34% der Emissionen durch die Futtermittelproduktion und ca. 17% der Emissionen durch die Lagerung des Wirtschaftsdüngers hervorgerufen werden. Mit Blick auf diese mögliche Vergabegrundlage wurde im Vorhaben eine Fokussierung der Untersuchung auf die Fütterungssysteme vorgenommen. Ferner wurden drei Systeme für die Produktion von Milch unterschieden, die in Deutschland typischerweise von Bedeutung sind:

- ▶ 10.000 Liter Milch pro Kuh im Jahr (Hochleistungssystem)
- ▶ 8.000 Liter Milch pro Kuh im Jahr (Durchschnitt)
- ▶ 6.000 Liter Milch pro Kuh im Jahr (meist kleinere Bauernhöfe mit einer geringeren Anzahl von Kühen).

Je nach Standort des Betriebes kommen unterschiedliche Grob- und Kraftfuttermittel zum Einsatz. Im Süden Deutschlands, wo es vermehrt Weiden gibt, grasen die Tiere viel im Sommer und bekommen im Winter vor allem Grassilage als Grobfuttermittel verfüttert. Im Norden, wo es weniger Grasland gibt, wird deshalb vermehrt Maissilage im Grobfuttermittel eingesetzt. Die drei in Deutschland meist verbreitenden Szenarien für den Grobfuttermitteleinsatz sind:

- ▶ Grassilage: Einsatz von 100% Grassilage
- ▶ Maissilage: Einsatz von 75% Maissilage und 25% Grassilage
- ▶ Misch-System: Einsatz von 50% Grassilage und 50% Maissilage

In allen drei Szenarien wird zusätzlich noch Heu und Stroh verfüttert, was vor allem in den ersten zwei Jahren, aber auch in der Trockenstehphase Einsatz findet.

In Abhängigkeit vom System und den verschiedenen Szenarien wurden im Vorhaben somit neun unterschiedliche Futtermittelzusammensetzungen quantitativ mit Blick auf die Auswirkungen auf den Product Carbon Footprint und den Water Footprint betrachtet.

Die Betrachtung des Status Quo und der grundsätzlichen Möglichkeiten zur Verminderung von THG-Emissionen der Milchbereitstellung macht deutlich, dass grundsätzlich Optimierungsansätze und -potenziale vorhanden sind. Die quantitativen Betrachtungen zum Water Footprint und zum Carbon

Footprint zeigen, dass der Kraftfuttermitteleinsatz nicht als Indikator verwendet werden sollte, da sowohl der Wasserverbrauch als auch die THG-Emissionen je nach Zusammensetzung der Kraftfuttermittel sehr schwanken. Zur Bestimmung des Wasserverbrauchs eines Betriebes müssten die genauen Futtermittelzusammensetzungen bekannt sein. Zudem wäre es dann auch notwendig, über einen längeren Zeitraum Daten von mehreren Betrieben zu sammeln und darauf aufbauend, Grenzwerte für die Ermittlung von Vergabekriterien ableiten zu können.

Importierte Futtermittel haben einen großen Einfluss sowohl auf den Water Footprint als auch den Carbon Footprint. Kriterien, die sich auf die Zusammensetzung der Kraftfuttermischung und/oder die Herkunft des Kraftfutters beziehen, wie dies beispielsweise im Rahmen der schwedischen Initiative „Climate Marking“ versucht wurde, lassen sich aus Sicht des PCFs aufgrund der mangelnden Datenlage nicht formulieren. Aus der Perspektive des WFP wäre es denkbar ein Kriterium im Hinblick auf die Herkunft der Futtermittel zu formulieren: z.B. Blauer Engel, wenn Futtermittelanbau nur in Ländern mit WSI < 0,4 erfolgt, alternativ dazu könnte eine Länder-Liste definiert werden, die festlegt, aus welchen Ländern Futtermittel importiert werden dürfen, um ein Siegel zu erhalten. Hier besteht allerdings die Gefahr von Rebound-Effekten sowohl auf ökologischer als auch sozialer Ebene.

Des Weiteren wäre es möglich ein Vergabekriterium auf Grundlage der Szenarien festzulegen. Das Szenario Grassilage schneidet zum einen mit Blick auf den Carbon Footprint und zum anderen beim Water Footprint, und hier sowohl auf Inventar- als auch auf Impactebene, am besten ab. Allerdings wird davon ausgegangen, dass die Kühe in diesem Szenario, neben dem Kraftfuttermittel Heu und Stroh, zu 100% mit Grassilage gefüttert werden. Die breite Realisierbarkeit eines solchen Fütterungssystems müsste geprüft werden. Eine weitere Möglichkeit böte die Anzahl der Laktationsphasen. In Hochleistungsbetrieben sind drei Laktationsphasen bereits viel. In Biobetrieben werden oftmals deutlich mehr als drei Laktationsphasen durchlaufen. Allerdings sinkt auch mit steigender Laktationsphase die Milchausbeute, so dass ein System mit mehreren Laktationsphasen erneut hinsichtlich des Wasserverbrauchs und der THG-Emissionen bezüglich eines Liters Rohmilch analysiert werden müsste.

Zusammengefasst bestehen also mehrere Zugänge zur Festlegung von Vergabekriterien. Zur abschließenden Beurteilung der Machbarkeit und von Fragen der praktischen Umsetzung wären allerdings eingehende Abstimmungen sowohl mit anderen Ministerien als auch mit den Fachverbänden der betroffenen Kreise erforderlich.

Fallbeispiel 2: Online-Speicherdiene

Zur Auswahl eines zweiten Fallbeispiels wurden Produkte der Informations- und Kommunikationstechnik (IKT) betrachtet. Diese haben in den vergangenen Jahrzehnten in großem Umfang Einzug in die privaten Haushalte genommen. Die Verbreitung dieser Geräte ist mit einer der Ursachen, dass trotz Effizienzgewinnen bei einzelnen Haushaltsgeräten der absolute Stromverbrauch gleich hoch geblieben ist.

Zusätzlich zu diesen Endprodukten der IKT in Haushalten oder Büros müssen auch die zugehörigen Infrastrukturen mit berücksichtigt werden. Neben den Telekommunikationsnetzen sind hier Rechenzentren relevant. Diese können sich in ihrem Leistungsumfang und ihrer technischen Ausstattung stark unterscheiden. Beim Umweltzeichen Blauer Engel für energieeffizienten Rechenzentrumsbetrieb wird zur Beurteilung der Energieeffizienz von Rechenzentren die Energy Usage Effectiveness (EUE) herangezogen. Die EUE beschreibt das Verhältnis des jährlichen Energiebedarfs des gesamten Rechenzentrums (inklusive Stromversorgung, Kühlung, Beleuchtung usw.) zum Energiebedarf des eigentlichen IKT-Systems (Server, Speicher, Netzwerk usw.). Je größer der EUE-Wert ist, desto ineffizienter ist das Rechenzentrum, ein energieeffizientes Rechenzentrum nähert sich dem Wert von 1. Zur Erfüllung der Anforderungen des Umweltzeichens darf der EUE-Wert abhängig vom Inbetriebnahmzeitpunkt des Rechenzentrums einen Wert zwischen 1,4 (neue Rechenzentren) und 1,8 (ältere Rechenzentren) nicht überschreiten. Zusätzlich werden Anforderungen an die einzelnen Komponenten

sowie an das Energiemanagement gestellt. Der Betreiber muss das Rechenzentrum einem kontinuierlichen Verbesserungsprozess zur Optimierung der Energienutzung unterziehen, was sich in sinkenden EU-E-Werten bemerkbar machen sollte. Die Nutzung des Umweltzeichens beinhaltet eine externe Auditierung sowie eine regelmäßige Berichterstattung an die Vergabestelle RAL.

In der hier vorliegenden Studie wurde mit der Auswahl des zweiten Fallbeispiels ein Ansatz gewählt, der quer zur bisherigen Herangehensweise liegt. Konkret wurde untersucht, ob es durch den Fokus auf typische, durch Rechenzentren vermittelte IT-Dienstleistungen möglich ist, klimarelevante Kriterien abzuleiten. Die Idee besteht also darin zu prüfen, ob durch auf die IT-Dienstleistung bezogene Kriterien klimarelevante Einsparpotenziale erschlossen werden können, die über die auf Endprodukte oder auf den Rechenzentrumsbetrieb bezogenen Kriterien hinausgehen. Die Betrachtung schließt somit alle Komponenten (anteilig) mit ein, die für die Bereitstellung und Nutzung einer IT-Dienstleistung erforderlich sind; dies sind

- ▶ die IKT-Endgeräte,
- ▶ die erforderlichen Netze und
- ▶ die Rechenzentren.

Ursprünglich war geplant, dass in diesem Vorhaben gleich mehrere, etwa die fünf wichtigsten von Rechenzentren zur Verfügung gestellten IT-Dienstleistungen auf der Grundlage dieses hierarchischen Modells als zweites Fallbeispiel gebündelt behandelt werden. Es stellte sich allerdings heraus, dass die dafür erforderliche Analyse der horizontalen und vertikalen Dienstabhängigkeiten innerhalb und zwischen den dargestellten Ebenen den zeitlichen Rahmen dieses Vorhabens deutlich gesprengt hätte. Daher wurde entschieden, die Betrachtung auf einen typischen Dienst zu beschränken. Hierzu wurde der Dienst „Onlinespeicher“ ausgewählt.

Die wesentliche Funktion von Onlinespeicherdiensten besteht darin, Dateien zwischen Rechnern, Tablets und Smartphones zu verteilen und synchron zu halten. Durch die starke Verbreitung, insbesondere der mobilen Geräte, stellen Onlinespeicherdienste ein stark wachsendes und gleichzeitig stark umkämpftes Marktsegment mit fallenden Preisen dar; zudem bauen Konzerne wie Microsoft aktuell die sogenannte Cloud-Infrastruktur weiter kräftig aus, weil von weiterhin stark wachsender Nachfrage ausgegangen wird. Die im Vorhaben durchgeföhrte Berechnung des PCF zielte darauf ab, die wesentlichen Einflussfaktoren dieser IT-Dienstleistung zu erkennen. Aus einer Analyse der Beiträge zum PCF entlang des Lebenswegs der erforderlichen Systemkomponenten sollen Hinweise erhalten werden, wo Belastungsschwerpunkte liegen. Auf dieser Grundlage kann dann in einem weiteren Schritt analysiert werden, ob sich aus den identifizierten Belastungsschwerpunkten und Einflussfaktoren Ansatzpunkte für Optimierungen ergeben und ob daraus klimaschutzbezogene Kriterien als Vergabegrundlage für ein Umweltzeichen abgeleitet werden können.

Die Bearbeitung dieses Fallbeispiels erfolgte in Kooperation und enger Abstimmung mit dem Fachgebiet Informations- und Kommunikationsmanagement der TU Berlin. Es konnte auf mehrere Ausarbeiten zurückgegriffen werden, bei denen bereits die Nutzungsphase der Varianten Online- versus Offlinespeicherung untersucht wurde. Aufbauend auf diesen Arbeiten wurden im Rahmen der vorliegenden Studie folgende Erweiterungen vorgenommen:

- ▶ Neben der betrachteten Nutzungsphase wurde auch die Herstellungsphase der verwendeten bzw. durch die Nutzung des Dienstes in Anspruch genommenen IT-Komponenten in den Rechenzentren mit bilanziert, da auf der Grundlage anderer Studien erwartet wird, dass von dieser Phase mit Blick auf den Carbon Footprint ein relevanter Beitrag ausgeht.
- ▶ Daneben wurden mehrere Sensitivitätsanalysen angestellt, um die Signifikanz von Annahmen bspw. zu den Nutzungsbedingungen bei der Festlegung der funktionellen Einheit und die Bedeutung von Einflussfaktoren besser einschätzen zu können.
- ▶ Schließlich wurden die hier getroffenen Annahmen und berechneten Ergebnisse in den Kontext zu anderen Studien gestellt.

Wesentliche Daten für Onlinespeicher wurden dabei von der TU Berlin in Zusammenarbeit mit einem großen Internetdienstanbieter erhoben, der seinen Kunden Dienstleistungen in den Bereichen Web Hosting, Domain- und Mailservices, Server Hosting und Cloudservices anbietet. In den bereits erwähnten Ausarbeitungen der TU Berlin werden nicht nur Onlinespeicherdiene untersucht, es wird auch ein Vergleich zwischen Online- und Offlinespeicher angestellt. Für die Alternative Offlinespeicher wurde die Verwendung eines sogenannten Network Attached Storage (NAS) Systems angenommen, das ausschließlich im Heimnetzwerk betrieben wird. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde analog zu den Ausarbeitungen der TU Berlin auch diese Offline-Lösung mit betrachtet, da dadurch die Relevanz von Einflussfaktoren besser dargestellt werden konnte. Ein Systemvergleich zwischen der Online- und der Offlinespeicherung von Daten war allerdings weder beabsichtigt noch möglich: Hierfür wären weitergehende Untersuchungen auf der Grundlage repräsentativer Nutzungsdaten erforderlich, was im Rahmen dieser Studie nicht möglich war. Zudem war eine vollständige funktionelle Äquivalenz der betrachteten Systeme nicht gegeben.

Die Analyse zeigt, dass unter den hier getroffenen methodischen Festlegungen die Verwendung des Onlinespeichers mit 58 kg CO₂e pro Jahr und die des Offlinespeichers mit 98 kg CO₂e pro Jahr verbunden sind. Dieses Ergebnis ist allerdings stark von den angenommenen Nutzungsbedingungen bestimmt, so dass richtungssichere vergleichende Aussagen im Sinne von „Onlinespeicher sind unter Klimasichtspunkten Offlinespeichern überlegen“ nicht gerechtfertigt wären. Die durchgeföhrten Beitragsanalysen führen zu folgenden Ergebnissen:

- ▶ Bei beiden Alternativen ist die Nutzungsphase mit rund 80% der gesamten THG-Emissionen jeweils dominierend.
- ▶ Bei der Alternative Onlinespeicher fallen 2/3 der THG-Emissionen beim Nutzer dieses Dienstes an, während 1/3 auf das Rechenzentrum des Dienstanbieters entfallen. Dem Internet als „Übertragungsmedium“ der Daten sind nur rund 4% der THG-Emissionen zuzuordnen.
- ▶ Während beim Offlinespeicher die THG-Emissionen praktisch ausschließlich durch das genutzte NAS-Gerät bestimmt werden (rund 80% in der Nutzungs- und 20% für die Herstellungsphase) sind bei der Alternative Onlinespeicher die Beiträge verteilter. Auffallend und erklärend bedürftig ist mit rund 1/3 der Emissionen die Nutzung des Laptop-Arbeitsplatzes. Zurückzuführen ist dieser Beitrag darauf, dass während des Up- und Downloads der Daten der Laptop eingeschaltet bleiben muss und daher der hierfür erforderliche Energiebedarf zum Tragen kommt. Durch die hohe zeitliche Beanspruchung des Geräts trägt nach dem Allokationsmodell auch dessen Herstellung mit 8% der gesamten Emissionen bei. Vergleichbares trifft für den Beitrag des LAN-Netzes beim Nutzer zu (18,4% der THG-Emissionen). Weitere relevante Beiträge sind im Rechenzentrum verortet: interessant ist auch hier, dass die für den Datenverkehr relevanten Subsysteme Gateway und LAN mit 9,6% und 1,4% zusammen gerechnet praktisch einen gleich hohen Anteil annehmen wie der Server mit den zur Datenspeicherung eingesetzten Festplattensystemen (12,1%).

Grundsätzlich führt der hier in der Fallstudie exemplarisch für Speicherdiene erprobte methodische Zugang, einen IT-Dienst nach dem Lebenswegprinzip und als Gesamtsystem zu betrachten, zu einer Darstellung von Ergebnissen und zu einer daraus ableitbaren Sicht auf Einflussfaktoren, die sich aus einer alleinigen Betrachtung und Analyse von Rechenzentren einerseits bzw. den IKT-Endgeräten bei den Nutzern andererseits nicht erschließen lässt. Zudem wird deutlich, dass der Beitrag dieser Dienstleistung zu den THG-Emissionen eines Haushalts im Bereich von IKT-Geräten keineswegs vernachlässigbar ist, sondern in ähnlicher Größenordnung wie beispielsweise die Nutzung von Fernsehgeräten steht.

Die Ergebnisse für die Alternative Onlinespeicher zeigen, dass relevante Beiträge der mit dieser Dienstleistung verbundenen THG-Emissionen sowohl durch die hierfür erforderliche Nutzung von IT-Geräten im Haushalt des Nutzers verursacht werden als auch in den Netzen und Rechenzentren zu

verorten sind. Der zur Einordnung der Ergebnisse angestellte orientierende Vergleich mit der Alternative Offlinespeicher bei Nutzung eines NAS-Geräts im Heimnetzwerk verdeutlicht die hohe Relevanz der Nutzungsbedingungen in Bezug auf die Ergebnisse. Dementsprechend können auf der Grundlage der Fallstudie auch keine eindeutigen Vor- und Nachteile beider Speichermöglichkeiten mit Bezug auf ihre Klimarelevanz abgeleitet werden. In der Tendenz werden bei extensiver Nutzung Onlinespeicher unter Klimagesichtspunkten einer Offlinelösung überlegen sein bzw. umgekehrt bei intensiver Nutzung wird eine Offlinenutzung mit geringeren THG-Emissionen als ein Onlinespeicher verbunden sein. Vor dem Hintergrund, dass im Rahmen dieser Fallstudie nur ein Dienstanbieter bzw. eine exemplarische Konfiguration für eine Offlinelösung untersucht werden konnte, kann daraus noch kein richtungssicherer „break-even-Point“ abgeleitet werden. Zudem muss an dieser Stelle nochmal darauf hingewiesen werden, dass beide Alternativen nur teilweise die gleichen Funktionalitäten aufweisen und daher nur eingeschränkt in dieser Hinsicht als äquivalent und vergleichbar angesehen werden können.

Die starke Nutzungs differenzierung bei IKT-Dienstleistungen dürfte eine der generellen Schwierigkeiten sein, einen Vergleich unterschiedlicher Anbieter und ihrer Angebote mit Blick auf die jeweiligen THG-Emissionen vorzunehmen. So werden beispielsweise alleine von dem Anbieter des hier beispielhaft betrachteten Onlinespeicherdienstes fünf unterschiedliche Produkte angeboten, die sich in der Speicherkapazität und in der Anzahl der Datentransfer-Zugänge unterscheiden. Diese hochgradige Spezialisierung und der nicht unerhebliche Bedarf an Daten zu Performanceparametern der für die angebotene Dienste eingesetzten Rechenzentren erschweren die Vergleichbarkeit, ein Ranking oder das Setzen von Mindeststandards, um Kriterien zur Formulierung einer Vergabegrundlage abzuleiten.

Zudem muss berücksichtigt werden, dass sowohl für Rechenzentren als auch für die relevanten IKT-Endgeräte bereits Vergabegrundlagen für das Umweltzeichen Blauer Engel bestehen. Die in diesen Vergabegrundlagen aufgestellten Kriterien adressieren bereits die maßgebenden Einflussfaktoren, die sowohl für die Onlinespeicher als auch für die Alternative Offlinespeicher relevant sind. Darüber hinaus gehende Schlussfolgerungen im Sinne von zusätzlichen Kriterien können auf der Grundlage der hier durchgeföhrten Analyse der Speicherdiensste nur sehr bedingt gezogen werden:

- ▶ Wie dargestellt würde bei Onlinespeichern eine höhere Übertragungsgeschwindigkeit der Daten im Internet die Nutzungszeiten der IT-Infrastruktur beim Nutzer und damit den Energiebedarf dieser Komponenten senken. Ob und in welchem Umfang höhere Übertragungsgeschwindigkeiten den Energie- und Hardwarebedarf im Netz steigern und in welchem Verhältnis dies zu den Energieeinsparungen bei den Nutzern steht, kann auf der Grundlage der vorhandenen Informationen nicht bestimmt werden. Zudem muss berücksichtigt werden, dass bei den momentanen durchschnittlichen Übertragungszeiten der Transfer großer Datenmengen für den Nutzer limitierend wirkt. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass eine Erhöhung der Übertragungsgeschwindigkeiten somit auch zu Rebound-Effekten führt.
- ▶ Bei der Alternative Offlinespeicher und den dabei genutzten NAS-Geräten könnten zum einen Geräte mit einer geringeren Anzahl von Festplatten die THG-Emissionen verringern. Die Abwägung, in welchem Umfang damit die Ausfallsicherheit und der Schutz vor Datenverlusten berührt werden, ist schwer zu föhren. Zum anderen könnte die gemeinsame Nutzung von NAS-Geräten anteilig zu einer Verringerung des Energiebedarfs und der THG-Emissionen beitragen. Bei einer Weiterentwicklung der Vergabegrundlagen könnte daher überlegt werden, ob sich die am Markt angebotenen Geräte von der Software gesehen im Einrichten und der Verwaltung von mehreren Nutzern unterscheiden und ob ggf. durch ein darauf abgestelltes zusätzliches Kriterium die gemeinsame Nutzung von NAS-Geräten gefördert werden könnte.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die grundlegende Ausgangsfrage dieses Vorhabens, nämlich ob eine Integration im Sinne einer zusätzlichen Ausweisung von quantifizierten Umweltinformationen auf der Grundlage von berechneten Product Carbon Footprints und / oder des Water Footprints sinnvoll ist, kann auf der Grundlage der angestellten grundsätzlichen Überlegungen und den Erfahrungen aus der Analyse von zwei sehr unterschiedlichen Fallbeispielen (Milchprodukte, Onlinespeicherdienste) zusammenfassend verneint werden. Der zusätzliche informatorische Nutzen wäre mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand verbunden, der vor allem durch die Erstellung von mit Stakeholdern abgestimmten produktbezogenen Bilanzierungsregeln und durch die erforderliche kontinuierlichen Beobachtung des Marktgeschehens bestimmt ist, um Referenzprodukte und Benchmarks berechnen zu können. Unabhängig von dieser Überlegung würde ein solcher Integrationsansatz derzeit und in den nächsten Jahren aufgrund des parallelen Prozesses der EU-Kommission zum PEF ohnehin keinen Sinn machen.

Den allgemeinen Vergabegrundsätzen gemäß werden mit dem Umweltzeichen Blauer Engel auf freiwilliger Basis Produkte und Dienstleistungen ausgezeichnet, die in einer ganzheitlichen Betrachtung besonders umweltfreundlich sind und zugleich hohe Ansprüche an Arbeits- und Gesundheitsschutz sowie an die Gebrauchstauglichkeit erfüllen. Demgegenüber zielt der PEF im Grundsatz auf eine Kennzeichnung von allen Produkten einer Produktgruppe ab, wobei es konzeptionell nicht festgelegt ist, ob es eine freiwillige Kennzeichnung geben wird (dann würden sich absehbar nur Anbieter um eine Kennzeichnung von Produkten bemühen, die einen guten gewichteten Umweltindikatorwert erreichen würden) oder ob eine verbindliche Kennzeichnung angestrebt wird. Aufgrund des im laufenden Pilotprozess erkennbaren hohen Aufwands kann angenommen werden, dass dieser Ansatz (wenn überhaupt) nur für eine eingeschränkte Anzahl an Produktgruppen realisierbar sein wird. Unabhängig von der also von der EU-Kommission noch nicht festgelegten Umsetzungsstrategie muss auf der Grundlage der derzeit vorgeschlagenen möglichen Kommunikationsformen eine Schwächung bestehender Umweltzeichen wie des Blauen Engels aber auch des Bio-Siegels befürchtet werden. Dieser Gefahr sollte bei den weiteren Konsultationen im PEF-Prozess besondere Aufmerksamkeit zukommen.

Im Gegensatz zur Ausweisung von Ergebniswerten macht die Nutzung des Product Carbon Footprints, des Water Footprints sowie vorhandener PCR-Dokumente bei der Festlegung der Kriterien für die Vergabegrundlagen des Umweltzeichens Blauer Engel durchaus Sinn. So wurden beispielsweise bei der Erarbeitung von Vergabegrundlagen im Rahmen des Vorhabens „TOP 100 – Umweltzeichen für klimarelevante Produkte“, sofern vorhanden, bestehende PCR-Dokumente und Produkt-Deklarationen standardmäßig einbezogen.

Aus der Betrachtung der beiden Fallbeispiele in diesem Vorhaben wird deutlich, dass das konkrete Vorgehen und auch die Ableitung möglicher Kriterien für Vergabegrundlagen überaus produkt- und kontextspezifisch ausfallen und keinesfalls aus einem generischen Gesamtkonzept, wie dem PEF-Konzept, abgeleitet werden könnten. Beim Fallbeispiel Milch konnten auf der Grundlage der durchgeföhrten Berechnungen zum Product Carbon Footprint sowie zum Water Footprint verschiedene Optimierungsansätze aufgezeigt werden, die in Kriterien für die Ableitung von Vergabegrundlagen einfließen könnten, allerdings mit den beteiligten Kreisen noch intensiv abgestimmt werden müssten. Demgegenüber zeigt allein schon die Betrachtung des Product Carbon Footprints beim Fallbeispiel Online-Speicherdiensst die Grenzen dieser Betrachtungsweise auf. Da diese IT-basierte Dienstleistung am Markt sehr kundenspezifisch differenziert wird fällt es schwer, ein Referenzszenario zur Nutzung festzulegen. In diesem Fall macht es vielmehr Sinn, an den für diese Dienstleistung erforderlichen IT-Systemen (Endgeräte, Netze, Rechenzentren) anzusetzen. Die für diese Systeme bereits entwickelten Vergabegrundlagen sind daher als sinnvoller und wegweisender Ansatz anzusehen, eine an den Dienstleistungen ausgerichtete Vorgehensweise würde demgegenüber, wie am Beispiel aufgezeigt, an Machbarkeitsgrenzen stoßen.

Summary

In the wake of discussion on the reduction of greenhouse gas emissions, all around the world and in Europe initiatives for climate-related product labels or CO₂e labelling have been launched. As a rule, these tend to be self-declared eco-labels or non-compliant product declarations. This kind of product labelling only addresses the "global warming potential" impact category. Furthermore, in most of these labels, no third party certification takes place, so that the credibility and the added value of these labels are considered as very limited.

Against this background, on the basis of experiences from the national pilot project on the Product Carbon Footprint, it has already been decided in the "Memorandum Product Carbon Footprint" of 2009 to maintain as the leading label eco-labels according to ISO 14024 (type 1) such as the Blue Angel eco-label. As the main advantages of this eco-label type in comparison to CO₂ labels, the following points were emphasized using the example of the "Blue Angel" eco-label:

- ▶ easy to understand and reliable information for consumers: the product awarded the eco-label, from an environmental perspective, displays a clearly better performance than comparable products;
- ▶ taking into account all relevant environmental and health aspects;
- ▶ derivation of criteria on the basis of LCAs and (where required) eco-toxicological reviews;
- ▶ subsequent discussion in an expert panel;
- ▶ final decision in the scope of the "Eco-Label jury" in which the relevant social groups are represented;
- ▶ certified award and criteria review for the products awarded the eco-label.

However, despite this preference of leading eco-labels already existing, the question arises as to whether or not it makes sense, in the wake of a further development of these labels, to systematically cover quantitative information on the basis of the Product Carbon Footprint (and / or other environmental indicators such as the Water Footprint or all relevant and quantifiable environmental impacts such as the Product Environment Footprint) in the future.

Overview, typing, and review of existing product labels

In the first step of the project, an overview, a typing and an evaluation of already implemented product labelling schemes relating to climate impact has been drafted as a conceptual basis for such a possible integration:

Product labelling	Example	Eco-labelling type
CO₂ label: Disclosure of a CO₂e value (expressed with or without scale units for classifying the value)	Casino Carbon Index	only product information
CO₂-Label: information that the product is a "best-in-class"-product	climatop	if requirements of the ISO-14020 standard are met, then Type II environmental labelling, self-declared environmental claims (ISO 14021)
CO₂ label: Disclosure of an CO₂e value and of planned reduction targets	Carbon Trust Reduction Label	if requirements of the ISO-14020 standard are met, then Type II environmental labelling, self-declared environmental claims (ISO 14021)

Product labelling	Example	Eco-labelling type
CO₂ label: “climate-neutral” label (through compensatory measures)	Carbon-free	if requirements of the ISO-14020 standard are met, then Type II environmental labelling, self-declared environmental claims (ISO 14021)
Eco-labels focussing on impacts on climate	Blue Angel “protects the climate” Climate Marketing/KRAV	Type I certificated eco-label
Eco-labels displaying individual criteria relating to climate impact in the form of CO₂e emission limit values c	EU flower for copying and graphic paper	Type I certificated eco-label
Eco-labels addressing climate protection in the form of criteria on energy consumption	EU flower, Blue Angel, Nordic Swan,... (for various energy-using appliances)	Type I certificated eco-label
Statutory labelling	EU Energy Efficiency Labelling	

Building upon this typing, in a second step, these climate-related product labels that have already been implemented were analyzed in greater depth, and evaluated with a view to the following substantive and procedural requirements established for the type I eco-label:

- ▶ Goal orientation: Has the objective of improved market transparency for consumers been achieved? Has an overall environmental performance of awarded products on an ambitious scale been ensured? Has an incentive to innovation been established and increased?
- ▶ Is the information provided reliable and future-oriented, or do varying boundary conditions such as the utilization of products strongly affect the PCF in real terms?
- ▶ Have there been any methodological problems (e.g. the existence of standard procedural guidelines) or has it been necessary to settle contentious issues regarding methodology?
- ▶ Were there any procedural obstacles to be overcome (e.g. verifiability of accounting, need for an independent external audit of the accounting-related operations)?

Taking these criteria into account, the assessment was finalized in the form of an analysis of strengths / weaknesses and opportunities / risks. In summary, the following possibilities of applying the PCF within the scope of the eco-labelling program can be recommended on the basis of this analysis:

- ▶ use of PCF for fixing CO₂e emission limit values as award criteria;
- ▶ use of PCF for the labelling of “Best-in-class products with or without disclosure of the resultant value”;
- ▶ use of PCF for the development of other award criteria relating to climate impact without quantitative statements.

That means, however, that not only a standard approach having regard to the PCF has to be developed within the scope of drafting the fundamental award principles, but the approach should rather be established on the basis of specific groups of products.

The use of the PCF for the labelling of “best-in-class” products is principally based on the same methodological approaches as the use of the PCF for the fixing of CO₂e emission limit values as award criteria, but necessitates a continuous tracking of market developments, as well as the conduct of an independent critical review of the PCF analysis which underlies the drafting of the award principles.

For products constituting real alternatives to the prevailing system, the use of the PCF offers furthermore the possibility of disclosing the savings potential existing. Here too, it would be necessary to integrate an independent critical review of the PCF analysis which underlies the development of the fundamental award principles, into the process of drafting the principles guidelines.

Appropriate product groups

Against the background that the possibilities and limitations of integrating the PCF into the eco-labelling program may also depend on individual product groups, in a follow-up, the question was investigated for which product groups the integration can be meaningful. Initially, an emphasis was set on the basis of the different areas of consumption's share to the global warming potential of the German citizens. Then, separate relevant product groups were allocated to the various areas of consumption. In the scope of this allocation, the individual product groups were classified into the following categories:

- ▶ products and services with a particular impact in terms of climate change, such as heating, electricity or air travel;
- ▶ products with a high global warming potential in terms of raw materials extraction or production phase;
- ▶ energy-saving products (insulation materials, connector strips, water-saving shower heads);
- ▶ electrical equipment with high energy demand (e.g. large household appliances, the PCF of which is dominated by their use phase);
- ▶ domestic appliances with small energy requirements (appliances, where the reduction of stand-by consumption or an automatic switch-off function can greatly contribute to the reduction potential).

Then, suitability for the application of the PCF in the eco-labelling program was discussed in accordance with this categorization. The decisive factors for this evaluation have been a qualitative analysis of the contributions of the individual life cycle stages to the total global warming potential, the debate on the added value of PCF labelling, the existence of case studies from other countries, the presence and/or the status of the development and accounting rules applicable to specific groups of products (Product Category Rules, PCR), the structure of the corresponding industries (if, for example, certain areas in the life cycle of the product are outsourced to an extent that the manufacturer or supplier of the end product has no access to data on the major life cycle sections) and, insofar as possible, an assessment of the availability of data necessary for implementation.

Applying this approach and on the condition that a competition with other labels should be avoided, there ultimately remained only two product groups for which the PCF could be usefully applied in the scope of the eco-labelling program: heating systems and public transport. Data availability for such a labelling in both product groups is considered to be relatively good. Both sectors are represented in Germany or in German-speaking Europe. There are interested contract users for a labelling of heating systems. Labelling would constitute a supplementation to the existing Blue Angel labelling. As regards public passenger transport, product accounting rules also exist for the preparation of environmental product declarations.

Considering, apart from the above mentioned aspects, also the interests of stakeholders and the public awareness of the issue that has been partly reinforced by media coverage, the product group of "food" offers itself as an additional case study suitable for drawing up an approach to the integration of the PCF into the eco-label. First PCRs have already been developed for individual food product groups, others will follow as a result of the ongoing PEF process.

Case Study 1: Dairy products

It was against this background, that, during the course of project implementation, it was decided to incorporate the product group of food as a first case study. Since this product group is in fact composed of various sub-product groups, such as, for example, meat and sausage products, dairy products, bread and bakery products, ready-to-serve meals, drinks, etc., a sub-product group had to be selected as a case example within the scope of this project. The product category of "dairy products" has been selected because of its high share of the greenhouse gas potential caused by the consumption of food, as well as because of its economic importance.

If the greenhouse gas emissions caused by the production, processing, storage and transportation of food are calculated, and related to the average annual food consumption of a German household, dairy products due to their relatively high specific emission factor values account for over 50% of food-related greenhouse gas emissions of a German average household (Wiegmann et al. 2005). Besides, dairy products have always assumed a leading position in the German food industry and agriculture in relation to their value and their export share.

Assessing the individual contributions of which the overall greenhouse gas emissions of conventionally produced raw milk consist, it becomes obvious that approximately 45 % of emissions are produced by enteric fermentation, approx. 34 % of emissions by the production of animal feedstuff and about 17 % of emissions by the storage of farmyard manure. In view of this possible allocation, the focus in this project has been set on the investigation of feeding systems. In addition, three systems for dairy production which are typically of primary importance in Germany have been differentiated:

- ▶ 10,000 liters of milk per cow annually (high-performance system)
- ▶ 8,000 liters of milk per cow annually (average)
- ▶ 6,000 litres of milk per cow annually (usually smaller farms with a smaller number of cows).

Depending on the location of the operation, different roughages and concentrates are used. In Southern Germany, where there are many pastures, the animals graze much in the summer and are primarily fed grass silage as roughage in winter. In the North, where there is less grassland, more maize silage in roughage is therefore used. The three scenarios which are most common in Germany for the use of roughage are:

- ▶ grass silage: use of 100 % grass silage
- ▶ maize silage: use of 75 % maize silage and 25 % grass silage
- ▶ mixed feed system: use of 50 % grass silage and 50 % maize silage

In all three scenarios, hay and straw are additionally fed as a supplement which finds widespread use in the first two years but also during the dry period.

Depending on the system and the various scenarios, in the context of this project, nine different feed compositions were thus considered quantitatively in view of the impact on the Product Carbon Footprint and the Water Footprint.

The review of the Status Quo and the basic options for the reduction of GHG emissions of milk production makes it clear that optimization approaches and potentials are available in principle. The quantitative determination of water and Carbon Footprint shows that the use of concentrate feed should not be used as an indicator, since both water consumption and greenhouse gas emissions vary considerably depending on the composition of the concentrate fed. In order to determine the water consumption of an undertaking, the exact composition of the feed used should be known. Furthermore, it would be appropriate to collect data from multiple undertakings over a longer period of time, and, on this basis, derive limits for the identification of fundamental award principles.

Imported animal feed has a major influence on the Water Footprint as well as the Carbon Footprint. Due to the inadequate state of the available data, it is, however, from a PCF point of view, not possible to define criteria relating to the composition of the concentrate mix and/or the origin of the concentrate, as has been attempted, for example, in the scope of the Swedish "Climate Marking" initiative. From the WFP perspective, thought might be given to formulating a criterion with regard to the origin of the feedstuff: the Blue Angel, for example, for feedstuff that has only been grown in countries with < WSI 0.4; alternatively, a list of countries could be developed defining from which countries feedstuff imports shall be permitted in order to receive a seal. However, here is the risk of rebound effects which might occur both at the environmental and the social level.

Furthermore, it would be possible to define a fundamental award principle on the basis of the scenarios. The grass silage scenario performs best both in terms of Carbon Footprint and Water Footprint, and this applies to the inventory as well as to the impact level. However, it is assumed that the feedstuffs cattle receive in this scenario, in addition to concentrate, hay and straw, consist of grass silage to 100 %. The feasibility of such a feeding system should be examined on a large scale. Another possibility might be opened up by the number of lactation phases. In high-performance facilities, three lactation phases are already considered as many. In organic farms, often significantly more than three lactation phases are experienced. With a greater number of lactations, however, milk yield will decrease. Therefore, a system comprising multiple lactation stages should be reexamined with regard to water consumption and GHG emissions per liter of raw milk produced.

To summarize, there are several approaches for drawing up fundamental award principles. For the final assessment of feasibility and practical implementation issues, however, extensive cooperation with other ministries as well as with the professional associations of all interested parties would be required.

Case Study 2: online storage services

To select a second case study, information and communication technology (ICT) products were considered. Over the past decades, these devices have found their way into private households on a large scale. The expansion of these devices is one of the reasons that absolute power consumption has remained the same despite efficiency gains achieved through individual household appliances.

Alongside these ICT end products in households or offices the associated infrastructures must also be taken into account. Besides telecommunication networks, data centers are also relevant here. These, however, may vary greatly in performance and technical equipment. As regards the Blue Angel eco-label for energy-efficient data center operation services, Energy Usage Effectiveness (EUE) will be used to measure the energy efficiency in data centers. EUE describes the ratio between the entire data center's annual demand for energy (including power supply, cooling, lighting, etc.) and the energy requirements of the actual ICT system (server, storage, network, etc.). The greater the EUE value, the greater the inefficiency of the data center, an energy-efficient data center approaching a ratio of 1. To meet the requirements of the eco-label, the EUE value should not exceed a ratio between 1.4 (new data centers) and 1.8 (older data centers) depending on the start of operation. In addition, requirements relating to the individual components as well as to energy management are being imposed. The operator shall subject the data center to a continuous improvement process aimed at optimizing the efficiency of energy use what should become apparent in declining EUE values. The use of the eco-label requires that an external audit will be conducted, as well as regular reporting to RAL, the awarding authority.

With the selection of the second case study in the context of the present study, an approach was chosen, which deviates from the previous one. Specifically, it was examined whether it is possible to derive climate-relevant criteria by focusing on typical IT services offered by data centers as intermediary. The idea is thus to examine whether climate-relevant savings potentials can be opened by IT ser-

vices-related criteria going beyond the criteria related to end products or data center operations. The investigation therefore (proportionately) includes all components which are required for providing and using IT services. These are

- ▶ ICT devices,
- ▶ the required power grids and
- ▶ data centers.

Originally, several, for example the five most important IT services provided by data centers were to be evaluated together on the basis of this hierarchical model in the scope of this project as a second case study. It turned out, however, that the required analysis of the horizontal and vertical service dependencies throughout and between the levels described would clearly exceed the time period acceptable within the scope of this project. Therefore, it was decided to limit the examination to a typical service. For this purpose, the service "online storage" was selected.

The major function of online storage services is to exchange files between computers, tablets and smart phones and to ensure their synchronization. Due to the increasing popularity of mobile devices in particular, online storage services represent a rapidly growing market segment which, however, is also subject to strong competition and sharp decreases in prices; furthermore, groups like Microsoft are continuing to further develop the so-called cloud infrastructure, since it can be assumed that demand will continue to grow strongly. The PCF calculation carried out in the scope of this project was aimed at identifying the main factors influencing these IT services. An analysis of the contributions to the PCF along the life cycle of the system components required shall produce indications as to locate potential hotspots. On this basis, the next step to be taken would be an analysis as to whether the identified hotspots and influence parameters may provide starting points for improvements, and whether climate-related criteria for the award of an eco-label may be deduced therefrom.

The preparation of this case study was carried out in close cooperation and consultation with the Chair of Information and Communication Management of the TU Berlin. Several existing studies that have already been carried out on the options online versus offline storage could be used as reference. Building on these investigations, the following amendments were made within the scope of the present study:

- ▶ In addition to the investigated utilization phase, the production phase of the IT components used or taken advantage of by use of the service provided by data centers was also balanced, since it can be assumed, on the basis of other studies, that a considerable share of Carbon Footprint is due to this phase.
- ▶ Moreover, several sensitivity analyses were performed to gain better estimates on the significance of assumptions relating to the conditions of use when determining the functional unit, for example, and on the importance of influence parameters.
- ▶ Finally, the assumptions made and results calculated in this study were put in an overall context to other studies.

Essential data for online store have been collected by the Technical University of Berlin in cooperation with a large Internet service provider offering their customers services in the areas of web hosting, domain and mail services, server hosting and cloud services. In the already mentioned elaborations by TU Berlin not only online storage services are being investigated, but online and offline storage shall be compared with one another as well. As regards the offline storage option, the use of a so-called Network Attached Storage (NAS) System exclusively operating in home networking was assumed. Within the framework of the present study and analogous to the elaborations of TU Berlin, this offline solution was also taken into consideration, resulting in greater transparency as regards the relevance of influence parameters. However, a comparison between online and offline data storage was neither intended nor possible: in order to do this, a more thorough analysis on the basis of representative us-

age data is needed, which could not be carried out in the framework of this study. Furthermore, a substantial functional equivalence of the considered systems did not exist.

The analysis shows that, under the methodological specifications laid down here, the use of online storage is associated with 58 kg CO₂e per year and that of the offline store with 98 kg CO₂e per year. This result, however, depends very much on the assumed conditions of use, so that reliable conclusions made on a comparative basis, in the sense of "according to climate protection considerations, online storage is superior to offline storage", would not be justified. The following results were produced in the context of the analyses on the respective contributions:

- ▶ Making up approximately 80 % of the overall GHG emissions, the usage phase is the dominant stage in each of the two alternatives.
- ▶ As regards the online storage option, 2/3 of GHG emissions can be attributed to the user of this service, while 1/3 stem from the service provider of the data center. The Internet as a "medium of data transfer", however, only accounts for about 4 % of GHG emissions.
- ▶ While the greenhouse gas emissions produced by offline storage depend almost exclusively on the NAS device used (around 80 % being attributable to the usage and 20 % to the manufacturing phase), the contributions in the online storage option are unevenly distributed. The fact that the use of the laptop at the workplace accounts for approximately 1/3 of the overall emissions, is striking and calls for explanations. This share is attributable to the requirement that the laptop must remain switched on during the data up- and download and that the corresponding energy demand for this function takes effect. Due to the high use time of the device, its production, according to the allocation model, also accounts for a proportion of 8 % of the overall emissions. The same applies to the share of the LAN net attributable to the user (18.4 % of GHG emissions). Other relevant shares are to be allocated to the level of the data center: here, too, it is interesting to note that the subsystems relevant for the free movement of data, namely Gateway and LAN with 9.6 % and 1.4 % respectively together make up an equal percentage as the server with the disk systems used for data storage (12.1 %).

Basically, the methodical access tested in an exemplary manner here in the case study for storage services, i.e. to look at an IT service as an integrated system which is to be investigated over the entire course of its life cycle, results in a presentation of results and a view of influence parameters derived therefrom which cannot be deduced from an approach and analysis only taking into account data centers on the one hand and ICT devices used by users on the other hand. Furthermore, it becomes clear that the share of these services to the GHG emissions produced by a private household in the area of ICT equipment is by no means negligible, but can be assumed comparable to the level of the use of television sets, for example.

The results for the online storage option show that relevant shares to the GHG emissions associated with this service are attributable both to the required use of IT devices in the household of the user as well as to nets and data centers. The screening comparison with the offline storage alternative, i.e. with the use of an NAS device in home networking, which has been undertaken for proper understanding of the results, shows the high relevance of the conditions of use as regards the results. Accordingly, no unequivocal advantages and disadvantages can be derived of both storage options with respect to their relevance to climate protection on the basis of this case study. In an extensive use scenario, online storage tends to be superior to an offline solution from an environmental point of view, or vice versa, offline use will be associated to lower GHG emissions than online storage in the case of heavy use. Against the background that, within the scope of this case study, only one service provider and one example configuration for an offline solution could be investigated, no reliable "break-even point" may be derived. At this point again, it should finally be noted that both alternatives only partly exhibit the same functionalities, and may therefore, in that respect, only to a limited extent be considered as equivalent and comparable.

The high level of differentiation in the use of ICT-related services is likely to be one of the major difficulties encountered when comparing different providers and their offerings with regard to their respective GHG emissions. For example, five different services differing in storage capacity and the number of file transfer points are offered by the online storage services provider considered in this study by way of example alone. This high level of specialization and the substantial demand for data on performance parameters of the data centers used for the services provided hinder comparability, a ranking, or the setting of minimum standards in order to derive criteria as a basis for drafting fundamental award principles.

It must also be remembered that fundamental award principles for the blue angel eco-label already exist for data centers as well as for the ICT devices which are relevant here. The criteria set out in these fundamental award principles already address the crucial influence parameters that are relevant for online storage as well as for the offline storage option. Any further-reaching conclusions in terms of additional criteria can be drawn to only a very limited extent based on the analysis of storage services undertaken in the scope of this study:

- ▶ As described above, in online storage, a higher transmission rate for Internet data would reduce the operation time of the IT infrastructure at the user, and thus the energy requirements of these components. Whether and to which extent higher transmission rates increase the energy and hardware requirements in the network, and how this relates to the energy savings at the user, cannot be determined on the basis of the available information. It must also be remembered that the transfer of large amounts of data, given the average transfer rates prevailing at the moment, has a limiting effect for the user. Therefore it cannot be ruled out that an increase of transmission rates will also entail rebound effects.
- ▶ As regards the offline storage option and the NAS devices used for this purpose, devices with a smaller number of hard drives might reduce GHG emissions on the one hand. The question to what extent reliability and protection against data loss are affected by this, can only be answered with difficulty. On the other hand, the joint usage of NAS devices could contribute to a reduction of energy demand and GHG emissions on a pro-rata basis. In the context of further developments of the fundamental award principles, consideration might be given to the question whether the devices available on the market differ from each other in terms of software installation and administration of multiple users, and whether through an additional criterion designed for this purpose, the joint usage of NAS devices might be fostered.

Conclusions and recommendations

It can be stated in summary, that the basic and initial question in this project, namely whether an integration in the sense of an additional disclosure of quantified environmental information on the basis of the calculated Product Carbon Footprints and / or Water Footprints makes sense, is answered in the negative based on the fundamental considerations made and the experiences from the analysis of two very different case studies (dairy products, online storage services). The additional informational benefits would entail a disproportionate effort which is mainly determined by the preparation of product-related accounting rules defined in consultation with stakeholders, and by the continuous monitoring of the market which is necessary to calculate reference products and benchmarks. Regardless of this consideration, such an integrated approach would not make sense anyway at present and in the years to come in the light of the parallel process implemented by the EU Commission with regard to the PEF.

According to the general award principles, products and services that are – from a holistic point of view – particularly environmentally friendly while at the same time meeting high standards of occupational safety and health protection as well as suitability of use, are awarded the Blue Angels eco-label on a voluntary basis. In contrast, the PEF in principle is aimed at a labelling of all products in a product group, whereas it is not yet conceptually specified whether there will be a voluntary labelling

(then, predictably, only providers with good chances of achieving a good value in terms of the environmentally weighted indicator, would endeavor to obtain a labelling of products) or whether a mandatory labelling is aimed at. Due to the high overhead recognizable in the current pilot process, it can be assumed that this approach (if at all) will only be possible for a limited number of product groups. Regardless of the implementation strategy of the European Commission which has not been specified yet, a weakening of existing eco-labels such as the Blue Angel but also the organic label must be feared in view of the currently proposed forms of communication in question. Particular attention should be paid to this concern in the further consultations held in the PEF process.

In contrast to the disclosure of numerical results, the use of the Product Carbon Footprint, of the Water Footprint as well as of existing PCR documents does makes sense in the definition of criteria for the fundamental award principles of the Blue Angel eco-label. In the development of fundamental award principles within the framework of the "TOP 100 – Eco-label for climate-relevant products" project, for example, any existing PCR documents and product declarations were included as standard elements.

From the consideration of the two case studies investigated in this project, it becomes clear that specific procedures and also the derivation of possible criteria for the fundamental award principles may have a very product- and context-specific character, and could by no means be built upon an overall approach as the PEF concept. For the dairy products case study, various improvement approaches could be identified on the basis of the calculations carried out for the Product Carbon Footprint as well as the Water Footprint; they might contribute to the derivation of award principles, but should still be intensively coordinated with stakeholders. On the other hand, a look at the Product Carbon Footprints in the case study of online storage services alone reveals the limitations of this approach. Since this IT-based service is particularly customized and therefore highly differentiated on the market, it is difficult to define a usable reference scenario. In this case, it makes more sense to apply the IT systems (terminal devices, networks, data centers) necessary for this service. The fundamental award principles already developed for these systems may thus be considered as a meaningful and path-breaking approach, whereas a services-oriented strategy would soon reach the limits of feasibility as has been demonstrated by the case study.

1 Ausgangslage und Zielsetzung

Ambitionierte klimapolitische Ziele sind nur durch eine massive Reduktion der Treibhausgase weltweit zu erreichen. Für Industrieländer wie Deutschland bedeutet dies eine Senkung der Treibhausgasemissionen bis 2050 in der Größenordnung von 80-95% bezogen auf 1990. Um das zu erreichen, sind erhebliche Änderungen bei Produkten und Konsum – bei Produktentwicklung und Produktdesign, Produktion und Vermarktung wie auch bei der Nutzung von Produkten – erforderlich. Zur Ableitung von ökologisch und ökonomisch effizienten Maßnahmen ist die Analyse der Klimaauswirkungen von Produkten und Konsum essentiell.

Im Zuge dieser Diskussion sind mittlerweile in Europa und weltweit eine Vielzahl von Initiativen für staatlich oder privat getragene klimabezogene Produktkennzeichnungen bzw. CO₂e-Kennzeichnung ins Leben gerufen worden (vergleiche zum Beispiel Ernst&Young und Quantis 2010; Quack 2010). Dabei handelt es sich in der Regel um selbstdeklarierte Umweltlabel (ISO 14021 Umweltkennzeichnung Typ II: Umweltbezogene Anbietererklärungen) oder um nicht ISO-konforme Produktdeklarationen. Diese adressieren nur die Umweltauswirkung „Treibhauspotential“. In der Regel findet hier keine Zertifizierung durch Dritte statt, so dass die Glaubwürdigkeit und der Nutzen dieser Kennzeichnungen als sehr eingeschränkt betrachtet werden muss (Quack 2010; Prakash et al. 2008). Ob der inzwischen von der EU Kommission vorangetriebene Prozess zum „Product Environmental Footprint“ (PEF) hier Abhilfe schaffen kann, kann derzeit noch nicht bewertet werden, insbesondere weil die Art der Kennzeichnung von Produkten noch nicht festgelegt wurde.

Generell stellt sich jedoch in diesem Zusammenhang die Frage, wie die Nutzung von „klimafreundlichen“ Produkten und Dienstleistungen gefördert werden kann. Dazu müssten dem Konsumenten adäquate Informationen über die Umwelt- bzw. Klimaverträglichkeit eines Produktes oder einer Dienstleistung zur Verfügung stehen. So wurden beispielsweise zwischen 2009 und 2012 im Rahmen der Neuaufage eines Produktclusters „Blauer Engel, schützt das Klima“ zahlreiche neue Vergabekriterien für klimarelevante Produktgruppen erarbeitet (Gröger et al. 2013). Die so ausgezeichneten Produktgruppen werden jedoch weder mit einem CO₂e-Wert gekennzeichnet noch werden CO₂e-Werte als Grenzwerte für die Einhaltung von Vergabekriterien definiert.

Der Begriff PCF ist jedoch offensichtlich immer stärker im Verbraucherbewusstsein verankert und wird unter Umständen als Information in Zukunft stärker gefordert (vgl. Schlich 2011).

Vor dem Hintergrund dieser Entwicklungen besteht das übergeordnete Ziel des Vorhabens darin, an zwei Produktbeispielen die Integration des Product Carbon Footprints in Typ I-Umweltzeichen am Beispiel des Umweltzeichens „Blauer Engel“ zu untersuchen. Hierzu ist es erforderlich, geeignete Produktgruppen zu identifizieren, eine Standardvorgehensweise zu entwerfen und diese im Rahmen des Vorhabens zu erproben. Daneben sollen im Vorhaben analog zum PCF unter Beachtung der methodischen und datenbestimmten Möglichkeiten und Grenzen ein Konzept zur Berücksichtigung des „Product Water Footprint“ einschließlich Umsetzungsvorschläge für prioritäre Produktgruppen in das Programm des Blauen Engels erarbeitet werden.

Die Untersuchungen in Kapitel 2 basieren auf Literaturanalysen zum Begriff PCF-Kennzeichnung sowie auf einer kritischen Analyse bereits existierender nationaler und internationaler Produktkennzeichnungen, darunter überwiegend Produktkennzeichnungen des Typ I und des Typ II. Aufbauend auf diesen Analysen werden potentielle Ausprägungsvarianten einer PCF-Kennzeichnung skizziert und deren Stärken und Schwächen abgewogen, sowie ein Konzeptionsvorschlag zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm vorgestellt, vgl. Kapitel 2.2.4.

Daneben wurden verschiedene Stoffstromanalysen zum privaten Konsum ausgewertet, um Produktgruppen herauszufiltern, bei denen die im ersten Arbeitsschritt diskutierten Anwendungsmöglich-

keiten des PCF sinnvoll angewendet werden könnte. Dabei erfolgte eine Einteilung der Produktgruppen nach Bedürfnisfeldern und produktgruppenspezifischen Charakteristika (beispielsweise Elektrogeräte mit großem Energiebedarf) und eine qualitative bzw. halbquantitative PCF-Typisierung der Produktgruppen.

Das heißt, die Auswahl geeigneter Produktgruppen erfolgte anhand des produktspezifischen, als auch anhand des konsumbezogenen Beitrags zur Reduktion von Treibhausgasen. Darüber hinaus wurden eine Reihe von weiteren Kriterien, wie z.B. die Konkurrenz bzw. Ergänzung zu bestehenden Kennzeichnungen, überprüft, um letztendlich für die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm geeignete Produktgruppen abzuleiten.

In Kapitel 3 erfolgt eine methodische Einführung in das Konzept des Water Footprints, wobei verschiedene Ansätze diskursiv gegenübergestellt werden.

Für das Fallbeispiel Milch werden in Kapitel 4 die Möglichkeiten einer Integration des PCF / PWF in ein Umweltzeichen im Rahmen der Entwicklung von klimaschutzbezogenen und auf Wasser bezogene Kriterien analysiert. Die Emissionsquellen und Minderungspotenziale für Milchprodukte werden dargestellt und diskutiert. Für verschiedene Szenarien von Futtermittelsystemen erfolgt eine quantitative Darstellung, die sowohl den PWF als auch den PCF umfasst. Auf dieser Grundlage werden Kriterien für Milchprodukte erarbeitet, die in eine Vergabegrundlage einfließen können.

Als weiteres Fallbeispiel wird in Kapitel 5 das virtuelle Produkt Onlinespeicherdienst untersucht, wobei hier die Analyse im Unterschied zu den Milchprodukten ausschließlich den PCF fokussiert. Vor dem Hintergrund, dass beim Umweltzeichen Blauer Engel bereits Vergabegrundlagen sowohl zum energieeffizienten Rechenzentrumsbetriebs als auch zu relevanten IKT-Endprodukten bestehen, steht bei diesem Beispiel die Frage im Vordergrund, ob durch den hier an einem IT-Dienst orientierten, lebenswegbezogenen Ansatz neue Sachverhalte für Kriterien zu Vergabegrundlagen erschlossen werden können.

Die Ergebnisse aus den vorangegangenen Kapiteln werden in einer Schlussbetrachtung (Kapitel 6) zusammengeführt, wobei auch die aktuellen Entwicklungen zum „Product Environmental Footprint“ (PEF) einbezogen werden.

2 Weiterentwicklung der Konzeption zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm „Der Blaue Engel“

2.1 Vorbemerkungen

Im Rahmen der Weiterentwicklung der Konzeption zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm „Der Blaue Engel“, muss zunächst berücksichtigt werden, dass sich die Jury Umweltzeichen mit Blick auf die Kriterien des „Blauen Engels“ klar gegen einen sogenannten „Single-Approach“ bzw. „Blauer Engel light“, der mehr oder weniger allein den Energieverbrauch der Produkte oder ihren Carbon Footprint fokussieren würde, ausgesprochen hat. Das heißt, eine Integration des PCF soll auf der Basis der Beibehaltung eines multiplen Kriteriensatzes erfolgen. Wichtige andere Umweltauswirkungen, wie beispielsweise die Gefährdung der menschlichen Gesundheit oder der Verbrauch an Ressourcen sollen ebenfalls durch entsprechende Kriterien abgedeckt werden. Insofern konzentrieren sich die in den nachfolgenden Kapiteln angestellten Überlegungen auf die Frage, welchen zusätzlichen Nutzen die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm entfalten könnte.

2.2 Anwendungsmöglichkeiten des PCF

2.2.1 Ziele der Anwendung des PCF im Umweltzeichen Blauer Engel

Für die Fragestellung der Anwendungsmöglichkeiten des PCF im Rahmen von Umweltzeichen des Typs I allgemein, bzw. des Blauen Engel im speziellen, sollen zunächst Ziele formuliert werden, die ein Umweltzeichen in Bezug auf Klimaschutz allgemein erfüllen sollte. Auf dieser Grundlage wird später geprüft werden, ob und in welcher Hinsicht die Zielerreichung durch eine Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm gestärkt werden kann.

In diesem Sinne können zunächst folgende allgemeine Ziele genannt werden:

- ▶ Erhöhung der Markttransparenz bei Verbrauchern hinsichtlich der Klimaauswirkungen eines Produktes oder Dienstleistung. Das heißt in Bezug auf die Integration des PCF in das Umweltzeichenkonzept, dass tatsächlich eine transparente und richtungssichere Form der Kommunikation gefragt ist, die über eine plakative Ausweisung eines PCF-Wertes hinausgeht und einen Bezugsrahmen bietet, der auch verbraucherbezogene Handlungsspielräume aufzeigt.
- ▶ Sicherstellung einer anspruchsvollen Gesamtumweltperformance ausgezeichneter Produkte. Das Umweltzeichen soll weiterhin auf dem Markt zwischen Produkten differenzieren, die nicht nur klimafreundlich sondern auch in ihrer Gesamtauswirkung umweltverträglich sind, und Produkten, die zwar klimafreundlich, aber andere nachteilige Umweltauswirkungen besitzen. In einzelnen Fällen kann somit ein „klimafreundliches Produkt“ in Bezug auf andere Umweltauswirkungen schlechter abschneiden als weniger „klimafreundliche Produkte“ – beispielsweise weil für die Herstellung ein potenziell gesundheitsgefährdender Stoff eingesetzt wurde. In diesem Fall dürfte das betreffende Produkt beispielsweise nicht in die Gruppe der „Best-Produkte“ aufgenommen werden.
- ▶ Schaffung / Verstärkung eines Innovationsanreizes. Die von verschiedenen Herstellern entwickelten und angebotenen Produkte und Dienstleistungen sollen im Falle der Erfüllung der klimaschutzbezogenen Anforderungen durch das Umweltzeichen ausgezeichnet werden. Damit sollen die gekennzeichneten Produkte positiv auf dem Markt hervorgehoben werden; dies verbessert deren Absatzchancen. Dadurch werden im Idealfall auch inhaltliche Ziele für Produktentwicklungen in Bezug auf Klimaschutz in Unternehmen und in einer Branche stimuliert. Produktkennzeichen wirken somit auch als informelle Produktstandards und entfalten Innovationsanreize für eine Branche, selbst wenn die Vergabe des Umweltzeichens von den Herstellern bzw. Anbietern der Produkte nicht genutzt wird. In Bezug auf die Integration des PCF in das

Umweltzeichenprogramm heißt das, dass die Kennzeichnungsform des PCF tatsächlich einen Innovationsanreiz für die jeweilige Branche darstellen sollte.

2.2.2 Bereits realisierte klimaschutzbezogene Produktkennzeichnungen

Die Zahl der Initiativen zum CO₂-Labeling und zur klimabezogenen Produktkennzeichnungen hat seit 2008 stark zugenommen (vgl. BMU und BDI e.V. 2010; Quack 2010). Es lassen sich hier, wie auch im Bereich anderer produktbezogener Umweltkennzeichnungen, grundsätzlich verschiedene Arten der Umweltkennzeichnung unterscheiden: ISO-Norm konforme und nicht ISO-Norm konforme Umweltkennzeichnungen sowie gesetzlich vorgeschriebene Kennzeichnungen.

2.2.2.1 Übersicht der verschiedenen Formen der Umweltkennzeichnung

Im Folgenden sollen kurz die Unterschiede zwischen den existierenden Umweltkennzeichnungen dargestellt werden. Daran anschließend werden bestehende CO₂-Kennzeichnungen bzw. klimaschutzbezogene Kennzeichnungen den verschiedenen Arten der Umweltkennzeichnung zugeordnet.

In der Systematik der ISO-Norm werden drei verschiedene Typen von Umweltlabels unterschieden. Für alle drei unterschiedenen Typen gelten die generellen Anforderungen an Umweltlabels der DIN EN ISO 14020:2000.

Zu den Typ I Umweltkennzeichnungen, die die DIN EN ISO 14024:1999 erfüllen, gehören die klassischen Umweltlabel, wie der Blaue Engel, die EU-Blume oder der Nordic Swan. Mit diesen Labeln ausgezeichnete Produkte erfüllen strenge Umweltkriterien, die vom Label-Inhaber im Rahmen eines Stakeholder-(bzw. unabhängigen Akteurs-)Prozesses erarbeitet wurden. Die Erfüllung der Anforderungen wird von einem unabhängigen Gremium (also nicht vom Labelinhaber) überprüft. Bei Erfüllung der Kriterien vergibt der Label-Inhaber oder ein unabhängiges Gremium das Label an den Hersteller oder Dienstleister, der das Label nutzen möchte. Umweltkennzeichnungen des Typ I liegt in der Regel ein multipler Kriterienansatz zugrunde, das heißt sie sind nicht fokussiert auf eine Umweltauswirkung. Bislang dienen orientierende Ökobilanzen oder PCF-Studien im Rahmen der Kriterientwicklung von Typ I-Umweltkennzeichen dazu, Schwerpunkte (sogenannte „hot spots“) schädlicher Umweltauswirkungen zu identifizieren. Die Kriterientwicklung setzt dann an den identifizierten Schwerpunkten an.

Zu den Typ II Umweltkennzeichen, die die DIN EN ISO 14021:1999 erfüllen zählen umweltbezogene Anbietererklärungen, wie beispielsweise das REWE-Label „Pro Planet“. Hier werden die Anforderungen, die für die Vergabe der Kennzeichnung erfüllt werden müssen, vom Hersteller oder Dienstleister in der Regel in Zusammenarbeit mit interessierten Kreisen definiert. Der Hersteller prüft die Erfüllung der Anforderungen und nutzt das Label. Die Einbeziehung eines großen Kreises interessierter Akteure ist nicht zwingend. Eine unabhängige Überprüfung der Erfüllung der Kriterien findet in der Regel nicht statt.

Bei den Typ III Umweltkennzeichen nach DIN EN ISO 14025:2006 handelt es sich um sogenannte umweltbezogene Produktdeklarationen (EPD). Typ III Umweltkennzeichen geben Auskunft über die Umweltauswirkungen eines Produktes – einschließlich des Treibhauspotenzials - entlang ihres gesamten Lebensweges. Sie basieren auf der Ökobilanzmethodik (DIN EN ISO 14040:2006). Eine unabhängige Prüfung der Produktdeklaration ist notwendig, wenn die Information für Kommunikationszwecke genutzt wird. Ähnlich verhält es sich mit den Anforderungen der ISO / TS 14067: die Ausweisung des PCF ist in Form von produktbezogenen Kennzeichens möglich, dies erfordert allerdings ein Kommunikationsprogramm, das den Anforderungen für Typ II Kennzeichen (siehe oben) genügt und auf anerkannten produktspezifischen Bilanzierungsregeln beruht. Unabhängig davon sind umweltbezogene Produktdeklarationen nicht unbedingt mit einer Vergleichsskala zur Einschätzung der deklarierten

Umweltauswirkungen verknüpft. Das heißt für den Verbraucher ist es in der Regel nicht einfach möglich, die Umwelteigenschaften des deklarierten Produktes im Vergleich zu alternativen Produkten einzuschätzen.

Neben den ISO-konformen Systemen von umweltbezogenen Produktkennzeichnungen existieren weitere, nicht ISO-konforme Systeme, die im Folgenden als reine Produktinformationen bezeichnet werden. Letztendlich können außerdem gesetzlich vorgeschriebene umweltbezogene Kennzeichnungen genannt werden. Darüber hinaus können die im Folgenden näher beschriebenen klimaschutzbezogenen Produktkennzeichnungen unterschieden werden:

- ▶ CO₂-Label in verschiedenen Ausprägungsvarianten. Dabei handelt es sich um ISO-Label des Typs II (umweltbezogene Anbietererklärungen) oder reine Produktkennzeichnungen.
- ▶ Umweltlabel des Typ I mit dem Schwerpunkt „Klimaschutz“,
- ▶ Umweltlabel des Typ I, die einzelne auf CO₂e-Emissions-Grenzwerten beruhende klimaschutzbezogene Kriterien aufweisen,
- ▶ Umweltlabel des Typ I, die einzelne auf Energieverbrauchsgrenzwerten beruhende klimaschutzbezogene Kriterien aufweisen,
- ▶ Gesetzliche klimaschutzbezogene Kennzeichnungen.

2.2.2.2 CO₂-Label

Bei den derzeit existierenden CO₂-Labeln ist es zum Teil anhand der öffentlich verfügbaren Informationen nicht zu entscheiden, ob diese die generellen Anforderungen der DIN EN ISO 14020:2000 erfüllen oder nicht. Beispielsweise ist nicht immer ersichtlich, ob interessierte Kreise bei der Erstellung der Anforderungen einbezogen wurden. Prinzipiell lässt sich feststellen, dass es sich bei den derzeit existierenden CO₂e-Labeln entweder bei Erfüllung der generellen Anforderungen der ISO-Norm 14020 um Typ II-Umweltkennzeichnungen, bzw. wenn diese nicht erfüllt sind, um reine Produktinformationen handelt.

Prinzipiell lassen sich vier verschiedene Ausprägungsvarianten von CO₂-Labeln (CO₂e-Wert-Kennzeichnungen mit oder ohne Angabe einer Vergleichsskala, „Best-in-class“-Kennzeichnung, CO₂e-Wert-Kennzeichnungen mit Ausweisung von Reduktionszielen, Klimaneutral-Deklaration) unterscheiden, die im Folgenden an ausgewählten Beispielen erläutert werden sollen.

Zum einen gibt es CO₂-Label, die einen CO₂e-Wert für ein bestimmtes Produkt angeben. Hier existieren sowohl Label, die ausschließlich den singulären Zahlenwert angeben als auch Label, die gleichzeitig eine Skala zur Einstufung des Wertes angeben. Als Beispiele können hier die beiden französischen Initiativen „Bilan CO₂ Leclerc“ (Angabe eines CO₂e-Wertes) des Unternehmens Leclerc und „L'indice Carbone casino“ (CO₂e-Wert mit einer Bewertungsskala hinterlegt) der Unternehmensgruppe Casino, mit denen Lebensmittel der beiden Unternehmen gekennzeichnet werden, genannt werden. Bei beiden Initiativen sind weder Angaben zur angewandten Methodik, noch Ergebnisberichte zu den Bilanzierungen öffentlich verfügbar. Auch kann den öffentlich verfügbaren Informationen nicht entnommen werden, ob eine unabhängige Überprüfung der PCF-Analyse vorgenommen worden ist. Die alleinige Angabe eines CO₂e-Wertes ohne eine Vergleichsbasis kann auch nicht als adäquate Kennzeichnung eines klimafreundlichen Produktes angesehen werden. Das Label „L'indice Carbone casino“ liefert zwar einen solchen Vergleichsindex im Rahmen der Kennzeichnung. Allerdings ist der Ansatz nicht transparent, da unklar bleibt, worauf sich die Vergleichsskala bezieht (nur auf Casino-Produkte oder auch auf Produkte von Mitbewerbern).

Eine zweite Ausprägungsvariante eines CO₂e-Label ist die Auszeichnung von sogenannten „Best-in-class“-Produkten. Das heißt, dass nur die hinsichtlich ihres Treibhauspotenzials besten Produkte einer Produktgruppe, wie beispielsweise Trinkmilch oder Haushaltstücher aus Papier, ausgezeichnet wer-

den. Als Beispiel kann hier die schweizerische Initiative „climatop“ genannt werden. Mit dem „climatop-Label“ wird mittlerweile eine Vielfalt von verschiedenen Produkten ausgezeichnet. Die Palette reicht von verschiedenen Lebensmitteln über Kleiderbügel bis hin zu Blumenerde, Windeln und Einkaufstaschen. Hier erfolgt die Vergabe des Labels auf Basis der Berechnung des PCF eines Produktes, der mit dem PCF einer Vergleichsgruppe, verglichen wird. Die Bilanzierung wird von einer unabhängigen Fachstelle auf ihre Richtigkeit und Vollständigkeit hin überprüft. Die kompletten Ergebnisberichte der Bilanzierung sind nicht öffentlich verfügbar. Eingesehen werden können eine zweiseitige Zusammenfassung der Ergebnisse, sowie der Bericht der kritischen Prüfung. Kritisch zu hinterfragen sind bei dieser Initiative die Referenzierung auf Vergleichsprodukte: So ist einerseits die Repräsentativität der Vergleichsprodukte unklar, ferner ist offen, mit welchen Daten der gemittelte PCF der Vergleichsprodukte berechnet wurde. Wenn diese Berechnungen bspw. auf der Grundlage veralteter Sekundärdaten beruht, erfolgt von vorneherein eine relative Besserstellung der „Best-in-class“-Produkte.

Eine dritte ebenfalls bereits realisierte Variante ist die Ausweisung eines CO₂e-Wertes kombiniert mit der Ausweisung von geplanten Reduktionszielen. Hier kann als Beispiel das „Carbon Trust Reduction Label¹“ genannt werden mit dem mittlerweile sehr verschiedene Produkte ausgezeichnet werden (Lebensmittel, Bügeleisen, Händetrockner, Waschmittel, Zeitschriften, T-Shirts). Kritisch anzumerken ist hier grundsätzlich der ausschließliche Fokus auf CO₂e-Reduktionen. Grundsätzlich ist es einfacher, Produkte mit einem schlechten CO₂e-Wert zu verbessern als Produkte, die bereits einen guten CO₂e-Wert aufweisen. Unter Umständen wird das Label also an die „falschen“ Produkte vergeben. Zudem kann eine Labelvergabe auch erfolgen, wenn der Hersteller die Reduktionsmaßnahmen noch gar nicht durchgeführt hat, sondern erst geplant hat. Das heißt im schlechtesten Fall wird ein Produkt zwei Jahre mit dem Label ausgezeichnet, ohne dass Reduktionsmaßnahmen durchgeführt werden. Zudem wird von einem Fall aus Groß-Britannien berichtet, bei dem ein von Carbon Trust gekennzeichnetes Kartoffelchip-Produkt eine Zunahme des PCF-Wertes zwischen 2008 und 2010 um 12% aufweist².

Die vierte Ausprägungsvariante von CO₂-Labels umfasst Kennzeichen, die ein Produkt als „klimaneutral“ bzw. „klimakompensiert“ deklarieren. Hier werden die auf Basis einer PCF-Analyse berechneten CO₂e-Emissionen über Klimakompensationsmaßnahmen ausgeglichen. Das heißt der Hersteller oder Anbieter des Produktes investiert in Klimaschutzprojekte, wie beispielsweise in Projekte zum Ausbau der Stromerzeugung mit Hilfe von erneuerbaren Energien oder in Aufforstungsprojekte. Ein Beispiel dieses Label-Typs ist das Carbonfree-Label des Carbonfund (USA)³. Der Kompensationsansatz ist grundsätzlich nicht unumstritten. Gemäß der britischen Norm PAS 2050 zur Berechnung von Treibhausgasemissionen darf die Kompensation von Treibhausgasen im Rahmen der Bilanzierung nicht angerechnet werden. Laut Harthan et al. 2010 sollten „Kompensationsmaßnahmen insgesamt in eine umfassende und transparente Klimaschutzstrategie eingebettet sein, die drei Schritten folgt: 1. Steigerung der Energieeffizienz, 2. Ersatz von Produkten und Rohstoffen durch Produkte, die weitere Emissionen einsparen (z.B. Strom aus regenerativen Energiequellen) und 3. Kompensation der restlichen Emissionen“. Rein theoretisch kann das Bekenntnis „Treibhausgase zu kompensieren“ natürlich einen Anreiz dafür darstellen, Reduktionsmaßnahmen durchzuführen, um langfristig weniger in Kompensationsmaßnahmen investieren zu müssen. Dies ist aber nicht zwangsläufig der Fall und hängt davon ab, in welchem Verhältnis Vermeidungs- zu Kompensationskosten stehen. Es gibt verschiedene Arten und Funktionsweisen von Kompensationsmaßnahmen, die nicht alle eine zusätzliche Minderungsmaßnahme darstellen. So ist die Investition in Solaranlagen auf Schuldächtern im eigenen Land nicht als Kompensationsmaßnahme geeignet, da hier bereits Fördermöglichkeiten existieren (KfW-Förderprogramme, Einspeisevergütung) und die Einsparung im eigenen Land als Emissionszertifikat verkauft

¹ <http://www.carbon-label.com/the-label/what-is-the-carbon-reduction-label>

² Fleischer, G; Sind neue Labels zum Carbon Footprint eine gute Verbraucherinformation? Vortrag DIN-Workshop, 21.10.2011

³ <http://www.carbonfund.org/>

werden kann (und hier dann die Emissionen erhöht werden können). Daher sollten Kompensationsmaßnahmen nur nach strengen Kriterien durchgeführt werden (Harthan et al. 2010).

2.2.2.3 Klimaschutzbezogene Typ I-Umweltkennzeichnungen

Neben den reinen CO₂-Labeln gibt es noch weitere Kennzeichnungen, die Klimaschutzaspekte adressieren. Hier sind vornehmlich Typ I-Umweltlabel zu nennen, die beispielsweise bei energieverbrauchenden Geräten Kriterien zur Reduktion des Energieverbrauchs enthalten.

Als weiteres Beispiel kann hier das Cluster „Schützt das Klima“ im Rahmen der Blauen Engel-Kennzeichnung genannt werden. Hier wird eine sehr heterogene Gruppe von „klimaschonenden Produkten“ gekennzeichnet. Die Auswahl erfolgt sowohl anhand des produktsspezifischen Beitrags zum Klimaschutz als auch aufgrund ihrer Bedeutung hinsichtlich des Gesamtkonsums des Verbrauchers. Das Cluster umfasst dabei nicht nur energieverbrauchende Geräte sondern auch energiesparende Produkte, wie abschaltbare Steckdosenleisten oder erneuerbare Energieträger für Heizsysteme, wie Hackschnitzel.

Darüber hinaus kann Klimaschutz im Rahmen der Kriterientwicklung adressiert werden, in dem auf der Basis von Ökobilanz- oder PCF-Studien grundlegende Klimaschutzkriterien entwickelt werden. Realisiert wird dies derzeit im Rahmen der schwedischen Initiative „Climate Marking“⁴. Hier werden klimaschutzbezogene Kriterien für die Produktion von Lebensmitteln entwickelt (beispielsweise Kriterien zum Bezug von Strom aus erneuerbaren Energien oder Kriterien zum effektiven Einsatz von Stickstoff im Düngemanagement). Verschiedene Lebensmittel-Kennzeichnungssysteme wollen diese Kriterien im Laufe der nächsten Jahre in ihre Richtlinien integrieren und Produkte zusätzlich in Bezug auf diese Kriterien zertifizieren lassen. Hierzu gehört beispielsweise die schwedische Bio-Zertifizierungsorganisation „KRAV“.

Eine weitere Möglichkeit Klimaschutz in die Kriterientwicklung einzubinden, ist die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten für einzelne Phasen im Lebenszyklus von Produkten. Dies kann auf der Basis von Ökobilanz- oder PCF-Studien erfolgen, in denen sowohl Best- als auch Durchschnittsemissionswerte für die Lebensphasen der Produktgruppe ermittelt werden, die die größten Beiträge zum Treibhauspotenzial leisten. Als Beispiele können hier die EU-Umweltzeichen für Kopierpapier und grafisches Papier sowie für Hartbodenbeläge genannt werden.

2.2.2.4 Gesetzliche klimaschutzbezogene Kennzeichnungen

Als letzte Kategorie einer klimaschutzbezogenen Produktkennzeichnung kann noch eine Reihe verpflichtender gesetzlicher Kennzeichnungen genannt werden (vgl. Quack 2010):

- ▶ Für Haushaltsgeräte die EU-Direktive 92/75/EEC (verpflichtende EU-Energieeffizienzkennzeichnung für verschiedene Haushaltsgeräte, wie beispielsweise Kühlgeräte, Geschirrspüler, Wäschetrockner, Waschmaschinen).

Die EU-Energieeffizienzkennzeichnung bzw. das EU-Energielabel, ist ein Beispiel für eine Umweltkennzeichnung, die Klimaschutz fokussiert. Allerdings bezieht sich diese Kennzeichnung nur indirekt auf die Emission von Treibhausgasen, da der Energieverbrauch von Haushaltsgeräten gekennzeichnet wird. Letztendlich hätte hier jedoch die zusätzliche Ausweisung des PCF keinen Zusatznutzen, da der Schwerpunkt des Treibhauspotenzials der Geräte, die im Rahmen dieser Kennzeichnung ausgezeichnet werden, in der Nutzungsphase liegt. Die Ausweisung des PCF wäre außerdem nur vor dem Hintergrund der Ausweisung einer Vergleichsskala sinnvoll.

⁴ http://www.krav.se/Global/projektbeskrivning%2020.0_EN.pdf

- ▶ Für Personenkraftwagen die EU-Direktive 1999/94/EC), die vorsieht, dass der Treibstoffbedarf/100 Kilometer, sowie die CO₂-Emissionen⁵ pro Kilometer vom Hersteller für Neuwagen angegeben werden müssen.
- ▶ Für Strom die EU-Direktive 2003/54/EC, die vorsieht, dass Energiebereitsteller ihren Kunden Auskunft geben müssen über die spezifischen CO_{2e}-Emissionen und die Menge an radioaktiven Abfällen, die mit der Erzeugung des vom Kunden bezogenen Stroms verbunden ist. Darüber hinaus müssen Informationen zum nationalen Strom-Mix und zum restlichen Strom-Mix des Anbieters bereitgestellt werden.

In Tabelle 1 sind die derzeit existierenden klimaschutzbezogenen Produktkennzeichnungen in einer Übersicht zusammen gefasst worden.

Tabelle 1 Typisierung existierender klimaschutzbezogener Produktkennzeichnungen

Produktkennzeichnung	Beispiel	Art der Umweltkennzeichnung
CO ₂ -Label: Angabe eines CO _{2e} -Wertes (mit oder ohne Skala zur Einstufung des Wertes)	Casino Carbon Index	reine Produktinformation
CO ₂ -Label: Angabe, dass es sich bei dem Produkt um ein „Best-in-class“-Produkt handelt	climatop	wenn Anforderungen der ISO-Norm 14020 erfüllt, dann Typ II umweltbezogene Anbietererklärung (ISO 14021)
CO ₂ -Label: Angabe eines CO _{2e} -Wertes und Ausweisung von geplanten Reduktionszielen	Carbon Trust Reduction Label	wenn Anforderungen der ISO-Norm 14020 erfüllt, dann Typ II umweltbezogene Anbietererklärung (ISO 14021)
CO ₂ -Label: Klimaneutral-Label (durch Kompensationsmaßnahmen)	Carbonfree	wenn Anforderungen der ISO-Norm 14020 erfüllt, dann Typ II umweltbezogene Anbietererklärung (ISO 14021)
Umweltkennzeichen mit Klimafokus	Blauer Engel „schützt das Klima“ Climate Marketing/KRAV	Typ I zertifiziertes Umweltlabel
Umweltkennzeichen, die einzelne klimaschutzbezogene Kriterien in Form von CO _{2e} -Emissionsgrenzwerten aufweisen	EU-Blume für Kopierpapier und grafisches Papier	Typ I zertifiziertes Umweltlabel
Umweltkennzeichen, die Klimaschutz in Form von Kriterien zum Energieverbrauch adressieren	EU-Blume, Blauer Engel, Nordic Swan,... (für verschiedene energieverbrauchende Geräte)	Typ I zertifiziertes Umweltlabel
gesetzliche Kennzeichnung	EU-Energieeffizienzkennzeichnung	

⁵ Es müssen nicht die CO_{2e}-Emissionen angegeben werden, das heißt die Angabe bezieht sich tatsächlich nur auf den Ausstoß von Kohlendioxid.

2.2.3 Übersicht und Analyse der Anwendungsmöglichkeiten des PCF

Die Auswertung der recherchierten Literatur, die Auswertung und der Vergleich bereits existierender Label (vgl. Kapitel 2.2.2) und die Überprüfung weiterer Variationsmöglichkeiten im Rahmen des ersten Arbeitsschrittes des Vorhabens zeigen, dass eine Bandbreite verschiedener möglicher konzeptieller Ansatzpunkte für die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm „Der Blaue Engel“ infrage kommt. Folgende Ansatzpunkte können genannt werden, die weiter unten im Rahmen der Analyse ihrer Stärken und Schwächen näher erläutert werden:

- ▶ Die Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien.
- ▶ Die Auszeichnung von „Best in class-Produkten“ mit oder ohne Ausweisung eines PCF-Ergebniswertes.
- ▶ Die Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von anderen klimaschutzbezogenen Maßnahmen bzw. Vergabekriterien.
- ▶ Die Ausweisung eines CO₂-Einsparpotentials gegenüber System- oder Produktalternativen ohne Ausweisung eines PCF-Ergebniswertes (Kennzeichnung klimafreundlicher Alternativen).
- ▶ Die ausschließliche Ausweisung von Ergebniswerten ohne Bezug auf einen Referenzrahmen.
- ▶ Die Ausweisung und visualisierte Einordnung eines PCF-Ergebniswertes vor dem Hintergrund einer Bewertungsskala (analog zu Energieeffizienzklassen).
- ▶ Ausweisung eines PCF-Ergebniswertes mit der Verpflichtung von Reduktionen des PCF in einem bestimmten Zeitraum (Carbon Reduction Label).
- ▶ Die Kompensation des PCF; d.h. das Produkt wird als klimaneutral deklariert.

Mit Ausnahme der Ausweisung eines CO₂-Einsparpotentials gegenüber System- oder Produktalternativen sind alle aufgezählten Anwendungsmöglichkeiten bereits in irgendeiner Form realisiert oder geplant.

Die in den nachfolgenden Abschnitten durchgeführte Analyse der Stärken und Schwächen der genannten Anwendungsmöglichkeiten des PCF im Umweltzeichenprogramm erfolgte vor dem Hintergrund der folgenden inhaltlichen und prozeduralen Anforderungen⁶, die an ein Typ I Umweltzeichen bestehen:

- ▶ Werden die Ziele durch die geprüfte konzeptionelle Integrationsvariante erreicht (Erhöhung der Markttransparenz bei Verbrauchern, Sicherstellung einer anspruchsvollen Gesamtumweltperformance ausgezeichneter Produkte sowie Schaffung / Verstärkung eines Innovationsanreizes vgl. Kapitel 2.2.1)?
- ▶ Ergeben sich methodische Probleme (z.B. Existenz einheitlicher methodischer Vorgaben) bzw. ist es notwendig, methodisch strittige Fragen zu regeln?
- ▶ Ergeben sich prozedurale Hemmnisse (z.B. Überprüfbarkeit der Bilanzierung: hier besteht ggfs. Notwendigkeit einer externen unabhängigen Prüfung der Bilanzierung)? In Bezug auf die Integration des PCF in das bestehende Umweltzeichenprogramm müssen hier je nach Anwendungsmöglichkeit verschiedene Ebenen betrachtet werden. Zum einen muss die Ebene der Kriterientwicklung bzw. Art der Ausweisung des PCF kritisch geprüft werden. Gemäß DIN EN ISO 14040:2006-10 kann die Durchführung eines externen kritischen Prüfverfahrens obligatorisch sein. Zum anderen muss genau betrachtet werden, ob Schwierigkeiten bei der Überprüfung der Einhaltung der Anforderungen im Rahmen des Vergabeprozesses existieren und ob hierfür die Voraussetzungen bei der Zertifizierungsstelle gegeben sind.

⁶ Prozedurale Anforderungen, die im Zusammenhang mit einem Nachhaltigkeitszeichen genannt werden, sind beispielsweise Legitimität/Vertrauen, Unabhängigkeit, Transparenz, Einbezug von Stakeholdern/Partizipation, Verfahrensregeln sowie Verifizierung (vgl. Rubik et al. 2009).

- Ist die gegebene Information richtungssicher oder wirken sich stark variierende Randbedingungen wie die Nutzung von Produkten stark auf den realen PCF aus?⁷

Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien

Die Auswahl geeigneter Produktgruppen für das Cluster „Schützt das Klima“ im Rahmen des Umweltzeichenprogramms der Blaue Engel erfolgte unter anderem auf der Basis von Stoffstromanalysen, die die Schwerpunkte der klimarelevanten Emissionen des privaten Konsums ermittelten. Im Rahmen der so identifizierten relevanten Produktfelder wurden wiederum Produkte auf der Basis der Auswertung bereits vorhandener Ökobilanz- oder PCF-Studien ausgewählt, die ein hohes Reduktionspotenzial aufweisen (z.B. Energiesparlampen, Kühl-/ Gefrierkombinationen).

Für die Entwicklung der konkreten Vergabekriterien für Produkte des Clusters „Schützt das Klima“ wird ein Hintergrundbericht erstellt, in dem auf der Basis der Anwendung der Methode PROSA (Product Sustainability Assessment) die Schwerpunkte der Umweltauswirkungen des betreffenden Produktes erfasst werden. Auf Basis dieser Ergebnisse erfolgt dann die Kriterientwicklung (vgl. Gröger et al. 2013).

Neu wäre die Anwendung von PCF-Analysen im Rahmen von PROSA, um PCF-Werte (bzw. CO₂e-Emissionsgrenzwerte) als Vergabekriterien für einen oder mehrere Lebenswegabschnitte zu definieren (vgl. zum Beispiel den CO₂e-Emissionsgrenzwert für die Produktion von Papier und Zellstoff als Vergabekriterium der EU-Blume für Kopierpapier und grafisches Papier). Dies wird bislang so nicht im Rahmen der Entwicklung von Vergabekriterien für das Cluster „Schützt das Klima“ realisiert. Unter der Voraussetzung, dass produktgruppenspezifische Bilanzierungsregeln vorliegen oder erstellt werden können und eine gute Datenbasis vorliegt, stellt diese Anwendungsmöglichkeit jedoch keine methodische Herausforderung dar.

Grundlage für die Erarbeitung solcher Vergabekriterien ist jedoch das Vorhandensein von entsprechenden Daten, die die Spannbreite der Emissionen von derzeit praktizierten Produktionspraktiken und technologischen Rahmenbedingungen widerspiegeln. Hier wird es unter Umständen erforderlich sein, dass bei Herstellern eine Reihe von Daten erfasst werden müssen – und zwar auch bei Herstellern, die u.U. gar nicht an der Entwicklung einer Vergabegrundlage Interesse zeigen.

Die Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von Vergabekriterien im Rahmen des Umweltzeichenprogramms EU-Blume wird auch von Baldo et al. (2008) empfohlen. Diese Empfehlung beruht auf der Basis der Ergebnisse eines Konsultationsprozesses, der im Rahmen einer Studie für die EU-Kommission durchgeführt wurde. Baldo et al. (2008) lassen im Rahmen ihrer Empfehlung offen, ob die Entwicklung von Vergabekriterien in Form der Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten erfolgen sollte oder in Form von anderen spezifischen klimaschutzbezogenen Kriterien (s. weiter unten). Diese Entscheidung sollte jeweils fallspezifisch getroffen werden.

In Tabelle 2 sind die Stärken und Schwächen dieser Anwendungsmöglichkeit stichwortartig zusammen gefasst. Eine mögliche Schwäche dieser Anwendungsmöglichkeit kann dann eintreten, wenn der Unterschied zu einer reinen Ergebniswertdarstellung mit einem CO₂-Label nicht klar kommuniziert wird. Sonst könnte bei Verbrauchern der Eindruck entstehen, dass ein Produkt, dass mit einem reinen CO₂-Label (PCF-Ergebniswert oder Best-in-class-Auszeichnung) ausgezeichnet ist, besser als das „Blaue Engel-Produkt“ abschneidet, das einen anspruchsvollen CO₂e-Emissionsgrenzwert erfüllt.

⁷ So ist es z.B. bei Produktgruppen (beispielsweise bei Waschmaschinen), bei denen das Verbraucherverhalten einen sehr großen Einfluss auf den PCF hat, aus Gründen des Klimaschutzes notwendig, eine Sensibilität über ein klimabewusstes Verbraucherverhalten zu schaffen. Hier wäre die Angabe eines Gesamt-PCF-Wertes eines Produktes wenig zielführend.

Die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien entspricht dem bisherigen Vorgehen. Der Antragssteller bestätigt die Einhaltung von Anforderungen und legt Prüfdokumente vor, die die Einhaltung von Grenzwerten festlegen.

Tabelle 2 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ methodisch gut handhabbar ▶ gute Orientierung für die Schwerpunktsetzung der Kriterienbildung ▶ keine neue Herausforderung hinsichtlich der Überprüfung der Einhaltung von Kriterien ▶ glaubwürdige und transparente Information, da Produkte, ausgezeichnet werden, die über dem Branchendurchschnitt liegen ▶ Kennzeichnung stellt einen Anreiz für Unternehmen dar, den PCF ihrer Produkte zu optimieren 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ gute Datenbasis notwendig, um sinnvolle Grenzwerte festzulegen ▶ Aktualisierung der Grenzwerte kann der Geschwindigkeit der Marktentwicklung hinterherhinken⁸
Chancen	Risiken / Anforderungen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ multipler Kriterienansatz verwirklichbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Konkurrenz durch „neue“ CO₂-Label, die beispielsweise „Best Class-Produkte“ hinsichtlich der Umweltwirkung „Treibhauspotential“ auszeichnen ▶ Neue Ausrichtung des Blauen Engel sollte klar kommuniziert werden, damit der Unterschied zu reinen CO₂-Labeln deutlich wird

Ausweisung von „Best in class-Produkten“ mit oder ohne Darstellung eines Ergebniswertes

PCF-Analysen von Produktgruppen können durchgeführt werden, um sogenannte „Best-Produkte“ zu kennzeichnen. Das bedeutet jedoch, dass das gekennzeichnete Produkt im Rahmen einer tiefergehenden PCF-Analyse mit einem relativ breiten Spektrum an konkurrierenden Produkten aus der gleichen Produktgruppe verglichen werden muss.

Im Prinzip entspricht dies der Vorgehensweise wie bei der Nutzung von PCF-Analysen zur Entwicklung von Vergabekriterien auf der Basis der Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten. Im Unterschied zu einer Grenzwertsetzung würde allerdings die vergleichende Herausstellung eines umweltbezogenen Vorteils nach DIN EN 14040:2006-10⁹ eine unabhängige kritische Prüfung der PCF-Analyse erfordern. Stuft man die Ausweisung von „Best in class-Produkten“ als eine PCF Deklaration ein, wäre nach den Anforderungen der ISO / TS 14067 ein Kommunikationsprogramm erforderlich, das den Anforderungen für Typ-III-Kennzeichnungen genügt und auf produktgruppenspezifischen Bilanzierungsregeln beruht.

Unter der Voraussetzung, dass produktgruppenspezifische Bilanzierungsregeln vorliegen oder erstellt werden können und eine gute Datenbasis vorliegt, stellt diese Anwendungsmöglichkeit ansonsten kei-

⁸ Vgl. die Diskussion zur EU-Energieeffizienz-Kennzeichnung,

⁹ Dieser Passus wird voraussichtlich auch in der sich Entwicklung befindenden ISO-Norm 14067 enthalten sein, die die Vorgehensweise bei der Erstellung von PCF-Analysen definieren wird.

ne besondere methodische Herausforderung dar. Grundlage für die Definition von „Best-Produkten“ ist auch, wie bei der Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten, das Vorhandensein von entsprechenden Daten, die die Spannbreite der Emissionen von derzeit praktizierten Produktionspraktiken und technologischen Rahmenbedingungen widerspiegeln. Zusätzlich erforderlich ist allerdings eine kontinuierliche Beobachtung und quantitative Abbildung des Marktgeschehens innerhalb der Produktgruppe, damit der Anspruch, Best in class-Produkte auszuweisen, tatsächlich auch eingelöst wird.

Die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien würde dem bisherigen Vorgehen entsprechen. Der Antragssteller bestätigt die Einhaltung von Anforderungen und legt Prüfdokumente vor, die die Einhaltung von Grenzwerten festlegen.

Prinzipiell stellt das CO₂-Label „climatop“ eine solche Kennzeichnung dar. Hier erfolgt auch eine kritische Prüfung der PCF-Analyse. Allerdings ist hier anzumerken, dass es nicht transparent ist, ob die Vergleichsgruppe tatsächlich repräsentativ ist. Die PCF-Werte der Vergleichsprodukte werden außerdem auf der Basis von Sekundärdaten bilanziert, so dass eine unsymmetrische Datenlage im Vergleich zur Datenbasis des ausgezeichneten Produktes vorliegt, da hierfür Primärdaten angesetzt werden.

Tabelle 3 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur Auszeichnung von „Best in Class-Produkten“

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ glaubwürdige und transparente Information, da Produkte, ausgezeichnet werden, die über dem Branchendurchschnitt liegen ▶ keine neue Herausforderung hinsichtlich der Überprüfung der Einhaltung von Kriterien ▶ Kennzeichnung stellt einen Anreiz für Unternehmen dar, den PCF ihrer Produkte zu optimieren 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ methodisch aufwendig, aber handhabbar ▶ gute Datenbasis notwendig, um sinnvolle quantitative Mindestanforderungen festzulegen ▶ unabhängiges Critical Review zur Überprüfung der PCF-Analyse erforderlich
Möglichkeiten	Risiken / Anforderungen (Bedrohungen)
<ul style="list-style-type: none"> ▶ multipler Kriterienansatz verwirklichbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Neue Ausrichtung des Blauen Engel sollte klar kommuniziert werden, damit der Unterschied zu reinen CO₂-Labels deutlich wird

Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von klimaschutzbezogenen Maßnahmen für Vergabekriterien

PCF-Analysen können auch für die Entwicklung von Vergabekriterien zu Maßnahmen genutzt werden, die zwar keinen CO₂e-Emissionsgrenzwert beinhalten, deren Einhaltung jedoch einen deutlichen Beitrag zur Senkung des Gesamttreibhauspotentials des Produktes beitragen (z.B. der Ausschluss des Einsatzes von FCKW als Kältemittel; der Ausschluss von landwirtschaftlichen Maßnahmen, die eine direkte oder indirekte Landnutzungsänderung nach sich ziehen; Grenzwerte für den Energieverbrauch einzelner oder mehrerer Lebenswegabschnitte). Die PCF-Analysen dienen hier zur Erfassung von Schwerpunkten von Treibhausgasemissionen eines Produktes und zur Identifikation von Reduktionspotenzialen. Kriterien können dann so formuliert werden, dass im Rahmen ihrer Einhaltung die identifizierten Reduktionspotenziale ausgeschöpft werden.

Im Falle der schwedischen Initiative „Climate Marking“ werden basierend auf den Ergebnissen von Ökobilanzen klimaschutzbezogene Kriterien für die Produktion von verschiedenen Lebensmitteln erarbeitet (vgl. Kapitel 2.2.2). Kriterien werden entlang des gesamten Lebensweges (Anbau der Ag-

rarprimärprodukte oder Futtermittelproduktion und Tierzucht – Verarbeitung – Verpackung, Transport und Lagerung), für verschiedene Produktgruppen (Rindfleisch, Schwein, Geflügel, Fisch, Milch, Eier, Gemüse, Blumen) und verschiedene Produktionsformen (z.B. Anbau im Gewächshaus) formuliert. Die so entwickelten Kriterien sollen in existierende Nachhaltigkeitskennzeichnungen für Lebensmittel in Schweden integriert werden. So sollen über die nächsten Jahre hinweg alle Produkte, die mit dem schwedischen Ökolabel „KRAV“ für Lebensmittel gekennzeichnet sind, auch nach den entwickelten Klimaschutzkriterien zertifiziert werden.

Klimaschutzbezogene Vergabekriterien, deren Einhaltung einen Beitrag zur Senkung des Gesamt Treibhauspotentials des Produktes beitragen, sind bereits vereinzelt in verschiedenen Vergabegrundlagen für verschiedene Siegel (beispielsweise EU-Blume für Hartbodenbeläge, Blaue Engel für Reinigungsdienstleistungen, Naturland-Siegel für Holzprodukte, Nordic Swan für Möbel) enthalten. Dies gilt auch für Vergabekriterien für Produkte, die im Rahmen des Clusters „Schützt das Klima“ ausgezeichnet werden. Hier werden Vergabekriterien entwickelt, die die Klimarelevanz der Produkte charakterisieren. Bei den energieverbrauchenden Produkten fußen die Vergabekriterien jedoch nicht notwendigerweise auf CO₂e-Emissionswerten, sondern in der Regel auf dem Energiebedarf.

Das methodische Vorgehen entspricht dem Vorgehen zur Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten. Für die Entwicklung von Vergabekriterien werden PCF-Analysen angewendet, um die Schwerpunkte der Treibhausgasemissionen entlang des gesamten Lebensweges zu erfassen und die Ursachen der Treibhausgasemissionen zu erkennen (z.B. hoher Energieeinsatz in der Produktion, hoher Energieverbrauch in der Nutzungsphase, Pestizid- und Düngemitteleinsatz in der Baumwollproduktion). Auf dieser Basis können dann entsprechende Vergabekriterien definiert werden, die eine Reduktion der Treibhausgasemissionen nach sich ziehen. Prinzipiell entspricht dieses Vorgehen bis auf der Tatsache, dass PCF-Analysen ausgewertet werden, dem bisherigen Vorgehen bei der Entwicklung von Vergaberrichtlinien. Auch die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien würde dem bisherigen Vorgehen entsprechen. Der Antragssteller bestätigt die Einhaltung von Anforderungen und legt Prüfdokumente vor, die die Einhaltung von Grenzwerten festlegen.

Die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm müsste, wie bei der Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergaberrichtlinien, deutlich kommuniziert werden, so dass dem Verbraucher bewusst wird, dass bei der Vergabe des „Blauen Engel“ für ein Produkt der Vergleich von PCF-Ergebniswerten bereits integriert wurde.

Tabelle 4 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von klimaschutzbezogenen Maßnahmen für Vergabekriterien

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ methodisch gut handhabbar ▶ gute Orientierung für die Schwerpunktsetzung der Kriterienbildung ▶ die Variante lässt sich relativ einfach in das bestehende Labelsystem integrieren ▶ es besteht keine Notwendigkeit eine komplette PCF-Analyse für die Beantragung des Siegels zu erstellen ▶ stellt prinzipiell keine große neue Herausforderung hinsichtlich der Überprüfung der Einhaltung von Kriterien ▶ die gelabelten Produkte heben sich hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen deutlich von anderen Produkten der Produktgruppe ab 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ für die Erarbeitung von klimaschutzbezogenen Kriterien, die nicht nur auf dem Energiebedarf beruhen, müssen die Ergebnisse grundlegender PCF-Analysen oder Ökobilanzen (branchen- bzw. produktgruppenbezogen) vorliegen ▶ Hersteller müssen zum Teil eine Reihe von bislang nicht erfassten Daten zusammentragen
Chancen	Risiken / Anforderungen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ multipler Kriterienansatz verwirklichbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ die Neuausrichtung eines etablierten Labels muss mit einer entsprechenden Informationskampagne begleitet werden, damit der Verbraucher die Neuausrichtung vor dem Hintergrund der Labelvielfalt einordnen kann ▶ neue Entwicklungen auf dem Markt sollten rasch integriert werden, damit das Label glaubwürdig bleibt

Ausweisung eines CO₂-Einsparpotentials gegenüber Produkt- oder Systemalternativen ohne Ausweisung eines PCF-Ergebniswertes (Kennzeichnung klimafreundlicher Alternativen)

Über die Entwicklung von klimaschutzbezogenen Kriterien hinaus können PCF-Analysen als Grundlage für die Ausweisung eines CO₂-Einsparpotentials (z.B. als Prozentangabe) gegenüber weniger klimafreundlichen alternativen Produkten oder Systemalternativen genutzt werden. Als Beispiel kann hier die Warmwasserbereitstellung mit Hilfe der Nutzung von solarthermischen Anlagen genannt werden. Der Unterschied zum weiter unten beschriebenen Ansatz „Best-in-class-Produkte“ besteht darin, dass ein konkretes Reduktionspotenzial ausgewiesen wird und dass auch Einsparungen zwischen Systemalternativen deutlich gemacht werden können (z.B. Car-Sharing statt Nutzung eines eigenen Personenkraftfahrzeugs).

Bislang ist eine solche Kennzeichnung in dieser Form nicht realisiert.

Die Bilanzierung der Treibhausgaseinsparung durch die Nutzung von energiesparenden Produkten kann methodisch jedoch relativ komplex sein und lässt sich häufig nicht einfach mit dem eigentlichen Produkt in Bezug setzen. Beispielsweise hängt die Einsparung von Energie zur Warmwasserbereitstellung durch die Nutzung von solarthermischen Anlagen von der durchschnittlichen Sonnenscheindauer ab, die wiederum davon abhängt in welcher klimatischen Region die Anlage installiert wird. Hier gibt es deutschlandweit ebenfalls deutliche Unterschiede. Das Einsparpotenzial hängt aber auch davon ab

mit welchem System der Warmwasserbereitstellung die Nutzung von solarthermischen Anlagen verglichen wird. Das heißt hier müssen eine Reihe von begründeten Rahmenbedingungen definiert werden.

Da es sich um eine Kommunikationsform handelt, bei der die Vorteilhaftigkeit von gekennzeichneten Produkten gegenüber herkömmlichen Produkten bzw. Referenzprodukten dargestellt wird, müsste die der Ausweisung des Einsparpotenzials zugrunde liegende Studie einer kritischen Prüfung gemäß DIN EN 14040:2006-10¹⁰ unterzogen werden, was zusätzliche Kosten verursachen würde.

Tabelle 5 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur Ausweisung eines CO₂-Einsparpotentials gegenüber Produkt- oder Systemalternativen

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Informationsbedarf nach Einsparpotential wird entgegengekommen ▶ einfache und eingängige Darstellung der Klimafreundlichkeit eines Produktes 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ gute Datenbasis erforderlich ▶ Produkt- bzw. Systemalternativen müssen im Rahmen einer detaillierten PCF-Analyse untersucht werden ▶ methodisch anspruchsvoll ▶ unabhängiges Critical Review durch Experten erforderlich (daher entstehen auch zusätzliche Kosten) ▶ Zusatzkennzeichnung erforderlich
Chancen	Risiken / Anforderungen (Bedrohungen)
<ul style="list-style-type: none"> ▶ multipler Kriterienansatz verwirklichbar ▶ Definition von Referenzprodukten durch Branchenkonsultation (wie beispielsweise im Rahmen des EU PEF-Prozesses) 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Einsparung bezieht sich häufig auf ein anderes Produkt/System ▶ Verlust an Glaubwürdigkeit bei Endverbrauchern, da Referenz nicht klar

Ausschließliche Ausweisung von Ergebniswerten ohne Referenzskala

Ergebnisse von PCF-Analysen können über die Entwicklung von klimaschutzbezogenen Kriterien hinaus auch genutzt werden, um das Treibhauspotential eines konkreten Produktes in Form eines Zahlenwertes zu kommunizieren.

Dies wird so bei der Vergabe von CO₂-Labeln bereits praktiziert (vgl. Kapitel 2.2.2) Eine Angabe eines PCF-Wertes ohne Vergleichsskala macht jedoch keinen Sinn, da sie keine richtungssichere Orientierung für den Verbraucher darstellt. Der Verbraucher kann nicht beurteilen, ob das Produkt einen vergleichsweise hohen oder niedrigen PCF aufweist.

Vor dem Hintergrund, dass Typ I-Umweltlabel in der Regel „Best-Produkte“ auszeichnen, ist es empfehlenswerter CO₂e-Emissionsgrenzwerte für den Gesamt-PCF oder für beitragsrelevante Lebensphasen des Produktes festzulegen, um die besten Produkte auszuzeichnen. Eine zusätzliche Ausweisung eines Ergebniswertes besitzt prinzipiell keinen Mehrwert. Dem Verbraucher wird aber ermöglicht, Produkte, die mit dem „Blauen Engel“ gekennzeichnet sind, mit Produkten zu vergleichen, die nur ein CO₂-Label aufweisen. In diesem Fall müsste allerdings der Mehrwert eines mit dem Blauen Engel und einem PCF-Ergebniswert gekennzeichneten Produktes gegenüber Produkten, die lediglich mit einem

¹⁰ Dieser Passus wird voraussichtlich auch in der sich Entwicklung befindenden ISO-Norm 14067 enthalten sein, die die Vorgehensweise bei der Erstellung von PCF-Analysen definieren wird.

PCF-Ergebniswert ausgezeichnet werden und keine (weiteren) umweltbezogene Anforderungen erfüllen, intensiv begleitend kommuniziert werden.

Eine zusätzliche Ausweisung erfordert außerdem die Verifizierung des PCF-Ergebniswertes durch eine unabhängige Prüfstelle. Die Ausweisung eines solchen Wertes geht in Richtung umweltbezogene Produktdeklaration, die nach DIN EN ISO 14025:2006 von einer unabhängigen Stelle verifiziert werden muss.

Grundlage für die Erarbeitung von CO₂e-Emissionsgrenzwerte für den Gesamt-PCF oder für beitrags-relevante Lebensphasen des Produktes ist zudem das Vorhandensein von entsprechenden Daten, die die Spannbreite der Emissionen von derzeit praktizierten Produktionspraktiken und technologischen Rahmenbedingungen widerspiegeln. Hier wird es unter Umständen erforderlich sein, dass bei Herstellern eine Reihe von Daten erfasst werden müssten.

Tabelle 6 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur zusätzlichen Ausweisung eines CO₂-Ergebniswertes

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Informationsbedarf nach Treibhauspotential eines Produktes wird entgegenkommen ▶ Anreiz zur THG-Minderung selbst wenn kein konkreter Benchmark definiert werden kann 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Die Ausweisung eines PCF-Ergebniswertes fokussiert auf den PCF als Kriterium für ein umweltfreundliches Produkt. Dies widerspricht einem multiplen Kriterienansatz. ▶ Unabhängige Verifizierung von PCF-Ergebniswerten erforderlich (Anforderung an ein Typ III-Label) ▶ Zusatzkennzeichnung erforderlich ▶ Erfordert detaillierteres Verständnis des Verbrauchers, da kein ja/nein Kaufkriterium
Chancen	Risiken / Anforderungen (Bedrohungen)
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Zusätzlicher kommunikativer Nutzen möglich 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Die Kommunikation eines Ergebniswertes stellt u.U. andere umweltrelevante Aspekte der Produktgruppe in den Hintergrund

Ausweisung eines PCF –Ergebniswertes vor dem Hintergrund einer Bewertungsskala (benchmarking)

Die Ausweisung eines konkreten PCF-Ergebniswertes könnte auch vor dem Hintergrund einer Bewertungsskala erfolgen. Dadurch erhält der Konsument eine Orientierung in welcher Bandbreite das gekennzeichnete Produkt anzusiedeln ist.

Die Kennzeichnung „L'indice Carbone casino“ der Unternehmensgruppe Casino, mit der Lebensmittel ausgezeichnet werden, stellt eine solche Kennzeichnung dar. Allerdings handelt es sich hier um eine reine Produktdeklaration und keine normkonforme umweltbezogene Produktdeklaration, da der angegebene PCF-Wert nicht durch eine unabhängige Stelle verifiziert wird. Nicht transparent ist auch die Bewertungsskala, die zur Einordnung des PCF-Wertes hinterlegt ist: Unklar ist, auf welcher Datengrundlage (Primär- oder Sekundärdaten) die Skala ermittelt wurde und auf welche Vergleichsproduk-

te sich die Skala bezieht (nur Produkte, die bei Casino angeboten werden oder auch Produkte, die von anderen Handelsunternehmen angeboten werden).

Gegenüber der im vorherigen Abschnitt diskutierten singulären Ausweisung eines Ergebniswertes würde diese Variante eine Einordnung des Produktes bezogen auf jeweilige gesamte Produktgruppe ermöglichen

Tabelle 7 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur zusätzlichen Ausweisung eines CO₂-Ergebniswertes vor dem Hintergrund einer Bewertungsskala

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Informationsbedarf nach Treibhauspotential eines Produktes wird entgegengekommen ▶ Der Verbraucher erhält eine Orientierung über das Ranking der Klimafreundlichkeit des Produktes 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Die Ausweisung einer Einordnung der Klimafreundlichkeit eines Produktes stellt eine Fokussierung auf den PCF als Kriterium für ein umweltfreundliches Produkt. Dies könnte mit Blick auf einen multiplen Kriterienansatz Verbraucher irritieren ▶ Unabhängiges Critical review zur Überprüfung der PCF-Analyse erforderlich (=Verifizierung analog zu Anforderung an ein Typ III-Label) ▶ Zusatzkennzeichnung erforderlich ▶ zusätzlicher Aufwand für die Erarbeitung der Bewertungsskala
Chancen	Risiken / Anforderungen (Bedrohungen)
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Zusätzlicher kommunikativer Nutzen möglich 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Kommunikation eines Ergebniswertes stellt u.U. andere umweltrelevante Aspekte der Produktgruppe in den Hintergrund

Ausweisung eines PCF-Ergebniswertes mit der Verpflichtung von Reduktionen des PCF in einem bestimmten Zeitraum

Eine solche Kennzeichnung wird nur vergeben, wenn sich der Hersteller verpflichtet, den PCF des gekennzeichneten Produktes in einem gewissen Zeitrahmen zu reduzieren. Prinzipiell wird durch eine solche Kennzeichnung die Ausschöpfung eines Reduktionspotenzials gefordert und eine Produktoptimierung eingeleitet. In Form eines reinen CO₂-Labels stellt das „Carbon Reduction Label“ des Carbon Trust (vgl. Kapitel 2.2.2) eine solche Kennzeichnung dar.

Kritisch anzumerken sind hier vor allem zwei Aspekte. Zum einen können theoretisch Produkte ausgezeichnet werden, die einen relativ schlechten PCF-Wert aufweisen. Hier sind unter Umständen Reduktionspotenziale einfacher und kostengünstiger zu realisieren als bei Produkten, die bereits einen vergleichsweise guten PCF aufweisen. Dies würde auch nicht der Philosophie des „Blauen Engel“ entsprechen, nur die in Bezug auf ihre Umwelteigenschaften besten Produkte auszuzeichnen. Zum anderen wird eine reine Absichtserklärung zertifiziert, die unter Umständen nicht eingehalten wird. Beide Aspekte würden die Glaubwürdigkeit des Blauen Engel gefährden.

Tabelle 8 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur zusätzlichen Ausweisung eines CO₂-Ergebniswertes mit der Verpflichtung von Reduktionen des PCF

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Informationsbedarf nach Treibhauspotential eines Produktes wird entgegengekommen ▶ Kennzeichnung fordert eine Produktoptimierung 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Unter Umständen werden Produkte ausgezeichnet, die einen relativ schlechten PCF ausweisen. ▶ Unabhängiges Critical review zur Überprüfung der PCF-Analyse erforderlich (=Verifizierung analog zu Anforderung an ein Typ III-Label) ▶ Zusatzkennzeichnung erforderlich
Möglichkeiten	Risiken / Anforderungen (Bedrohungen)
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Zusätzlicher kommunikativer Nutzen möglich 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Unter Umständen wird das Label vergeben, die Reduktionsverpflichtung aber nicht eingehalten.

Kompensation des PCF; Ausweisung des Produktes als klimaneutral

Diese Anwendungsmöglichkeit ist ebenfalls in Form von CO₂-Labeln bereits realisiert (vgl. Kapitel 2.2.2). Die PCF-Analysen werden zur Erfassung des Treibhauspotentials eines Produktes genutzt, das wiederum als Grundlage für zu tätige Investitionen in Klimaschutzprojekte herangezogen wird, um das Produkt als klimaneutral zu deklarieren. Prinzipiell könnten damit auch Produkte ausgezeichnet werden, die einen vergleichsweise relativ schlechten PCF aufweisen.

Wie in Kapitel 2.2.2 schon ausgeführt, ist der Ansatz der Kompensation von Treibhausgasemissionen umstritten und beispielsweise nach der britischen Norm PAS2050 im Rahmen der Bilanzierung nicht anrechenbar, eine vergleichbare Position ist bei den Diskussionen zur zukünftigen ISO 14067 erkennbar. Daneben würde die Aufnahme des Kompensationsansatzes die bisherige Ausrichtung bei der Ableitung von Vergabekriterien im Umweltzeichenprogramm grundlegend ändern. Dies wäre weder vermittelbar noch würde es dem hohen Anspruch an die Qualität dieses Umweltzeichens entsprechen.

Tabelle 9 Stärken-Schwächen-Analyse der Nutzung von PCF-Analysen zur Kompensation des PCF

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Im Idealfall stellt die Anforderung, die mit dem Produkt verbundenen Emissionen zu kompensieren, einen Anreiz für Unternehmen dar, den PCF ihrer Produkte zu reduzieren 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Kommunikation einer vermeintlichen Klimaneutralität prinzipiell irreführend ▶ Zusatzkennzeichnung erforderlich ▶ Anforderungen an die Qualität von Kompensationsprojekten müssen festgelegt werden
Chancen	Risiken / Anforderungen (Bedrohungen)
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Zusätzlicher kommunikativer Nutzen möglich 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Gefährdung der Glaubwürdigkeit des Blauen Engel

2.2.4 Diskussionsvorschlag zu einer Konzeption zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm

Zusammenfassung der Stärken-Schwächen-Analysen der dargestellten Anwendungsmöglichkeiten zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm

Die verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten wurden hinsichtlich ihrer Stärken und Schwächen vor folgendem bereits in Kapitel 2.2.3 skizzierten Hintergrund verglichen:

- ▶ Werden die Ziele durch die geprüfte konzeptionelle Integrationsvariante erreicht (vgl. Kapitel 2.2.1: Erhöhung der Markttransparenz, Erfüllung des multiplen Kriterienansatzes gegeben, Darstellung eines Innovationsanreizes)?
- ▶ Ergeben sich methodische Hemmnisse (z.B. Existenz einheitlicher methodischer Vorgaben, Regelung methodisch strittiger Fragen)?
- ▶ Ergeben sich prozedurale Hemmnisse (z.B. Überprüfbarkeit der Bilanzierung, ggfs. Notwendigkeit einer externen unabhängigen Prüfung der Bilanzierung)?
- ▶ Ist die gegebene Information glaubwürdig und belastbar (vgl. hierzu Thema 1 2009, BMU und BDI e.V. 2010¹¹)?
- ▶ Löst die gegebene Information ein Verbraucherverhalten in die erwünschte Richtung aus? So ist es z.B. bei Produktgruppen (beispielsweise bei Waschmaschinen), bei denen das Verbraucherverhalten einen sehr großen Einfluss auf den PCF hat, aus Gründen des Klimaschutzes notwendig, eine Sensibilität über ein klimabewusstes Verbraucherverhalten zu schaffen. Hier wäre die Angabe eines Gesamt-PCF-Wertes eines Produktes ohne Kommunikation individueller Handlungsmöglichkeiten wenig Ziel führend.

Die Analyse zeigt, dass die beiden Anwendungsmöglichkeiten „Nutzung des PCF für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien“ und „Nutzung des PCF für die Entwicklung von anderen klimaschutzbezogenen Vergabekriterien“ als grundsätzlich geeignete konzeptionelle Ansatzpunkte für die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm „Der Blaue Engel“ infrage kommen. Die beiden Anwendungsmöglichkeiten unterscheiden sich nur in der Art der Formulierung der Vergabekriterien.

Bei beiden Anwendungsmöglichkeiten würden PCF-Analysen im Rahmen der Erarbeitung von Vergabegrundlagen erstellt werden, um die Schwerpunkte der Treibhausgasemissionen entlang des gesamten Lebensweges zu erfassen und die Ursachen der Treibhausgasemissionen zu erkennen (z.B. hoher Energieeinsatz in der Produktion, hoher Energieverbrauch in der Nutzungsphase, besondere spezifische Quellen an Treibhausgasen). Auf dieser Basis würden entsprechende Vergabekriterien definiert, die eine Reduktion der Treibhausgasemissionen nach sich ziehen. Je nach Produkt kann dies die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten sein, oder die Formulierung von Vergabekriterien, die Praktiken oder Maßnahmen ausschließen, die mit einem hohen Treibhauspotenzial belastet sind (bzw. Maßnahmen oder Praktiken fordern und fördern, die das Gesamt-Treibhausgaspotenzial eines Produktes senken). Welche Anwendungsmöglichkeit der Integration des PCF zum Tragen kommt, sollte fallspezifisch entschieden werden. So bietet sich bei Produkten, die sich durch energieintensive Produktionsprozesse auszeichnen, die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten an. Bei Produkten deren Treibhausgaspotenzial stark von eingesetzten Produktbestandteilen, eingesetzten Maßnahmen und eingesetzten Methoden abhängt (wie z.B. in der Textilproduktion die landwirtschaftliche Praxis oder die Qualität des Produktes) bietet sich die Entwicklung von anderen klimaschutzbezogenen Vergabekriterien an (z.B. Einforderung eines effektiven Stickstoffmanagements, etc.).

¹¹ Im Rahmen des PCF-Pilotprojektes wurde eine Reihe von grundlegenden Anforderungen herausgearbeitet, die bei der Kommunikation der Ausweisung von produktbezogenen Treibhausgasen erfüllt sein sollten (Thema 1 2009).

Beide Ansatzmöglichkeiten erhöhen die Markttransparenz hinsichtlich der Wahl nach „klimafreundlichen Produkten“ und stellen einen Innovationsanreiz für die Hersteller dar. Unter der Voraussetzung, dass die in Kapitel 2 dargestellten methodischen und datenbezogenen Herausforderungen an die Erstellung eines PCF gelöst sind, sind beide Anwendungsmöglichkeiten auch nicht mit besonderen, unüberwindbaren methodischen Hemmnissen verbunden (s. Kapitel 2.2.3 bei der Erläuterung der beiden Anwendungsmöglichkeiten). Allerdings wird es erforderlich sein, dass bei Herstellern bzw. von den Antragstellern zusätzliche Daten erhoben werden müssen, die bislang nicht erfasst werden.

Richtungssicherheit und Glaubwürdigkeit der Kommunikation sind gegeben. Es empfiehlt sich allerdings, die Neuausrichtung der Entwicklung von Vergabekriterien im Cluster „Schützt das Klima“ entsprechend zu kommunizieren, um die Stärken des Umweltzeichenprogramms hervorzuheben und zu kennzeichnen, das mit dem Blauen Engel „Best-Produkte“ ausgezeichnet werden, so dass ein Vergleich von PCF-Werten hinfällig wird.

Die schwedische Initiative „Climate Marking“ für Lebensmittel ist dabei, diese Anwendungsmöglichkeit umzusetzen. Mit der Integration der entwickelten „klimaschutzbezogenen“ Vergabekriterien in das schwedische Bio-Siegel „Krav“ wird außerdem die Verwirklichung eines multiplen Kriterienansatzes angestrebt. Baldo et al. (2008) kommen in ihrer Studie, die auf einem Konsultationsprozess beruht, ebenfalls zu der Empfehlung, dass der PCF bei der Entwicklung von Vergabekriterien im Rahmen des Umweltzeichenprogramms des EU-Ecolabel einbezogen werden sollte.

Die Nutzung des PCF zur Ausweisung von „Best-in-class-Produkten mit oder ohne Darstellung eines Ergebniswertes“ kann prinzipiell ebenfalls als Anwendungsmöglichkeit des PCF im Umweltzeichenprogramm empfohlen werden. Hier wird im Prinzip genauso vorgegangen, wie bei der Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von Vergabekriterien auf der Basis der Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten. Der Unterschied besteht darin, dass hier definiert, um wie viel die „Best-Produkte“ besser als der Durchschnitt sein müssen. Das heißt, dass hier ein Produktvergleich mit Herstellerstellen einer umweltbezogenen Vorteilhaftigkeit vorgenommen wird, wodurch nach DIN EN 14040:2006-10¹² eine unabhängige kritische Prüfung der PCF-Analyse erforderlich wird.

Das heißt nicht nur die Einhaltung der Vergabekriterien muss von einem unabhängigen Gutachter (im Falle des Blauen Engels die RAL) geprüft werden, sondern auch die Studie, die der Entwicklung der Vergaberichtlinien bzw. der Ausweisung des PCF-Wertes zugrunde liegt, muss von einem unabhängigen Gutachter geprüft werden, was einen zusätzlichen Aufwand mit entsprechenden Kosten im Rahmen der Entwicklung der Vergabekriterien bedeuten würde.

Für bestimmte Produktgruppen bietet sich auch die Ausweisung eines Einsparpotenzials als Anwendungsmöglichkeit des PCF im Umweltzeichenprogramm an. Hier handelt es sich zumeist um Anwendungen oder Einsatzmöglichkeiten, wo verschiedene Systemalternativen konkurrieren (z.B. Heizungssysteme, Warmwasseraufbereitung, Carsharing versus eigenes Kraftfahrzeug). Auch hier ist eine Erhöhung der Markttransparenz gegeben. Außerdem würde bei dieser Anwendungsmöglichkeit der Innovationsanreiz für den Verbraucher gestärkt werden. Der Verbraucher hätte die Möglichkeit zu erkennen, welchen Beitrag er zum Klimaschutz leisten kann, wenn er z.B. bei der Renovierung oder auch im Rahmen der Änderung seines Verhaltens auf den Blauen Engel achtet. Allerdings wäre auch hier die unabhängige kritische Prüfung der PCF-Analyse im Rahmen der Erarbeitung der Vergaberichtlinien erforderlich. Glaubwürdigkeit und Richtungssicherheit der Kommunikation sind bei dieser Anwendungsmöglichkeit gegeben.

Die Nutzung des PCF zur ausschließlichen Ausweisung eines Ergebniswertes ohne eine zusätzliche Bewertungsskala kann hingegen nicht für die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm

¹² Dieser Passus wird voraussichtlich auch in der sich Entwicklung befindenden ISO-Norm 14067 enthalten sein, die die Vorgehensweise bei der Erstellung von PCF-Analysen definieren wird.

empfohlen werden. Zum einen findet durch die Darstellung eines Ergebniswertes eine Fokussierung auf die Umweltauswirkung „Treibhauspotenzial“ statt; zum anderen drückt die Darstellung eines Ergebniswertes eine Vergleichbarkeit mit Ergebniswerten aus anderen Studien aus, die absehbar aus methodischen Gründen nicht geleistet werden kann (vgl. Quack 2010). Das heißt die Richtungssicherheit und Glaubwürdigkeit der Kennzeichnung sind nur eingeschränkt gegeben. Das hohe Vertrauen, dass dem Blauen Engel, sowie anderen Lead-Labeln vom Verbraucher entgegen gebracht wird, könnte dadurch Schaden nehmen. Die Darstellung eines reinen Ergebniswertes trägt außerdem nicht zur Erhöhung der Markttransparenz bei.

Die Ausweisung des PCF-Ergebniswertes mit der Verpflichtung von Reduktionen kann schon allein aus Gründen der Richtungssicherheit und Glaubwürdigkeit der gegebenen Information nicht empfohlen werden (vgl. Kapitel 2.2.3). Zum einen erlaubt diese Kennzeichnung auch die Auszeichnung von „schlechten Produkten“, da sie auf der Verpflichtung zu Reduktionen beruht. Sie trägt deshalb nicht zur Markttransparenz bei, so dass die Glaubwürdigkeit des Umweltzeichens Schaden nehmen könnte. Zum anderen besteht die Gefahr, dass Produkte ausgezeichnet werden, bei denen dann gar keine Produktoptimierung stattfindet.

Die Auszeichnung der Kompensation des PCF als Integrationsmöglichkeit des PCF kann aus den gleichen Gründen ebenfalls nicht empfohlen werden. Sie trägt ebenfalls nicht zur Markttransparenz bei. Prinzipiell besteht die Möglichkeit, dass auch Produkte mit einem hohen Treibhausgaspotenzial ausgezeichnet werden können. Außerdem wird suggeriert, dass das Produkt kein Treibhauspotenzial besitzt, was nicht der Fall ist.

Zusammenfassend können auf der Grundlage der dargestellten Analyse die folgenden Anwendungsmöglichkeiten des PCF in das Umweltzeichenprogramm empfohlen werden:

- ▶ Nutzung des PCF für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien;
- ▶ die Nutzung des PCF zur Ausweisung von „Best-in-class-Produkten mit oder ohne Darstellung eines Ergebniswertes“;
- ▶ Nutzung des PCF für die Entwicklung von anderen, nicht quantitativ herausgestellten klimaschutzbezogenen Vergabekriterien.

Das heißt aber, dass nicht nur eine Standardvorgehensweise zur Berücksichtigung des PCF bei der Erarbeitung von Vergabegrundlagen entwickelt werden kann, vielmehr müsste die Vorgehensweise produktgruppenspezifisch erfolgen.

Die Nutzung des PCF zur Ausweisung von „Best-in-class“-Produkten beruht im Prinzip auf den gleichen methodischen Ansätzen, wie die Nutzung des PCF für die Festlegung von CO₂e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien, erfordert aber eine kontinuierliche Beobachtung der Marktentwicklung sowie die Integration einer unabhängigen kritischen Prüfung der PCF-Analyse, die der Entwicklung der Vergaberichtlinien zugrunde liegt.

Für Produkte, die Systemalternativen darstellen, bietet sich außerdem die Anwendung der Nutzung des PCF zur Ausweisung eines Einsparpotenzials an. Auch hier wäre die Integration einer unabhängigen kritischen Prüfung der PCF-Analyse, die der Entwicklung der Vergaberichtlinien zugrunde liegt, in den Erarbeitungsprozess der Richtlinien erforderlich.

In Tabelle 10 sind die in Kapitel 2.2.3 dargestellten Stärken und Schwächen der analysierten Anwendungsmöglichkeiten zur Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm vor dem Hintergrund der zu erfüllenden Ziele und Anforderungen übersichtsartig in Kurzform dargestellt.

Tabelle 10 Zusammenfassung der Stärken-Schwächen-Analyse der dargestellten Anwendungsmöglichkeiten der Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm

Anwendungsmöglichkeiten des PCF	Erhöhung der Markttransparenz	Innovationsanreiz für Hersteller / Anbieter	Methodische Hemmnisse	Prozedurale Hemmnisse	Glaubwürdigkeit	Vollständigkeit der durch den PCF vermittelten Informationen
Nutzung des PCF für die die Festlegung von CO ₂ e-Emissionsgrenzwerten als Vergabekriterien	ja	ja	prinzipiell nein, aber Erfassung zusätzlicher Daten erforderlich	nein	ja, aber Kommunikation der Neuausrichtung notwendig	ja
Nutzung des PCF zur Ausweisung von „Best-in-class-Produkten“	ja	ja	prinzipiell nein, aber Erfassung zusätzlicher Daten erforderlich tiefergehende vergleichende PCF-Analysen erforderlich	Critical review erforderlich (daher zusätzliche Kosten)	ja, aber Kommunikation der Neuausrichtung notwendig	ja
Nutzung des PCF für die Entwicklung von anderen klimaschutzbezogenen Vergabekriterien	ja	ja	prinzipiell nein, aber Erfassung zusätzlicher Daten erforderlich	nein	ja, aber Kommunikation der Neuausrichtung notwendig	ja
Nutzung des PCF zur Ausweisung eines Einsparpotenzials	ja	ja	prinzipiell nein, aber methodisch	Critical review erforderlich (daher zusätzliche Kosten)	eingeschränkt (abh. von Genauigkeit und Vergleichbarkeit mit	ja Zusatzkennzeichnung erforderlich

Anwendungsmöglichkeiten des PCF	Erhöhung der Markttransparenz	Innovationsanreiz für Hersteller/ Anbieter	Methodische Hemmnisse	Prozedurale Hemmnisse	Glaubwürdigkeit	Vollständigkeit der durch den PCF vermittelten Informationen
			anspruchsvoll (detaillierte PCF-Analysen zu Systemvergleichen erforderlich)		Referenzprodukten)	
Nutzung des PCF zur Ausweisung eines Ergebniswertes	nein	?	prinzipiell nein, aber Erfassung zusätzlicher Daten erforderlich	Critical Review erforderlich (daher zusätzliche Kosten)	eingeschränkt (abh. von Genauigkeit und Vergleichbarkeit mit Referenzprodukten)	nein, Bezugsrahmen fehlt
Nutzung des PCF zur Ausweisung eines Ergebniswertes vor dem Hintergrund einer Bewertungsskala	ja	ja	prinzipiell nein, aber Erfassung zusätzlicher Daten erforderlich	Critical Review erforderlich (daher zusätzliche Kosten)	eingeschränkt (abh. von Genauigkeit und Vergleichbarkeit mit Referenzprodukten)	eingeschränkt, wenn Fokussierung auf die Umweltauswirkung Treibhauspotential
Ausweisung des PCF-Ergebniswertes mit der Verpflichtung von Reduktionen	Nein	abhängig von Art und Umfang der Reduktionsmaßnahmen	prinzipiell nein, aber Erfassung zusätzlicher Daten erforderlich	ja, da zusätzlich Reduktionsmaßnahmen quantifiziert werden müssen	Stark abhängig von der Ausgestaltung; unter Umständen werden Produkte ausgezeichnet, die gar nicht optimiert werden („Vorschusslorbeeren“)	eingeschränkt, wenn Fokussierung auf die Umweltauswirkung Treibhauspotential
Kompensation des PCF	Nein („Es gibt keine	abhängig von Art und Umfang der Kompensa-	Anrechenbarkeit von Kom-	Zusätzliche Zertifizierung der Kompensati-	abhängig von der Qualität der Klima-	nein: Reduktionsmaßnahmen soll-

Anwendungsmöglichkeiten des PCF	Erhöhung der Markttransparenz	Innovationsanreiz für Hersteller/ Anbieter	Methodische Hemmnisse	Prozedurale Hemmnisse	Glaubwürdigkeit	Vollständigkeit der durch den PCF vermittelten Informationen
	klimaneutralen Produkte.“)	tionsmaßnahmen	pensationsmaßnahmen methodisch anspruchsvoll	onsmaßnahmen erforderlich	kompensation und des Kompensationsprozesses	ten prioritär behandelt werden

2.3 Übersicht zu geeigneten Produktgruppen für eine Integration des PCF

In einem zweiten Arbeitsschritt wurde der Frage nachgegangen, für welche Produktgruppen die Integration des PCF in das Umweltzeichenprogramm sinnvoll sein kann.

Dabei erfolgte zunächst eine Schwerpunktsetzung anhand des Beitrags verschiedener Konsumbereiche zum Treibhauspotenzial des deutschen Bundesbürgers. Den verschiedenen Konsumbereichen wurden anschließend jeweils relevante Produktgruppen zugeordnet. Im Rahmen dieser Zuordnung erfolgte eine Einteilung der betreffenden Produktgruppen in folgende Kategorien:

- ▶ Besonders klimarelevante Produkte und Dienstleistungen, wie Heizungen, Strom oder Flugreisen,
- ▶ Produkte, bei denen die Rohstoffgewinnung oder Herstellungsphase einen sehr hohen Beitrag zum Treibhauspotenzial beiträgt,
- ▶ energiesparende Produkte (z.B. Dämmmaterialien, Steckerleisten, wassersparende Duschenbrausen),
- ▶ Elektrogeräte mit großem Energiebedarf (z.B. große Haushaltsgeräte, bei denen der PCF in der Nutzungsphase dominiert),
- ▶ Elektrogeräte mit kleinem Energiebedarf (Geräte, bei denen die Reduktion des Stand-by-Verbrauchs oder die Funktion einer Abschaltautomatik einen großen Beitrag zum Reduktionspotenzial leisten kann).

Die Eignung für die Anwendung des PCF im Umweltzeichenprogramm wurde dann entsprechend dieser Kategorisierung diskutiert. Ausschlaggebend waren dabei eine qualitative Analyse der Beiträge der einzelnen Lebenswegabschnitte zum Gesamttreibhauspotenzial, die Diskussion des Zusatznutzen durch eine PCF-Kennzeichnung, die Existenz von Beispielen aus anderen Ländern, das Vorhandensein bzw. der Stand der Entwicklung und Qualität von produktgruppenspezifischen Bilanzierungsregeln (Product Category Rules, PCR), die Struktur der entsprechenden Branchen (sind z.B. bestimmte Bereiche im Lebenszyklus des Produktes soweit ausgelagert, so dass der Hersteller oder Anbieter des Endproduktes keinen Zugriff auf Daten zu bedeutenden Lebenswegabschnitten besitzt) und soweit möglich eine Abschätzung der zur Umsetzung des Vorhabens notwendigen Datenlage.

Prinzipiell von Interesse ist bei der Auswahl von geeigneten Produktgruppen für die Anwendung des PCF im Umweltzeichenprogramm auch von Interesse, ob potenzielle Zeichnennehmer für die geplante Kennzeichnung existieren. Indikatoren für diesen Aspekt könnten sein, dass in der entsprechenden Branche bereits Product Category Rules entwickelt wurden oder sich in Entwicklung befinden, oder dass einzelne Unternehmen bereits PCF-Analysen erstellt haben, sowie ein generelles Interesse an einer Umweltkennzeichnung der Produkte in der Branche.

2.3.1 Schwerpunkte der pro Bundesbürger emittierten Treibhausgasemissionen

Für die Aufschlüsselung der Pro-Kopf-Emissionen nach typischen Aktivitäts- bzw. Konsum-Bereichen liegen verschiedene Abschätzungen (s. beispielsweise Quack und Rüdenauer 2004 und 2007, Grießhammer et al. 2004, Schächtele und Hertle 2007), sowie verschiedene Emissionsrechner wie etwa [http://www.freiburg.de/CO₂](http://www.freiburg.de/CO2) vor. Die Grundstruktur dieser Aufschlüsselungen ist jeweils identisch, da sie sich an den wichtigsten Emissionsbereichen orientieren, die in der amtlichen Statistik ausgewiesen sind. So wird unterschieden zwischen Gebäude bzw. Heizung (Wohnen), Verkehr (Mobilität) und Ernährung (Lebensmittel). Weitere Bereiche werden meist unter „Sonstiger Konsum“ oder „Sonstiges“ sowie „Infrastruktur“ oder „Öffentlicher Konsum“ aufgeführt. Die in Tabelle 11 dargestellte Aufschlüsselung stammt aus Grießhammer et al. (2010). Sie greift auf Daten des UBA (UBA 2007a und b) und

Schächtele und Hertle (2007) zurück, die mit Hilfe einer prozentualen Umrechnung auf 2008 übertragen wurden.

Tabelle 11 Durchschnittlicher CO₂-Fußabdruck des deutschen Bundesbürgers pro Kopf und Konsumbereich bzw. Bedürfnisfeld (aus Grießhammer et al. 2010)¹³.

Konsumbereiche	Treibhausgase (in kg CO ₂ e)	Anteil
Wohnen (Summe)	2,87	25%
davon Unterkategorie: Heizung	2,08	18,1%
davon Unterkategorie: Strom	0,79	6,9%
Mobilität (Summe)	2,67	23,1%
davon Unterkategorie: Pkw	1,65	14,3%
davon Unterkategorie: ÖPNV	0,12	1,0%
davon Unterkategorie: Flug	0,90	7,8%
Lebensmittel / Ernährung	1,74	15,2%
Sonstiger Konsum	2,91	25,3%
Infrastruktur	1,31	11,4%
Gesamt	11,50	100,0%

Die pro Bundesbürger emittierten CO₂-Äquivalent-Mengen lagen im Jahr 2008 bei rund 11,5 t CO₂e (UBA 2007b, Grießhammer et al. 2010). Betrachtet man die in Tabelle 11 aufgeführten Bedürfnisfelder, so weisen die Bedürfnisfelder „Wohnen (Heizung/Strom)“ und „Sonstiger Konsum“ (z.B. Textilien, Nutzung von Übernachtungsunterkünften, Sportartikel, Papiererzeugnisse) die größte Klimarelevanz auf. Dicht gefolgt von dem Bedürfnisfeld „Mobilität“. An vierter Stelle folgt das Bedürfnisfeld „Ernährung“.

Studien von Barthel (2006) und Grießhammer et al. (2010), die Einsparmöglichkeiten hinsichtlich der CO₂e-Emissionen pro Kopf und Jahr untersuchen, zeigen, dass Einsparpotenziale v.a. in den Bedürfnisfeldern Wohnen, Mobilität und Ernährung zu suchen sind.

In Grießhammer et al. 2010 wurde eine TopTen-Liste der privaten Einsparmöglichkeiten im Zweipersonen-Haushalt erstellt. Diese geht von einem möglichen Einsparpotenzial von rund 8.500 bis 9.500 kg CO₂e pro 2-Personen-Haushalt aus (vgl. Tabelle 12).

¹³ Bei der Aufteilung ist Folgendes zu berücksichtigen: Bei Heizung werden nur die Brennstoffe inklusive ihrer Vorketten erfasst, NICHT aber der (pro Jahr anteilige) Bau oder die Renovierung von Gebäuden und NICHT die Produktion von Heizsystemen. Bei Strom werden die Vorketten der Stromproduktion erfasst, NICHT aber die Produktion der Elektrogeräte. Bei Pkw, ÖPNV und Flugzeugen wird der Treibstoffverbrauch inklusive der Vorketten erfasst, NICHT aber die Produktion der Fahrzeuge. Bei der Ernährung wird dagegen die Produktion der Lebensmittel und Gütertransporte erfasst, NICHT aber die Kühlung und Zubereitung im Haushalt (die wird bei Strom erfasst) oder Einkaufsfahrten (die werden unter Pkw/ÖPNV erfasst).

Tabelle 12 TopTen der privaten Einsparmöglichkeiten im Klimaschutz (Zwei-Personen-Haushalt)
(aus Grießhammer et al. 2010)

Maßnahmen	Reduktion von Treibhausgasen in kg CO ₂ e	Leicht, Schnell, (Zeit)aufwendig	Kostenneutral Einsparung Mehrkosten
Wärmedämmung Haus/Wohnung	Größenordnung 2-3.000 und mehr	Z	Kostenneutral
Ersatz alter Heizungsanlage durch neue plus Sonnenkollektoren	Größenordnung 1.500	Z	Kostenneutral
Verzicht auf 3.000 Personen-Kilometer Fernflug/a	Größenordnung 1.000	LS	Einsparung
Bezug von Ökostrom (bei 2.000 kWh/a) statt Durchschnitts-Mix	980	LS	kostenneutral
Kauf von Niedrigverbrauchs-Pkw statt Durchschnitts-Pkw	870	LS	Einsparung
Umstellung auf gesunden Ernährungsstil (weniger Fleisch/Fett, mehr Gemüse und Obst) ¹⁴	525	LS	Einsparung
Kauf ausschließlich von Bio-Lebensmitteln	525	LS	Mehrkosten
Verlagerung Pkw-Fahrt auf Fahrrad/Fuß (2.000 km/a)	440	LS	Einsparung
Sprit sparend Auto fahren ¹⁵	330	LS	Einsparung
Einsparung Stand-by-Strom (400 kWh/a)	265	LS	Einsparung
<i>Gesamt</i>	<i>8.435 – 9.435</i>		

Allerdings weisen darüber hinaus weitere Bereiche, die unter „Sonstiges“ zusammengefasst werden, mit ca. 25% ebenfalls einen recht hohen Beitrag zum Treibhauspotenzial des deutschen Bundesbürgers auf.

Im Rahmen einer Stoffstromanalyse des Öko-Instituts (Quack und Rüdenauer 2004) wurde analysiert, welche weiteren Produktgruppen der privaten Haushalte (außer Gebäude/Bauen, Pkw und Elektrogeräte) einen hohen Anteil am Energieverbrauch und an den Treibhausgas-Emissionen haben könnten. Die Auswertung der Materialstatistiken des Statistischen Bundesamts zeigte, dass dies die drei Produktgruppen Möbel, Textilien und Papier sind. Die im Rahmen dieser Stoffstromanalyse ermittelten Treibhausgas-Emissionen liegen bei Möbel bei 350 kg CO₂e/Kopf und Jahr (3,0%; bezogen auf die Gesamt-Pro-Kopf-Emissionen von 11,5 t), bei Papier-Produkten bei 335 kg CO₂e (2,9%) und bei Textilien bei 100 kg CO₂e (0,9%) (Quack und Rüdenauer ebd.). Das heißt im Vergleich zu den Einzelbeiträgen der drei wichtigsten Produktgruppen, die unter „Sonstiges“ zusammen gefasst werden, leisten Lebensmittel einen deutlich höheren Beitrag zu den Gesamt-Pro-Kopf-Emissionen in Deutschland.

In den nachstehenden Abschnitten werden daher als geeignete Produktgruppen für die Anwendung des PCF im Umweltzeichen die Konsumbereiche Wohnen, Mobilität und Ernährung weiter analysiert.

¹⁴ Hierfür werden verschiedene Ernährungsstile vorgeschlagen, die jeweils weniger Fleisch/Fett und mehr Gemüse/Obst beinhalten: z.B. Vollwertkost, mediterrane Küche/Mittelmeerküche

¹⁵ Zum Sprit sparenden Autofahren gibt es verschiedene Empfehlungen (www.vcd.org/spritspartipps.html, www.adac.org, www.umweltbundesamt.de) wie niedertourig fahren, vorausschauend Gleiten, kein unnötiger Ballast im Auto etc.

Ebenfalls diskutiert werden die Anwendungsmöglichkeiten des PCF für die unter „sonstiger Konsum“ fallenden Produktgruppen Möbel, Papier und Textilien.

2.3.2 Diskussion über die Eignung der Integration des PCF-Konzepts bei verschiedenen Produktgruppen

Im Folgenden wird die Eignung der oben als klimaschutzrelevant identifizierten Konsumfelder bzw. Produktgruppen mit Blick auf die Integration des PCF-Konzepts näher diskutiert.

Wohnen/Heizenergieverbrauch

Innerhalb des Bereichs Wohnen stellt der Heizenergieverbrauch in der Bilanz den größten Anteil dar, knapp 5,5 Tonnen CO₂e pro Jahr und Durchschnittshaushalt (vgl. dazu Kapitel 2.3.1). Deshalb wirken sich Maßnahmen in diesem Bereich besonders stark auf den CO₂-Fußabdruck aus. Nach Schächtele und Hertle (2007) liegt das größte Einsparpotenzial in Sanierungsmaßnahmen der Gebäudehülle (Dämmung von Wänden, Decken und Fenstern) und in einer Modernisierung der Heiztechnik (effizientere Heizung und / oder eine optimierte Steuerung).

Laut Quack und Rüdenauer (2004) macht die Nutzungsphase im Bereich Wohnen (das heißt Heizung, Warmwasseraufbereitung und Strom) rund 87 Prozent des Treibhauspotenzials aus. Die Bereitstellung von Raumwärme und Warmwasser dominiert hier mit einem Anteil von knapp 81% das Ergebnis. Das heißt, dass bei der Bereitstellung von Raumwärme und Warmwasser in Bezug auf das Treibhauspotenzial die Herstellungs- und Entsorgungsphase zu vernachlässigen sind.

Aufgrund ihres Beitrags zu den Pro-Kopf-Emissionen des deutschen Bundesbürgers werden im Folgenden folgende Produktgruppen in Bezug auf die Anwendung des PCF im Umweltzeichenprogramm diskutiert:

- ▶ Heizungssysteme (Kategorie: klimarelevante Produkte)
- ▶ Warmwasseraufbereitung auf Basis der Nutzung von solarthermischen Anlagen (Kategorie: klimarelevante Produkte)
- ▶ Dämmmaterialien (Kategorie: energiesparende Produkte)

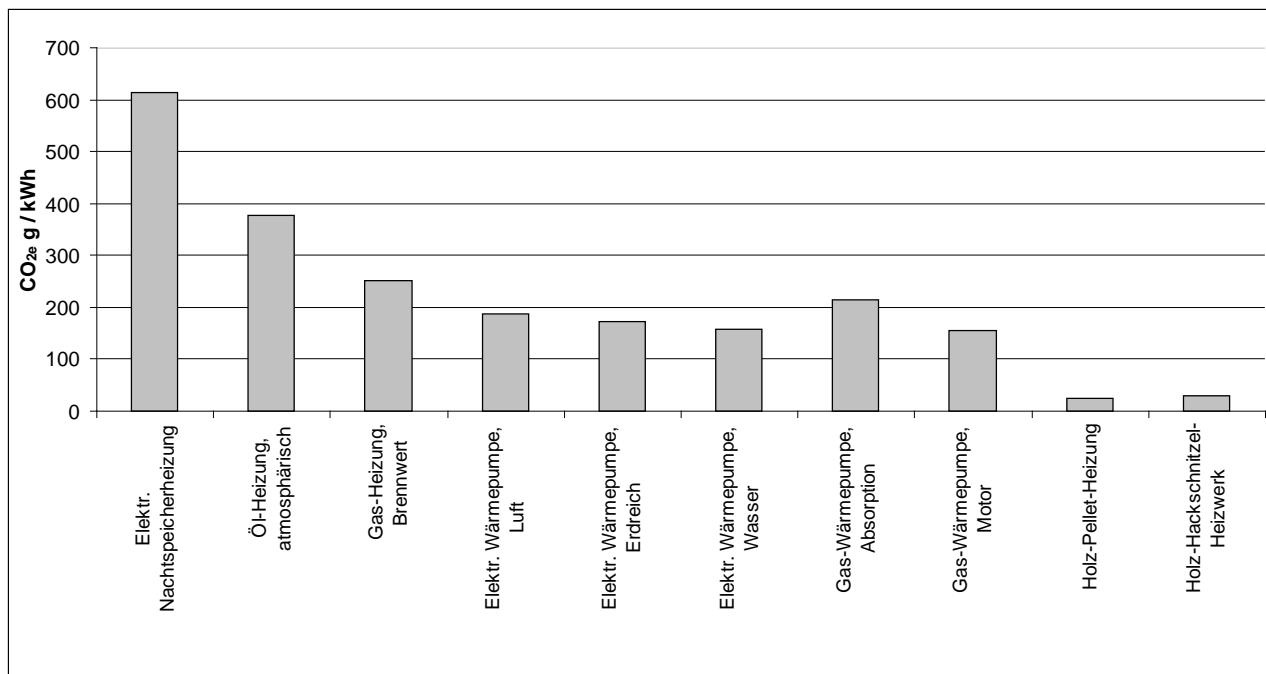
Heizungssysteme

Einen Überblick über die Emissionseinsparmöglichkeiten durch effizientere Heizsysteme zeigen Tabelle 13 und Abbildung 1).

Tabelle 13 Umweltbezogener Vergleich ausgewählter Heizungssysteme für fossile und erneuerbare Brennstoffe, je kWh Nutzwärme – bei angenommenen Bestwerten und Antriebsstrom aus dem öffentlichen Netz, inkl. aller Vorketten. (Datenquelle: GEMIS 4.6, Bezugsjahr 2010)

Heizsystem	CO ₂ e g/kWh
Elektr. Nachspeicherheizung	614
Öl-Heizung, atmosphärisch	376
Gas-Heizung, Brennwert	251
Elektr. Wärmepumpe, Luft	186
Elektr. Wärmepumpe, Erdreich	172
Elektr. Wärmepumpe, Wasser	157
Gas-Wärmepumpe, Absorption	213
Gas-Wärmepumpe, Motor	156
Holz-Pellet-Heizung	_25
Holz-Hackschnitzel-Heizwerk	_29

Abbildung 1 Umweltbezogener Vergleich ausgewählter Heizungssysteme für fossile und erneuerbare Brennstoffe, je kWh Nutzwärme – bei angenommenen Bestwerten und Antriebsstrom aus dem öffentlichen Netz, inkl. aller Vorketten.



Quelle: Eigene Darstellung, GEMIS 4.6, Bezugsjahr 2010

Aus Klimaschutzgründen (und ebenfalls zum Erhalt nichterneuerbarer Energieressourcen) sind Heizungssysteme auf Basis erneuerbarer Brennstoffe (z.B. Holzpellets oder Holzhackschnitzel) gegenüber anderen Heizungssystemen deutlich überlegen. Die Holz-Pellet-Heizung emittiert 90% weniger Treib-

hausgase als Gas-Brennwertheizungen. Ein durchschnittlicher Eigentümerhaushalt mit vier Personen kann mit einer Holzpellettheizung im Vergleich zu einer Ölheizung die klimarelevanten Emissionen um 8 bis 9 Tonnen CO₂ (nicht CO₂e) jährlich reduzieren, je nachdem ob nur geheizt oder auch das Warmwasser zentral bereitgestellt wird (Quelle: http://www.ecopten.de/prod_holzpellet_prod.php).

Bei den Gas-Brennwertheizungen muss zwischen modernen Anlagen und konventionellen unterschieden werden: mit einer modernen Gas-Brennwertheizung im Vergleich zu einer Erdgas-Niedertemperaturheizung können etwa 14 Prozent der klimarelevanten Emissionen vermieden werden. Im Vergleich zu einer Heizung auf Heizöl-Basis verursacht eine moderne Gas-Brennwertheizung nur halb so viel Gesamtumweltbelastungen (Quelle: http://www.ecopten.de/produktfeld_gasbrennwert.php). Mit der Installation eines Gas-Brennwertheizkessels kann ein 4-Personen-Eigentümerhaushalt gegenüber einem Gas-Niedertemperaturheizkessel jährlich beispielsweise 0,9 bzw. 1,1 Tonnen Kohlendioxid einsparen, je nachdem, ob nur geheizt wird oder auch die Warmwasserbereitstellung zentral erfolgt. Gegenüber einer Heizung auf Heizöl-Basis liegt die Ersparnis sogar bei 2,8 bis 3,4 Tonnen Kohlendioxid (Quelle: http://www.ecopten.de/produktfeld_gasbrennwert.php).

Fazit: Im Rahmen einer Kennzeichnung von umweltfreundlichen Heizsystemen kann die Ausweisung des Einsparpotenzials an Treibhausgasemissionen (z.B. als Prozentangabe oder als absolute Größe) im Vergleich zu weniger effizienten Alternativen eine sinnvolle, glaubwürdige und transparente Zusatzkennzeichnung darstellen. Allerdings ist es nicht einfach eine gute und leicht kommunizierbare Vergleichsgröße zu definieren. Bezieht man beispielsweise das Einsparpotenzial nur auf moderne alternative Heizsysteme oder auf einen durchschnittlichen Mix an Bestandsheizsystemen? Eine weiteres Hemmnis könnte darin bestehen, dass absehbar ist, dass innerhalb eines Typs an Heizungssystemen (zum Beispiel Gas-Brennwert-Kessel) die angebotenen Produkte in ihrer Effizienz (und damit im ausgewiesenen PCF) kaum unterscheiden.

Die Darstellung des Einsparpotentials sollte auf einer vergleichenden und gereviewten PCF-Analyse beruhen. Diese Anforderungen müssten in den Prozess der Kriterientwicklung neu integriert werden (vgl. Kapitel 2.2.3 und 2.2.4).

Im Rahmen der Recherche nach PCF-Kennzeichnungen von Heizungssystemen konnten keine Beispiele für bereits existierende Kennzeichnungen gefunden werden. Auch die Recherche nach bereits existierenden Produktbilanzierungsregeln (Product Category Rules = PCR) blieb erfolglos. In Bezug auf die Datenlage kann festgestellt werden, dass für die Bilanzierung von Heizungsanlagen eine recht gute Datenbasis an Sekundärdaten zu Verfügung steht und auch die Erhebung von Primärdaten kein Problem darstellen sollte. Aufgrund der bisherigen Erfahrung zur Nutzung des „Blauen Engels“ für Heizungsanlagen wird davon ausgegangen, dass ein Interesse in der Branche an einer Kennzeichnung besteht.

Warmwasserbereitstellung

Dasselbe gilt für eine Nutzung der Ausweisung des Einsparpotenzials an Treibhausgasemissionen (z.B. als Prozentangabe) im Rahmen einer umweltfreundlichen Kennzeichnung von solarthermischen Anlagen zur Aufbereitung von Warmwasser.

Auch hier konnten im Rahmen der Recherche nach PCF-Kennzeichnungen von solarthermischen Anlagen keine Beispiele für bereits existierende Kennzeichnungen gefunden werden. Auch die Recherche nach bereits existierenden Produktbilanzierungsregeln (Product Category Rules = PCR) blieb erfolglos. In Bezug auf die Datenlage kann festgestellt werden, dass für die Bilanzierung von solarthermischen Anlagen eine recht gute Datenbasis zur Abbildung eines repräsentativen Marktmixes als Referenzbasis

zur Verfügung steht. Da sehr viele Hersteller von solarthermischen Anlagen in Deutschland ansiedelt sind, sollte auch die Erhebung von Primärdaten kein Problem darstellen. Aufgrund der bisherigen Erfahrung zur Nutzung des „Blauen Engels“ für solarthermische Anlagen wird davon ausgegangen, dass ein Interesse in der Branche an einer Kennzeichnung besteht.

Dämmmaterialien

Im Unterschied zu Heizungssystemen und zur Warmwasserbereitstellung erscheint die Kennzeichnung des CO₂e-Einsparpotenzials von Heizenergie einsparenden Produkten, wie Dämmmaterialien, nicht sinnvoll. Der Einsatz von Dämmmaterialien stellt nur einen Teilaspekt einer energiesparenden Bauweise dar, weshalb es sinnvoller ist, den Energiestandard einer Wohnung oder eines Gebäudes zu kennzeichnen, wie das beispielsweise beim dena-Gütesiegel Effizienzhaus realisiert ist (vgl. <http://www.dena.de/themen/thema-bau/projekte/projekt/dena-guetesiegel-effizienzhaus/>).

Wohnen/Stromverbrauch

Trotz immer effizienter werdender Geräte steigt der Stromverbrauch der bundesdeutschen Haushalte, da die Haushalte in der Regel über immer mehr strombetriebene Anwendungen verfügen. Das Statistische Bundesamt verfolgte die Zunahme der elektronischen Geräte im Haushalt über die letzten zehn Jahre und fand hierbei z.B. eine Steigerungsrate von Computern über 213 Prozent. Wäschetrockner, Spülmaschinen oder Mikrowellengeräte haben sich jeweils ungefähr verdoppelt (StBA 2006). Für einen großen Teil des Strombedarfs sind Großgeräte für Kühlen und Gefrieren (22,5%), Waschen und Trocken (11,2%), sowie Spülen und Kochen (18,3%) verantwortlich, die zusammen etwa die Hälfte der Verbrauchsbilanz ausmachen (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 14 Jahresstromverbrauch privater Haushalte (Quelle: VZ NRW/Öko-Institut 2009) 16

Stromeinsatz in kWh pro Jahr	2-Pers.-HH	Anteil in %	4-Pers.-HH	Anteil in %
Beleuchtung	280	9,5%	360	9,2%
Kühlschrank	310	10,5%	440	11,3%
Gefriergerät	360	12,2%	600	15,4%
Elektroherd	350	11,9%	450	11,5%
Waschmaschine	130	4,4%	170	4,4%
Wäschetrockner	200	6,8%	280	7,2%
Geschirrspüler	190	6,4%	250	6,4%
TV/Audio/Video/PC	280	9,5%	360	9,2%
Umwälzpumpen	300	10,2%	375	9,6%
Sonstige Geräte	550	18,6%	625	16%
Summe aller Anwendungen	2.950	100%	3.910	100%

¹⁶ Wenn das Warmwasser für Bad und Küche elektrisch erzeugt wird, erhöht sich der jährliche Stromverbrauch um rund 1.100 kWh beim 2-Personen-Haushalt bzw. rund 1.900 kWh beim 4-Personen-Haushalt.

Im Rahmen der Nutzung von stromverbrauchenden Geräten können folgende Produktkategorien unterschieden werden:

- ▶ energiesparende Produkte (z.B. Steckerleisten, Niedrigtemperaturwaschmittel), deren Einsatz eine Reduktion der Treibhausgasemissionen in der Nutzungsphase von energieverbrauchenden Geräten nach sich zieht,
- ▶ Elektrogeräte mit großem Energiebedarf (z.B. große Haushaltsgeräte, wie Waschmaschinen, Wäschetrockner, Geschirrspüler, Kühl- und Gefriergeräte), bei denen der PCF in der Nutzungsphase dominiert,
- ▶ Elektrogeräte mit kleinem Energiebedarf (Geräte, bei denen die Reduktion des Stand-by-Verbrauchs oder die Funktion einer Abschaltautomatik einen großen Beitrag zum Reduktionspotenzial leisten kann – z.B. Espressomaschinen, Satellitenempfänger).
- ▶ Besonders klimarelevante Produkte: hier die Erzeugung von Strom

CO₂e-Einsparmöglichkeiten gibt es hier nach Grießhammer et al. 2009b im Bereich des Einsatzes von energieeffizienten Geräten, der Reduktion von Stand-by-Verlusten (v.a. von Fernseh- und Videogeräten, Satellitenempfängern und Antennenverstärkern, Audiogeräten, Computerarbeitsplätzen) durch den Einsatz von (manuell) schaltbaren Steckerleisten, die mehrere Geräte gleichzeitig vom Stromnetz trennen können - auch solche, die nicht über einen echten Netzschatzer verfügen, dem Einsatz von Energiesparlampen, dem Einsatz von drehzahlgeregelten Umwälzpumpen für die Warmwasserversorgung und dem Einsatz von Strom aus erneuerbaren Energieträgern.

Fazit: Bei energieverbrauchenden Geräten, bei denen der PCF in der Nutzungsphase dominiert, adressieren Kennzeichnungen, die die Energieeffizienz widerspiegeln, indirekt auch die Treibhausgasemissionen des Produktes. Eine zusätzliche Kennzeichnung mit dem PCF bietet hier keinen Zusatznutzen. Die EU-Energieeffizienzkennzeichnung berücksichtigt bereits eine Reihe energieeffizienter Geräte. Daneben gibt es eine ganze Reihe von Labeln, wie die EU-Blume, der Blaue Engel, etc., die den Energieverbrauch von elektrischen Geräten adressieren.

Zu diskutieren wäre die Kennzeichnung des CO₂e-Einsparpotenzials von energiesparenden Produkten. Hinsichtlich einer möglichen Kennzeichnung beispielsweise von Niedrigtemperatur-Waschmitteln müsste durch Anwendung eines multikriteriellen Ansatzes sichergestellt werden, dass keine gegenläufigen Effekte ausgelöst werden (etwa schlechtere aquatoxische Eigenschaften in Folge einer veränderten Zusammensetzung von Niedrigtemperatur-Waschmitteln).

Das Einsparpotenzial durch die Reduktion von Stand-by-Verlusten liegt laut Grießhammer et al. (2010) bei rund 400 kWh/a in einem Zwei-Personenhaushalt. Das entspricht rund 13,6% des Jahresstromverbrauchs von 2009 (s. Tabelle 12).

Für die Bilanzierung von Waschmittel gibt es bereits Produktbilanzierungsregeln¹⁷ sowie eine Vielzahl an bilanzierten Beispielen aus verschiedenen PCF-Initiativen (PCF Pilotprojekt, climatop, Carbon Reduction Label und PCF Japan). Die Datenlage ist hier als sehr gut einzuschätzen. Bei den großen Waschmittelherstellern in Deutschland, die Niedrigtemperaturwaschmittel herstellen, besteht auch ein relativ großes Interesse, dass der Aspekt des CO₂e-Einsparpotenzials in die Umweltkennzeichnung aufgenommen wird (vgl. Teufel 2009), hinzu kommt aktuell die Beteiligung der Waschmittelverbände an der laufenden Testphase zum PEF, vgl. hierzu auch Kapitel 6.

Für Strom besteht bereits eine gesetzliche Kennzeichnungspflicht hinsichtlich der spezifischen CO₂-Emissionen und die Menge an radioaktiven Abfällen, die mit der Erzeugung des vom Kunden bezo-

¹⁷ Diese wurden im Rahmen des japanischen Carbon Footprint-Projektes erstellt (vgl. <http://www.cfp-japan/english/products/products.html>; abgerufen im April 2011)

genen Stroms verbunden ist (s. EU-Direktive 2003/54/EC). Darüber hinaus müssen Informationen zum nationalen Strom-Mix und zum restlichen Strom-Mix des Anbieters bereitgestellt werden. Mittlerweile existieren außerdem verschiedene Siegel, die Stromangebote aus erneuerbaren Energien zertifizieren. Eine Bewertung dieser Siegel befindet sich beispielsweise in Manhart et al. 2011. Eine zusätzliche Kennzeichnung darüber hinaus erscheint daher nicht notwendig.

Mobilität

Das Bedürfnisfeld „Mobilität“ hat einen Anteil von rund 23% an den durchschnittlichen Pro-Kopf-Treibhausgasemissionen des deutschen Bundesbürgers (vgl. Abschnitt 2.3.1). Grießhammer et al. (2010) haben die mit dem Bedürfnisfeld „Mobilität“ verbundenen Treibhausgasemissionen für verschiedene Verkehrsträger vergleichend untersucht. Im Rahmen dieses Vergleichs wurden sowohl die direkten Emissionen der Nutzungsphase als auch die Treibhausgasemissionen, die bei der Förderung, Produktion und dem Transport der Kraftstoffe (Kraftstoffvorkette) und bei der Produktion und Entsorgung der Fahrzeuge anfallen, berücksichtigt.

Speziell für den Bereich Mobilität muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass hier Product Carbon Footprints im Vergleich zu einer umfassenden Ökobilanz nur beschränkt aussagefähig sind, da hier weitere relevante Umweltauswirkungen wie etwa Schadstoffemissionen (Benzol, Partikel, Schwefeldioxid, Stickoxide, VOC), Lärm oder Flächenverbrauch nicht berücksichtigt werden.

Grundsätzlich besteht ein Set an Möglichkeiten, die zu einer Minderung der Treibhausgas-Emissionen im Verkehrsbereich beitragen, siehe die nachstehende Tabelle 15:

Tabelle 15 Einsparpotenziale im Bedürfnisfeld Mobilität (aus Grießhammer et al. 2010)

	Reduktions-Potenzial ¹⁸ groß++ mittel +	Kosten-einsparung groß ++ mittel +	Schnell (S) – und/oder Leicht (L) umsetzbar	Leichte (L) oder Deutliche (D) Verhaltens-Änderung
Wahl emissionsärmerer / -freier Verkehrsmittel				
Fahrrad, zu-Fuß-gehen	++	++	SL	L
ÖPNV statt Pkw	+	+	SL	L
Fernbahn statt Pkw oder Flugzeug	+		SL	L
Carsharing	+	+	L	D
Fahrgemeinschaften	+	+	L	L
Neukauf eines Pkw: Niedrigverbrauchsauto	++	++	L	L
Minderung des spezifischen Kraftstoffverbrauchs				
Ausstattung mit Leichtlaufölen und -reifen	+	+	L	L
Keine unnötige Zuladung, Dachgepäckträger, zu niedriger Reifendruck etc.	+	+	SL	L
Moderates Kraftstoff sparendes Fahren (inklusive Leichtöl/Leichtlaufreifen, keine unnötige Zuladung etc.)	++	+	SL	L bis D

¹⁸ Als großes Treibhausgas-Potential werden mehrere Hundert kg CO₂e pro Jahr definiert, als großes Einsparpotential mehrere Hundert Euro pro Jahr.

	Reduktions-Potenzial ¹⁸ groß++ mittel +	Kosten-einsparung groß ++ mittel +	Schnell (S) – und/oder Leicht (L) umsetzbar	Leichte (L) oder Deutliche (D) Verhaltens-Änderung
Verkehrsvermeidung				
gezielte Wahl von Wohnort und Arbeitsort	++	++		D
Beruflich und privat: Telefon- oder Video-konferenzen	+	++	L	L bis D
Reduktion von besonders klimarelevanten Reisen (Ferienflüge etc.)	++	++	SL	D

Aus übergreifender Sicht können die möglichen Maßnahmen in folgende drei Bereiche unterteilt werden (Grießhammer et al. 2010):

- ▶ Wahl emissionsärmerer / -freier Verkehrsmittel,
- ▶ Minderung des spezifischen Kraftstoffverbrauchs,
- ▶ Verkehrsvermeidung“.

Für Personenkraftwagen besteht mit der EU-Direktive 1999/94/EC bereits eine gesetzliche Kennzeichnungspflicht für die mit der Nutzung verbundenen Treibhausgasemissionen. Die EU-Direktive sieht vor, dass der Treibstoffbedarf/100 Kilometer, sowie die CO₂-Emissionen¹⁹ pro Kilometer vom Hersteller für Neuwagen angegeben werden müssen. Eine weitere Kennzeichnung im Rahmen eines Umweltzeichenprogramms birgt keinen weiteren Zusatznutzen oder würde beispielsweise bei Einbezug indirekter Emissionen aus der Kraftstoffbereitstellung eher zur Verwirrung beitragen.

Aus Klimaschutzsicht erscheint eine PCF-Kennzeichnung des öffentlichen Nahverkehrs sinnvoll. Denkbar wäre beispielsweise die Ausweisung der Einsparung von CO_{2e}-Emissionen auf Fahrkarten im Vergleich zur Nutzung eines privaten Pkw. Die Darstellung des Einsparpotentials sollte jedoch auf einer vergleichenden und gereviewten PCF-Analyse beruhen. Dieser Prozess müsste in den Prozess der Kriterienentwicklung neu integriert werden (vgl. Kapitel 2.2.3 und 2.2.4).

Bilanzierungsregeln für die Bilanzierung der Umweltauswirkungen verschiedener Transportsysteme (sowohl Personen- und Frachtbeförderung mit der Bahn als auch Personenbeförderung mit dem Pkw) existieren bereits (vgl. Webseite von der internationalen Organisation „The International EPD System mit Sitz in Stockholm, Schweden: <http://www.environdec.com/PCR/Pcr-Search/?Category=6198>). Ob bei den Anbietern ein Interesse an einer solchen Kennzeichnung besteht, ist schwierig einzuschätzen. Prinzipiell richtet sich eine solche Kennzeichnung an Anbieter von Bahn- und Busreisen. Ein gewisses Interesse an einer Kennzeichnung könnte in dieser Branche durchaus bestehen.

Weiterhin könnte aus Klimaschutzsicht die Kennzeichnung von „Carsharing-Angeboten“ als Alternative zum Besitz eines Pkw empfohlen werden. Laut Grießhammer et al. 2010 „sind bei DB-Carsharing die CO₂-Emissions-Werte der Pkw rund 16% niedriger als im Pkw-Bestand.“ Ein Vergleich des Pkw-

¹⁹ Es müssen nicht die CO_{2e}-Emissionen angegeben werden, das heißt die Angabe bezieht sich tatsächlich nur auf den Ausstoß von Kohlendioxid. Laut Grießhammer et al. (2010) sind folgende Treibhausgas-Emissionen NICHT in der obligatorischen Kennzeichnung enthalten: andere Treibhause als CO₂, Treibhausgas-Emissionen für die Produktion und Entsorgung des Pkw, Treibhausgas-Emissionen für die Bereitstellung der Treibstoffe, real höhere Werte als der zugrunde gelegte Fahrzyklus. Dies bedeutet, dass die Treibhausgas-Emissionen real weitaus höher sind als die angegebenen Werte in CO₂/Fahrzeugkilometer – je nach Fahrzeuggröße und Fahrleistung können die realen Werte etwa 40–60% höher sein.

Bestandes von Carsharing-Angeboten könnte allerdings nur mit durchschnittlichen Bestandsdaten erfolgen.

Schwierig einzubeziehen sind weitere Einsparungen, die durch die Nutzung von Carsharing-Angeboten resultieren. So ist aufgrund der Ergebnisse einer Studie von Schmied & Hochfeld (2004) die Klimabilanz von Carsharing im Durchschnitt günstiger als der Durchschnitt der privat gehaltenen Pkw, da die zurückgelegten Wege kürzer sind und sich die Wegezwecke unterscheiden. Die Art der Wege ist aber stark von der Nutzergruppe abhängig. Ein durchschnittliches Nutzungsprofil im Vergleich zur Nutzung eines privaten Pkw ist aufgrund fehlender statistischer Daten nicht darstellbar.

Eine potenzielle Kennzeichnung des CO₂-Einsparpotenzials von Carsharing-Angeboten müsste daher auf die CO₂-Emissions-Werte des Pkw-Bestandes beschränkt werden. Die Datenlage hierfür ist vorhanden. Eine PCF-Kennzeichnung von Carsharing-Angeboten konnte im Rahmen der Recherche nicht gefunden werden. Eine Umweltkennzeichnung von Carsharing-Angeboten gibt es im Umweltzeichenprogramm „Der Blaue Engel“ bereits. Verschiedene Anbieter haben nutzen auch dieser Kennzeichnung.

Ernährung

Im Bedürfnisfeld „Ernährung“ wird der größte Teil der Treibhausgasemissionen durch die Bereitstellung der Lebensmittel verursacht (vgl. Teufel et al. 2010, Quack und Rüdenauer 2004). Je nach Produkt und Lagerungs-, bzw. Zubereitungsverhalten kann die Nutzungsphase jedoch einen relativ hohen Beitrag zum Gesamt-PCF leisten (vgl. Teufel et al. 2010; Quack et al. 2009). Häufig wurde in bislang durchgeföhrten PCF-Analysen im Lebensmittelbereich die Zubereitung allerdings nicht berücksichtigt (vgl. Teufel et al. 2010).

Die Angabe eines PCF-Ergebniswertes bei Lebensmitteln als Orientierung für ein klimabewusstes Verbraucherverhalten ist aus wissenschaftlicher Sicht allerdings nicht zu empfehlen. Zum einen ist die Ermittlung des PCF von Lebensmittelprodukten auf der Basis von spezifischen Daten sehr aufwendig, zum anderen kann der PCF eines Lebensmittelproduktes aus verschiedenen Gründen (z.B. häufiger Wechsel von Zulieferern für die Produktion von Lebensmitteln, Schwankungen in der Verfügbarkeit von Agrarrohstoffen aufgrund von Ernteausfällen etc., Herkunft der Agrarrohstoffe in der Regel nicht auf Betriebsebene rückverfolgt werden) sehr starken Schwankungen unterliegen (vgl. Grießhammer und Hochfeld 2009), bzw. die Ergebnisse sind zum Teil aufgrund von Datenlücken nur in der Form von Bandbreiten ermittelbar. Die Angabe von PCF-Ergebniswerten im Lebensmittelbereich stellt daher keine richtungssichere Information für einen klimafreundlichen Konsum dar. Allerdings existiert mittlerweile ein sehr breites Wissen darüber, welche grundsätzlichen Faktoren im Rahmen der Bereitstellung von Lebensmitteln zu einem hohen Treibhauspotenzial beitragen (z.B. Land use change, Nutzung von Moorstandorten, schlechtes Stickstoffmanagement, Luftfrachtramporthe). Basierend auf diesen Erkenntnissen können Maßnahmen zur Ausschöpfung von Reduktionspotenzialen im Rahmen der Lebensmittelproduktion formuliert werden.

Fazit: Im Lebensmittelbereich erscheint es angebracht, klimaschutzbezogene Kriterien auf der Basis von bereits vorhandenen PCF-Analysen/Ökobilanzen für die Lebensmittelproduktion zu entwickeln. Da im Rahmen der Produktion von Lebensmitteln eine ganze Reihe weiterer Umweltaspekte eine große Rolle spielen, sollten diese Kriterien in bereits existierende, gut etablierte und anspruchsvolle Umweltlabel im Lebensmittelbereich, wie beispielsweise das Bio-Siegel, integriert werden. Die schwedische Klimaschutzinitiative „Climate Marking“ verfolgt diesen Weg (vgl. Kapitel 2.2.2 und 2.2.3). Im Rahmen dieser Initiative werden basierend auf den Ergebnissen von Ökobilanzen klimaschutzbezogene Kriterien entlang des gesamten Lebenszyklus von Lebensmitteln entwickelt. Die Kriterien werden in Bezug auf Transport- und Verpackungsprozesse produktübergreifend, so wie in Bezug auf den eigentlichen Herstellungsprozess des Agrarprimärproduktes separat für verschiedene Produktkatego-

rien (z.B. Rindfleisch, Schweinefleisch, Pflanzenproduktion, Fisch, etc.) erstellt. Die Kriterien umfassen zum Beispiel Aspekte der Nutzung von Futtermitteln mit einem geringeren Treibhauspotenzial, sowie die obligatorische Nutzung von regenerativen Energiequellen, Kriterien zur Energieeinsparung als auch Kriterien für ein effizientes Stickstoffdüngemanagement. Diese klimaschutzbezogenen Kriterien sollen zunächst in zwei verschiedene schwedische Labelsysteme integriert werden: in ein schwedisches Qualitätslabel im Lebensmittelbereich und in das schwedische Bio-Label „KRAV“. Die Integration klimaschutzbezogener Kriterien in das Bio-Label KRAV stellt letztendlich eine Erweiterung der bisherigen schwedischen Umweltkennzeichnung im Lebensmittelbereich dar.

Vergleichbar wäre in Deutschland die Integration von klimaschutzbezogenen Kriterien in das Bio-Siegel oder in die entsprechenden Kriterienkataloge der deutschen Bioanbauverbände, wie beispielsweise Naturland, Bioland und Demeter. Rein theoretisch denkbar wäre auch die Erarbeitung eines ganz neuen Umweltzeichen für Lebensmittel, zum Beispiel der Blaue Engel für Lebensmittel. Ange-sichts der Existenz verschiedener gut eingeführter und vertrauenswürdiger Label in diesem Bereich ist ein derartiges Vorgehen jedoch nicht zu empfehlen²⁰.

Dennoch sprechen verschiedene Faktoren dafür, im Rahmen des laufenden Vorhabens eine geeignete Lebensmittel-Produktgruppe als Produktbeispiel für die Erarbeitung von klimaschutzbezogenen Kriterien auszuwählen und somit einen Vorschlag zu erarbeiten, wie der PCF bei der Verarbeitung von Vergabegrundlagen beim UZ Blauer Engel berücksichtigt werden kann.

Zum einen hat der Konsumbereich „Ernährung“ einen hohen Anteil am Gesamttreibhauspotenzial. Gegenwärtig werden statistisch gesehen in Deutschland pro Einwohner und Jahr ca. 1,7 t CO₂-Äquivalente durch Lebensmittelproduktion und -konsum freigesetzt. Das entspricht rund 15% der Gesamtemissionen pro Kopf und Jahr (Grießhammer et al. 2010, vgl. Kapitel 2.3.1). Dieser Anteil ist außerdem in bisherigen Studien (z.B. Quack und Rüdenauer 2004 und 2007, Wiegmann et al. 2005) aufgrund der Nichtberücksichtigung verschiedener Faktoren, wie beispielsweise Außenhandelsbilanzen in den Vorketten oder Treibhausgasemissionen, die durch Landnutzungsänderungen hervor gerufen werden, vermutlich eher als zu gering eingeschätzt worden. Das heißt, dass in diesem Konsumbereich, die Ausarbeitung von Maßnahmen zur Förderung eines klimabewussten Konsums eine relativ große Wirkung erzielen könnte.

Zum anderen ist in diesem Konsumbereich sowohl im In- als auch im Ausland, eine sehr hohe Akteurs-Interessenslage hinsichtlich der Klimaauswirkungen von Lebensmitteln bzw. deren Verbrauch zu verzeichnen. So ist in der Produktgruppe Lebensmittel im Vergleich zu anderen Produktgruppen, eine sehr hohe Anzahl an Produkten zu verzeichnen, die mit einem PCF gekennzeichnet sind²¹. Das Thema „produktbezogene Treibhausgasemissionen von Lebensmitteln“ wird sowohl von produzierenden Unternehmen, Handelsunternehmen, industriellen Verbänden, Verbraucherverbänden, NGOs, als auch von wissenschaftlichen und zwischenstaatlichen Organisationen, wie die GIZ oder FAO aufgegriffen und diskutiert. Erste „Product Category Rules“ für verschiedene Lebensmittel, wie beispielsweise Milchprodukte oder Rohkaffee, sind bereits erarbeitet worden oder befinden sich in Bearbeitung. Die schwedische Klimaschutzinitiative „Climate Marking“ (siehe oben) verfolgt diesen Ansatz und kann als Orientierung zur Entwicklung einer entsprechenden Vorgehensweise herangezogen werden. Zudem

²⁰ Eine Kennzeichnung von Lebensmitteln, die nur auf Klimaschutzkriterien beruht, ist ebenfalls nicht zu empfehlen, da weitere relevante Umweltauswirkungen (wie Eutrophierung, Aquatoxizität, Humantoxizität, Bodenerosionswirkungen, etc.) von Lebensmittel in einer derartigen Kennzeichnung unberücksichtigt blieben.

²¹ Eine Auflistung verschiedener Labelinitiativen findet man unter folgendem Link: <http://www.pcf-pilotprojekt.de//main/results/labelling-initiatives/> (abgerufen am 14.07.2011). Besucht man die Webseiten dieser verschiedenen aufgelisteten Labelinitiativen kann man die im Rahmen dieser Initiativen bislang ausgezeichneten Produkte einsehen (s. auch http://www.cfp-japan.jp/english/products/permission_eng.php, abgerufen am 14.07.2011).

fokussiert auch der zweite Teil der laufenden Testphase zum PEF auf Lebensmittel, vgl. hierzu auch Kapitel 6.

Sonstiger Konsum

Im Rahmen einer Stoffstromanalyse des Öko-Instituts (Quack und Rüdenauer 2004) wurde analysiert, welche weiteren Produktgruppen der privaten Haushalte, die unter „Sonstiger Konsum“ zusammengefasst werden, einen hohen Anteil am Energieverbrauch und an den Treibhausgas-Emissionen haben könnten. Die Auswertung der Materialstatistiken des Statistischen Bundesamts zeigte, dass dies die drei Produktgruppen Möbel, Textilien und Papier sind (Quack und Rüdenauer ebd.).

Die im Rahmen dieser Stoffstromanalyse (Quack und Rüdenauer ebd.) ermittelten Treibhausgas-Emissionen liegen bei Möbeln bei 350 kg CO₂e/Kopf und Jahr (3,0%; bezogen auf die Gesamt-Pro-Kopf-Emissionen von 11,5 t), bei Papier-Produkten bei 335 kg CO₂e (2,9%) und bei Textilien bei 100 kg CO₂e (0,9%). Die berechneten Treibhausgasemissionen beziehen sich jeweils auf die gesamte Produktlinie. Da jeweils ein gewichtiger Teil der Produktvorkette im Ausland liegt, z.B. Baumwoll-Produktion für Textilien oder Zellstoff-Produktion für Papier, sind die „inländischen“ Anteile an der Pro-Kopf-Treibhausgasemission vermutlich deutlich geringer als oben ausgewiesen. Laut Grießhammer et al. (2010) dürfte der Beitrag der vielen weiteren Produktgruppen im Schnitt jeweils unter 0,1% liegen.

Sieht man bei Textilien von der Nutzungsphase (also dem Waschen und Trocknen) ab, so dominiert bei den drei oben genannten Produktgruppen jeweils die Herstellungsphase hinsichtlich ihres Beitrags zum Treibhauspotential. Die drei Produktgruppen sind also der Kategorie „Produkte, bei denen die Rohstoffgewinnung oder Herstellungsphase einen sehr hohen Beitrag zum Treibhauspotenzial hat“ zuzuordnen. Daher ist zu prüfen, ob auf der Basis von tiefergehende PCF-Analysen sinnvolle Grenzwerte zu Treibhausgasemissionen der hinsichtlich des PCF dominierenden Lebensphasen definiert werden können, die für die Vergabe des Blauen Engel nicht überschritten werden dürfen. Beispielsweise enthält der Kriterienkatalog für die Vergabe der EU-Blume für Kopierpapier und grafisches Papier einen entsprechenden Grenzwert. Die Festlegung sinnvoller und zielführender CO₂e-Emissionsgrenzwerte erfordert aber eine solide Datenbasis zu aktuellen Energieverbrauchswerten in den entsprechenden Branchen.

Für die Produktgruppen „Möbel“ und „Textilien“ gilt außerdem der Grundsatz, dass mit höherer Lebensdauer des Produktes der Gesamt-PCF sinkt (vgl. für Textilien Systain 2009 und BASF 2009). Die Formulierung von Anforderungen an die Qualität der Produkte im Rahmen der Entwicklung entsprechender Vergabekriterien ist daher aus Klimaschutzgründen von Bedeutung, sofern zwischen der Produktqualität und der Lebens- bzw. Nutzungsdauer ein Zusammenhang besteht.

Für die Produktgruppe „Textilien“ sollte außerdem geprüft werden, ob klimaschutzbezogene Kriterien für die Gewinnung von Naturfasern erarbeitet werden können (vgl. oben gemachten Vorschlag der Kriterienentwicklung im Bedürfnisfeld „Ernährung“).

Produktbilanzierungsregeln für die Bilanzierung der Umweltauswirkungen von Textilien und verschiedenen Papierprodukten sind bereits von verschiedenen Organisationen erstellt worden (vgl. Webseite von der internationalen Organisation „The International EPD System mit Sitz in Stockholm, Schweden²²; Webseite der „Confederation of European Paper Industries (CEPI)“²³). Die Tatsache, dass für Produkte der beiden Produktgruppen „Textilien“ und „Papierprodukte“ bereits PCR erstellt wurden, und die Existenz einer Reihe von PCF-Studien für verschiedene Produkte der beiden Produkt-

²² <http://www.environdec.com/PCR/Pcr-Search/>

²³ http://www.cepi.org/docshare/docs/2/NIJDDNGABIPDCKBNEHCALEOOGS9YA474Q4HVEY6U09QQ7/CEPI/docs/DLS/carbon_footprint-final-20101130-00013-01-Epdf

gruppen deuten darauf hin, dass in der Branche ein gewisses Interesse an einer PCF-Kennzeichnung besteht. Verstärkt wird diese Einschätzung durch entsprechende Beteiligungen an der laufenden Testphase zum PEF.

Für die Produktgruppe „Papierprodukte“ ist die Datenlage relativ gut. Für die Produktgruppe „Textilien“ sind ebenfalls eine Reihe von Daten verfügbar. Ob die Daten allerdings ausreichen, um einen repräsentativen Überblick über die Branche als Vergleichsmaßstab zu erhalten, müsste noch näher geprüft werden.

Auch für die Produktgruppe „Möbel“ gibt es bereits verschiedene PCR (z.B. für Tische, Betten und Matratzen, Sitzgelegenheiten - vgl. Webseite der Norwegian EPD Foundation²⁴). Im Rahmen der Recherche nach PCF-Analysen im Möbelbereich konnten allerdings keine Studien gefunden werden. Die Datenlage im Bereich der Herstellung der Rohstoffe für die Möbelproduktion ist relativ gut. Im Bereich der Möbelproduktion selbst erscheint die Datenlage jedoch nicht ausreichend, um hier geeignete CO₂-Emissionsgrenzwerte festzulegen.

Gesamtfazit

Aufgrund ihres Beitrags zum Treibhauspotenzial und aufgrund der Tatsache, dass keine Konkurrenz zu anderen Kennzeichnungen bestehen, erscheint die Ausweisung eines CO₂e-Einsparpotenzial von Heizsystemen und der Nutzung von öffentlichen Verkehrsmitteln eine sinnvolle Anwendung des PCF im Umweltzeichenprogramm zu sein. Die Datenlage für eine derartige Kennzeichnung in beiden Produktgruppen wird als relativ gut eingeschätzt. Beide Branchen sind in Deutschland, bzw. im deutschsprachigen Europa vertreten. Potenzielle Zeichennutzer für eine Kennzeichnung von Heizsystemen gibt es. Die Kennzeichnung würde eine Ergänzung zu bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnungen darstellen.

Für den öffentlichen Personentransport existieren außerdem bereits Produktbilanzierungsregeln für die Erstellung von Umweltpunktdeklarationen.

Betrachtet man jedoch zusätzlich die Interessenslage der Akteure und die öffentliche Wahrnehmung der Thematik so bietet sich die Produktgruppe „Lebensmittel“ als geeignetes Fallbeispiel für die Erarbeitung einer Vorgehensweise zur Integration des PCF in das Umweltzeichen an. Erste PCR für einzelne Lebensmittel-Produktgruppen sind bereits erarbeitet worden, weitere werden voraussichtlich im laufenden PEF-Prozess folgen. Im Hinblick auf die Zielsetzung des Vorhabens ist die Datenlage als ausreichend bis gut zu beurteilen. Daher wird empfohlen, klimaschutzbezogene Kriterien auf der Basis von bereits vorhandenen PCF-Analysen/Ökobilanzen für diese Produktgruppe am Beispiel „Milchprodukte“ zu entwickeln (vgl. Kapitel 4).

Tabelle 16 enthält eine Zusammenstellung der für die Anwendung des PCF diskutierten Produktgruppen.

²⁴ <http://www.epd-norge.no/category.php?categoryID=392>

Tabelle 16 Zusammenstellung der Auswahl an Produktgruppen, die sich für die Integration des PCF eignen (schraffiertes Kästchen bedeutet, dass hier keine Einschätzung stattgefunden hat, da bei den betreffenden Produktgruppen bereits eine Kennzeichnung besteht, so dass die Ausweisung/Kennzeichnung des PCF keinen Zusatznutzen hätte)

Bedürfnisfeld/Produktgruppe	geeignete Anwendungsmöglichkeit des PCF	Klimarelevanz	Konkurrenz oder Ergänzung zu bereits existierende Kennzeichnungen	Vorhandensein von PCR	Vergleichbare Beispiele aus anderen Ländern	Datenlage	Struktur der Branche	Potentielle Zeichennutzung
Wohnen/Heizenergieverbrauch								
Heizungssysteme	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	hoch	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	-	-	+	+	+
Warmwasserbereitstellung auf Basis der Nutzung von solarthermischen Anlagen	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	hoch	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	-	-	+	+	+
Dämmmaterialien	-	hoch	Energieeffizienzkennzeichnung von Gebäuden					
Wohnen/Stromverbrauch								
energieverbrauchende Produkte	-	hoch	Energieeffizienzkennzeichnung, verschiedene Typ I-Umweltkennzeichnungen					
Steckerleisten	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	vergl. weise niedrig	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	-	-	+	?	?
Niedrigtemperatur-Waschmittel	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	vergl. weise niedrig	unter Umständen Konkurrenz zu bestehenden Typ 1-Umweltkennzeichnungen im Waschmittelbereich mit dem Fokus auf die Wirkungskategorie Aquatox	+	-	+	+	+

Bedürfnisfeld/ Produktgruppe	geeignete Anwendungsmöglichkeit des PCF	Klimarelevanz	Konkurrenz oder Ergänzung zu bereits existierende Kennzeichnungen	Vorhandensein von PCR	Vergleichbare Beispiele aus anderen Ländern	Datenlage	Struktur der Branche	Potenzielle Zeichennutzung
photovoltaische Produkte	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	vergl.weise niedrig	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	-	-	?	+	+
Strom	-	hoch	verpflichtende Kennzeichnung von CO ₂ e-Emissionen					
Mobilität								
ÖPNV	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	hoch	-	+	-	+	+	?
Carsharing	Ausweisung eines CO ₂ e-Einsparpotenzials	hoch	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	+	-	+	+	+
Ernährung								
Lebensmittelprodukte	Nutzung von PCF-Analysen bei der Entwicklung von klimaschutzbezogenen Kriterien	hoch	Ergänzung zum Bio-Siegel	zum Teil	+	+	+	+
Sonstiger Konsum								
Möbel	Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von CO ₂ e-Emissionsgrenzwerten	relativ niedrig	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	+	-	?	+	?
Papier	Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von	relativ niedrig	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	+	+	+	+	+

Bedürfnisfeld/ Produktgruppe	geeignete Anwendungsmöglichkeit des PCF	Klimarelevanz	Konkurrenz oder Ergänzung zu bereits existierende Kennzeichnungen	Vorhandensein von PCR	Vergleichbare Beispiele aus anderen Ländern	Datenlage	Struktur der Branche	Potenzielle Zeichennutzung
	CO ₂ e-Emissionsgrenzwerten							
Textilien	Nutzung von PCF-Analysen für die Festlegung von CO ₂ e-Emissionsgrenzwerten	relativ niedrig	Ergänzung zur bestehenden Blauen Engel-Kennzeichnung	+	-	?	+	?

3 Methodische Grundlagen Water Footprint

3.1 Hintergrund

Frischwasser ist eine lebenswichtige nicht ersetzbare Ressource, die auf der Erde im Prinzip ausreichend vorhanden jedoch sehr unterschiedlich verteilt ist. Von der daraus resultierenden Wasserknappheit ist ca. ein Drittel der Weltbevölkerung betroffen, was neben ökologischen Problemen vor allem zu Gefahren für die menschliche Gesundheit führt (IWMI 2007). Aus diesen Gründen wird Wasser in weiten Teilen der Erde noch vor dem Klima als primäres Schutzgut wahrgenommen. Da erwartet wird, dass der globale Wasserverbrauch doppelt so schnell wächst wie die Weltbevölkerung ist es wichtig den Wasserverbrauch von Produkten entlang ihres Lebensweges zu kennen und die daraus resultierenden Konsequenzen zu bewerten. Im Folgenden werden ein Überblick über verschiedene Water Footprint Methoden gegeben und die methodischen Grundlagen zusammenfassend erläutert.

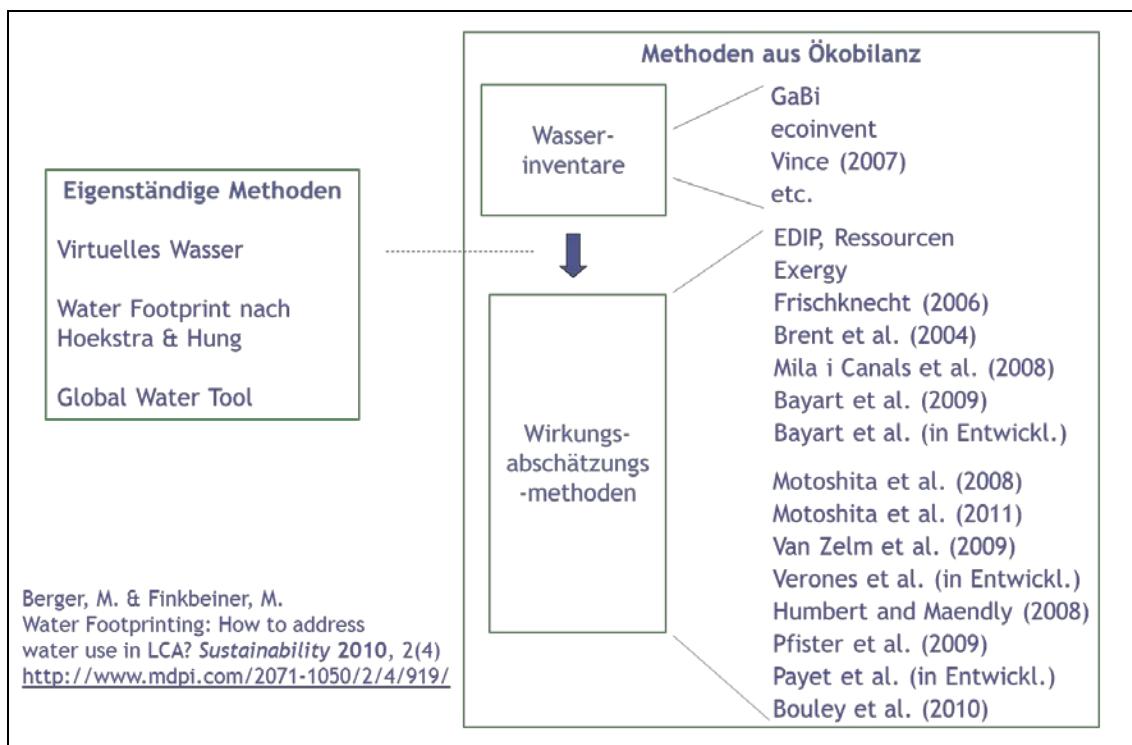
3.2 Water Footprint Methoden

Für die Bilanzierung von Wassernutzungen und die Bewertung der daraus resultierenden Konsequenzen steht eine Reihe von Ansätzen zur Verfügung, die sich prinzipiell in eigenständige Methoden und in aus der Ökobilanz stammende Methoden unterscheiden lassen (Abbildung 2).

Eigenständige Methoden, wie die des Virtuellen Wassers (Allan 1998) wurden bereits in den 1960er Jahren entwickelt und bewerten neben dem Wasserverbrauch auch die Verschmutzung von Frischwasserressourcen. In Ökobilanzen ist die Erfassung und Bewertung des Wasserverbrauchs noch relativ neu, da Ökobilanzen in Industrieländern entwickelt wurden für die Wasserknappheit meist kein großes Problem dargestellt hat. Aufgrund einer weltweit zunehmenden Wasserknappheit sowie der Anwendung von Ökobilanzen auf landwirtschaftliche Produkte (Nahrungsmittel, Biokraftstoffe, etc.) rückt der Wasserverbrauch jedoch immer stärker in den Fokus. In den vergangenen Jahren sind daher große Anstrengungen unternommen worden, um den Verbrauch von Frischwasser sowohl auf Sachbilanz- als auch auf Wirkungsabschätzungsebene abilden zu können.

Zunächst muss hierbei zwischen den Begriffen ‚Wassernutzung‘ und ‚Wasserverbrauch‘ unterschieden werden (Bayart et al. 2009a). Während die Wassernutzung den gesamten Frischwasser Input in ein Produktionsystem beinhaltet, beschreibt der Wasserverbrauch die durch Verdunstung oder Produktintegration lokal ‚verloren gegangene‘ Wassermenge. Die für die Wirkungsabschätzung entwickelten Methoden bewerten i.d.R. den Wasserverbrauch. Die mit der Emission von Schadstoffen verbundene Verschmutzung von Frischwasserressourcen sind, im Gegensatz zu den eigenständigen Methoden, nicht Gegenstand der Betrachtung, da diese durch klassische Wirkungskategorien, wie z.B. Eutrophierung oder Ökotoxizität, beschrieben werden. Abbildung 2 zeigt die für eine Bilanzierung der Wassernutzung auf Inventarebene zur Verfügung stehenden Tools und Modelle sowie die für eine Wirkungsabschätzung des Wasserverbrauchs entwickelten Methoden [4-21].

Abbildung 2 Methoden zur Bilanzierung und Wirkungsabschätzung der Wassernutzung



Quelle: Eigene Darstellung (TU Berlin)

Die für die Wirkungsabschätzung vorhandenen Methoden beinhalten unterschiedliche Charakterisierungsmodelle, welche die Wirkmechanismen einer Wassernutzung auf die Schutzobjekte Menschliche Gesundheit, Ökosystem oder Ressourcen beschreiben. Während einige Methoden die potentiellen Umweltfolgen in der Mitte der Ursache-Wirkungskette (Midpoint Bewertung) analysieren, untersuchen andere Methoden die potentielle Schäden auf Schutzobjektebene (Endpoint Bewertung). Insbesondere die schadensorientierten Methoden müssen dabei eine Vielzahl lokaler Parameter (Wasserknappheit, Wohlstand, etc.) berücksichtigen. Einige der Methoden liefern bisher lediglich methodische Grundlagen für eine Wirkungsabschätzung, andere hingegen stellen bereits konkrete Charakterisierungsfaktoren für die Wirkungsabschätzung bereit. Im Folgenden werden zum Zeitpunkt der Bearbeitung veröffentlichte Methoden zusammenfassend erläutert. Weiterführende methodische Diskussionen können einer von Berger und Finkbeiner (2010) verfassten Publikation entnommen werden.

3.2.1 Eigenständige Methoden

Virtuelles Wasser

Die ersten Versuche den Wasserverbrauch entlang des Produktlebensweges zu ermitteln, wurden in den frühen 60-iger Jahren von J. A. Allan unternommen. Mit der Methode des ‚Virtuellen Wassers‘ (Allan 1998) wurden alle Wassermengen, die entlang des Lebensweges eines Produktes verbraucht werden, summiert. Dazu gehört sowohl das Wasser im tatsächlichen Herstellungsprozess als auch in den Hintergrundprozessen wie der Rohmaterialgewinnung oder der Energiebereitstellung.

Im Gegensatz zur Wasserbilanz wird bei der Methode ‚Virtuelles Wasser‘ das verbrauchte Wasser in drei Bereiche eingeteilt: blaues, grünes und graues Wasser.

- ▶ „Blaues Wasser“ steht für Grund- und Oberflächenwasser. Der Verbrauch von blauem Wasser beinhaltet dementsprechend die während der Produktion verdunstete Menge an Grund- und Oberflächenwasser. Dabei wird angenommen, dass das evapierte Wasser nicht in das Niederschlagsgebiet zurück gelangt aus dem es entnommen wurde.
- ▶ Das „grüne Wasser“ beinhaltet den Teil des Regenwassers der nicht in Oberflächengewässer abläuft oder zur Grundwasserneubildung beiträgt. Es umfasst also im Wesentlichen Bodenfeuchtigkeit und kann nur Vorort von Pflanzen genutzt werden. Der Verbrauch von grünem Wasser beinhaltet somit die durch Evapotranspiration von Pflanzen und Flächen verbrauchte Menge an Regenwasser. Dieser Teil des Virtuellen Wassers ist für die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse von großer Bedeutung.
- ▶ „Graues Wasser“ beschreibt den Anteil des Wassers, das durch die Zuleitung von Abwasser verschmutzt wird. Es ist gleichzusetzen mit dem Wasservolumen das benötigt wird, um verschmutztes Wasser soweit zu verdünnen, bis es (nicht näher definierte) Qualitätsstandards erfüllen kann.

Water Footprint nach Hoekstra

Die Methode des Water Footprint nach Hoekstra (Hoekstra und Hung 2002) basiert auf dem Konzept des Virtuellen Wassers, enthält aber zusätzlich noch räumliche und zeitliche Informationen über die im Produktlebensweg anfallenden Wasserverbräuche. Der Water Footprint eines Produktes entspricht somit der Menge an verbrauchtem virtuellem Wasser. Folglich kann der Water Footprint für Individuen, Organisationen oder Nationen bestimmt werden, indem die Mengen an Virtuellem Wasser für alle im Betrieb, in der Nation oder durch ein Individuum konsumierte Produkte oder Materialien aufsummiert werden.

Der Water Footprint nach Hoekstra wurde als volumenbasierter Indikator entwickelt wurde und lehnt eine Wirkungsabschätzung der aus dem Wasserverbrauch resultierenden Konsequenzen ab. Dennoch werden neuerdings Charakterisierungsfaktoren für den Verbrauch von blauem, grünem und grauem Wasser angeboten, die die Berechnung von „water footprint impact indices“ ermöglichen (Hoekstra et al. 2011), was einer Wirkungsabschätzung gleichkommt.

Zur Berechnung des „grünen“ water footprint impact indices ($WFII_{green}$) werden die einzelnen, räumlich (x) und zeitlich (t) differenzierten, Verbräuche grünen Wassers (WF_{green}) mit einem Faktor (WS_{green}) multipliziert, der die Knappheit grünen Wassers am Ort (x) und zum Zeitpunkt (t) des Verbrauchs angibt. Als räumliche Differenzierung wird die Ebene von Niederschlagsgebieten und als zeitliche Trennung werden Monatsintervalle empfohlen.

$$WFII_{green} = \sum_x \sum_t (WF_{green}[x,t] \times WS_{green}[x,t])$$

Die jeweilige Knappheit grünen Wassers (WS_{green}) berechnet sich aus dem Verhältnis von gesamtem Verbrauch grünen Wassers ($\sum WF_{green}$) zu verfügbarem grünem Wasser (WA_{green}). Das verfügbare grüne Wasser wird ermittelt, indem die Evapotranspiration der für die natürliche Vegetation reservierten Flächen (ET_{env}) und die Evapotranspiration nicht nutzbarer Flächen (ET_{unprod}) von der Gesamtevapotranspiration der Fläche abgezogen wird (ET_{green}).

$$WS_{green}[x,t] = \frac{\sum WF_{green}[x,t]}{WA_{green}[x,t]} \quad [-]$$

$$WA_{green}[x,t] = ET_{green}[x,t] - ET_{env}[x,t] - ET_{unprod}[x,t] \quad [\text{volume/time}]$$

Analog werden zur Berechnung des „blauen“ water footprint impact indices ($WFII_{blue}$) die einzelnen, räumlich (x) und zeitlich (t) differenzierten, Verbräuche blauen Wassers (WF_{blue}) mit einem Faktor (WS_{blue}) multipliziert, der die Knappheit blauen Wassers am Ort (x) und zum Zeitpunkt (t) des Verbrauchs angibt.

$$WFII_{blue} = \sum_x \sum_t (WF_{blue}[x,t] \times WS_{blue}[x,t])$$

Die jeweilige Knappheit blauen Wassers (WS_{blue}) berechnet sich aus dem Verhältnis von gesamtem Verbrauch blauen Wassers ($\sum WF_{blue}$) zu verfügbarem blauem Wasser (WA_{blue}). Das verfügbare blaue Wasser wird ermittelt, indem das ökologisch benötigte Wasser (EFR) vom natürlichen Abfluss (R_{nat}) abgezogen wird, um so den Wasserbedarf für Ökosysteme zu reservieren.

$$WS_{blue}[x,t] = \frac{\sum WF_{blue}[x,t]}{WA_{blue}[x,t]} \quad [-]$$

$$WA_{blue}[x,t] = R_{nat}[x,t] - EFR[x,t] \quad [\text{volume/time}]$$

Bei der Berechnung des „grauen“ water footprint impact indices ($WFII_{grey}$) werden die einzelnen, räumlich (x) und zeitlich (t) differenzierten, Verbräuche grauen Wassers (WF_{grey}) mit einem Faktor (WPL_{grey}) multipliziert, der den Verschmutzungsgrad am Ort (x) und zum Zeitpunkt (t) angibt.

$$WFII_{grey} = \sum_x \sum_t (WF_{grey}[x,t] \times WPL[x,t])$$

Der Verschmutzungsgrad (WPL) berechnet sich aus dem Verhältnis von gesamtem Verbrauch grauen Wassers ($\sum WF_{grey}$) zu effektivem Abfluss (R_{act}).

$$WPL[x,t] = \frac{\sum WF_{grey}[x,t]}{R_{act}[x,t]} \quad [-]$$

Global Water Tool

Das Global Water Tool ist ein vom World Business Council on Sustainable Development (WBCSD) bereitgestelltes Tool zur Erfassung und Bewertung der globalen Wassernutzung eines Unternehmens. Es unterscheidet Gewässerarten aus denen Frischwasser entnommen und in die Abwasser eingeleitet wird. Weiterhin werden Orte an denen Frischwasserentnahme und Abwassereinleitung stattfindenden differenziert und die lokale Wasserknappheit berücksichtigt. Das Tool basiert auf Microsoft Excel und kann kostenlos heruntergeladen werden (WBCSD 2010).

3.2.2 Methoden aus Ökobilanzen

Wasserinventare

Der einfachste Weg um einen Water Footprint für ein Produkt oder eine Organisation zu ermitteln, ist die Nutzung von Wasserbilanzen. Der Frischwasserverbrauch eines Produktes setzt sich aus verdunstetem Wasser und im Produkt enthaltenem Wasser zusammen. Um diesen zu bestimmen, wird vom Wasser-Input die Menge des Abwassers abgezogen. Der Water Footprint von Produktionsschritten

oder Geschäftsbereichen kann so ermittelt und anschließend zu einem vollständigen Organisations- bzw. Produkt Water Footprint aggregiert werden.

Wasserbilanzen können mittels Ökobilanz-Datenbanken (z. B. Ecoinvent (Ecoinvent 2008) oder Gabi (PE Int. 2009) oder auch mit dafür entwickelten Konzepten (z. B. von Vince (Vince 2007) oder der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Bayart et al. 2009a) erstellt werden. Je nach gewähltem Hilfsmittel für die Inventarisierung kann der Informationsgehalt erheblich variieren. Ökobilanz-Datenbanken (PE Int. 2009; Ecoinvent 2008) unterteilen die Input- und Output-Flüsse normalerweise nach den Gewässerarten aus denen das Wasser entnommen und in das es wieder abgegeben wird (Grund-, Oberflächen-, Meerwasser etc.). Es sollte jedoch beachtet werden, dass die Ecoinvent Datenbank (Ecoinvent 2008) nur Wasserinputs jedoch keine Outputs enthält und somit nur die Ermittlung der Wassernutzung, nicht aber des Wasserverbrauchs, ermöglicht. Die GaBi Datenbank (PE Int. 2009) umfasst zwar In- und Outputs, jedoch oft nur für das Vordergrundsystem. Wasserverbräuche im Hintergrundsystem, z.B. in Minen, werden nicht berücksichtigt. Das bedeutet, dass gängige Ökobilanzdatenbanken zwar eine Ermittlung von Water Footprints methodisch ermöglichen, die Datenqualität jedoch Unzulänglichkeiten aufweist.

Zusätzlich zur Unterscheidung von Gewässerarten erfassen die Konzepte von Vince (Vince 2007) oder von der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Bayart et al. 2009a) Informationen über den Ort der Entnahme und die dort vorherrschende Wasserknappheit. Sie differenzieren auch nach den verschiedenen Wasserqualitäten, die das Frischwasser beim Ein- und Austritt in bzw. aus dem Produktsystem hat. Generell dienen die hier vorgestellten Wasserbilanzen als Grundlage für die im Folgenden vorgestellten Wirkungsabschätzungsmethoden.

Wirkungsabschätzungsmethoden (Midpoint)

EDIP, Ressourcen

Im Rahmen des ‚Environmental Design of Industrial Products‘ (EDIP) Programms wurden verschiedene Indikatoren entwickelt, um die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzstudien zu unterstützen (Hauschild und Wenzel 1998). Mithilfe des EDIP-Ressourcen Indikators können erneuerbare und nicht-erneuerbare Ressourcen bewertet werden. Ressourcen sind als alle aus der Natur entnommenen erneuerbaren und nicht-erneuerbaren Rohstoffe definiert. Im Hinblick auf den Verbrauch von Frischwasser, wird zunächst ein normalisierter Wasserverbrauch (NR) berechnet:

$$\text{normalisierter Wasserverbrauch} = \frac{\text{Lebenswegbasierter Wasserverbrauch}}{\text{Produktlebenszeit} \cdot \text{globale jährliche pro - Kopf Wasserverfügbarkeit}_{1990}}$$

Da der normalisierte Wasserverbrauch noch keine Angaben über die Wasserknappheit im untersuchten Gebiet beinhaltet, wird er anschließend durch den Verfügbarkeitshorizont dividiert. Der Verfügbarkeitshorizont ist das Verhältnis von regionalen Rohstoffreserven zur Differenz des jährlichen regionalen Verbrauchs und der jährlichen regionalen Regeneration. Ein Wasserverbrauch in Regionen mit großer Wasserknappheit wird so stärker gewichtet als derselbe Wasserverbrauch in Regionen mit geringerer Knappheit.

$$\text{Verfügbarkeitshorizont} = \frac{\text{regionale Wasservorkommen}}{\text{jährlicher regionaler Verbrauch} - \text{jährliche regionale Regeneration}}$$

Der gewichtete Wasserverbrauch kann anschließend noch mit anderen Ressourcenverbräuchen addiert werden und führt so zu einer umfassenden Bewertung des Ressourcenverbrauchs.

Methode der ökologischen Knappheit

Die Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al. 2009) basiert auf dem Distance-to-Target (Entfernung zum Ziel) Prinzip und wurde entwickelt, um die Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz zu unterstützen.

Bei der Methode werden die in der Sachbilanz aggregierten Stoffströme mit Ökofaktoren multipliziert, die die jeweilige Umweltbelastung ausdrücken. Das in Umweltbelastungspunkte (UBP) ausgedrückte Ergebnis kann zu einem Single-Score-Indikator aggregiert werden, der die gesamte ökologische Auswirkung des betrachteten Produktes aufzeigt. Die Ökofaktoren werden nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Ökofaktor} \left[\frac{\text{(UBP)}}{\text{Einheit}} \right] = \underbrace{K}_{\text{Charakterisierung}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k} \right)^2}_{\text{Gewichtung}} \cdot \underbrace{\xi}_{\text{Konstante}}$$

Die Charakterisierung weist Substanzen, die die gleiche Auswirkung auf das System haben wie die Referenzsubstanz, entsprechende Charakterisierungsfaktoren zu (z.B. können Treibhausgase als CO₂-Äquivalente ausgewiesen werden). Bei der Normierung wird das Ergebnis auf den aktuellen Fluss (jährliche Menge) der Region standardisiert. Der aktuelle Fluss spiegelt hierbei die derzeitige Situation in der Region wieder und beinhaltet beispielsweise die Gesamtmenge an CO₂-Emissionen. Die Gewichtung setzt den aktuellen Fluss in quadratische Relation zu einem kritischen Fluss. Dabei wird der kritische Fluss für jede Substanz auf Basis der gesetzlichen Richtlinien oder staatliche Ziele bestimmt. Die Konstante $c = 1012/a$ bewirkt, dass das Ergebnis eine übersichtlichere Größenordnung bekommt.

Bei der Berechnung von Ökofaktoren für die Frischwassernutzung ist die Charakterisierung in allen Fällen eins, da nicht zwischen den verschiedenen Frischwassertypen wie Grund- und Oberflächenwasser unterschieden wird. Die Normalisierung setzt einen Umweltbelastungspunkt in Bezug zur jährlichen Gesamtgewässer Nutzung in der Referenzregion. Die Gewichtung für die Frischwasserverfügbarkeit berechnet sich wie folgt:

$$\text{Gewichtung} = \left(\frac{\text{aktueller Fluss}}{\text{kritischer Fluss}} \right)^2 = \left(\frac{\text{Wasserverbrauch der Region}}{\text{erneuerbares Wasservorkommen} \cdot 20\%} \right)^2 = \left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{\underbrace{\text{Wasservorkommen}}_{\text{Knappheitsverhältniss}}} \right)^2 \cdot \left(\frac{1}{20\%} \right)^2$$

Dabei werden der aktuelle und der kritische Fluss ins Verhältnis gesetzt. Der kritische Fluss wird nach einem Vorschlag der OECD (OECD2004) berechnet, wonach Wasserstress verhindert werden kann, wenn nicht mehr als 20% des erneuerbaren Wasservorkommens einer Region genutzt werden. Wie bereits gezeigt, ist der Gewichtungsfaktor abhängig von der Wasserknappheit und kann von 0,0625 bis 56,3 reichen (Tabelle 1). Es ist zu beachten, dass mithilfe der Methode der ökologischen Knappheit die Wassernutzung – nicht der Wasserverbrauch – bewertet werden soll. Damit ist diese Methode eine der wenigen, welche die gesamte Wassernutzung und nicht den verbrauchten Anteil bewertet.

Tabelle 17 Wasserknappheitsbereiche und die resultierenden Gewichtungsfaktoren (bei der Annahme eines kritischen Flusses von 20% der verfügbaren Frischwassermenge)

Wasserknappheit		Wasserknappheit für die Berechnung	Gewichtungsfaktor
niedrig	< 0,1	0,05	0,0625
moderat	0,1 - < 0,2	0,15	0,563
mittel	0,2 - < 0,4	0,3	2,25
hoch	0,4 - < 0,6	0,5	6,25
sehr hoch	0,6 - < 1,0	0,7	16,0
extrem	1,0	1,5	56,3

Wirkungsabschätzungsmethode nach Mila i Canals et al. (2008)

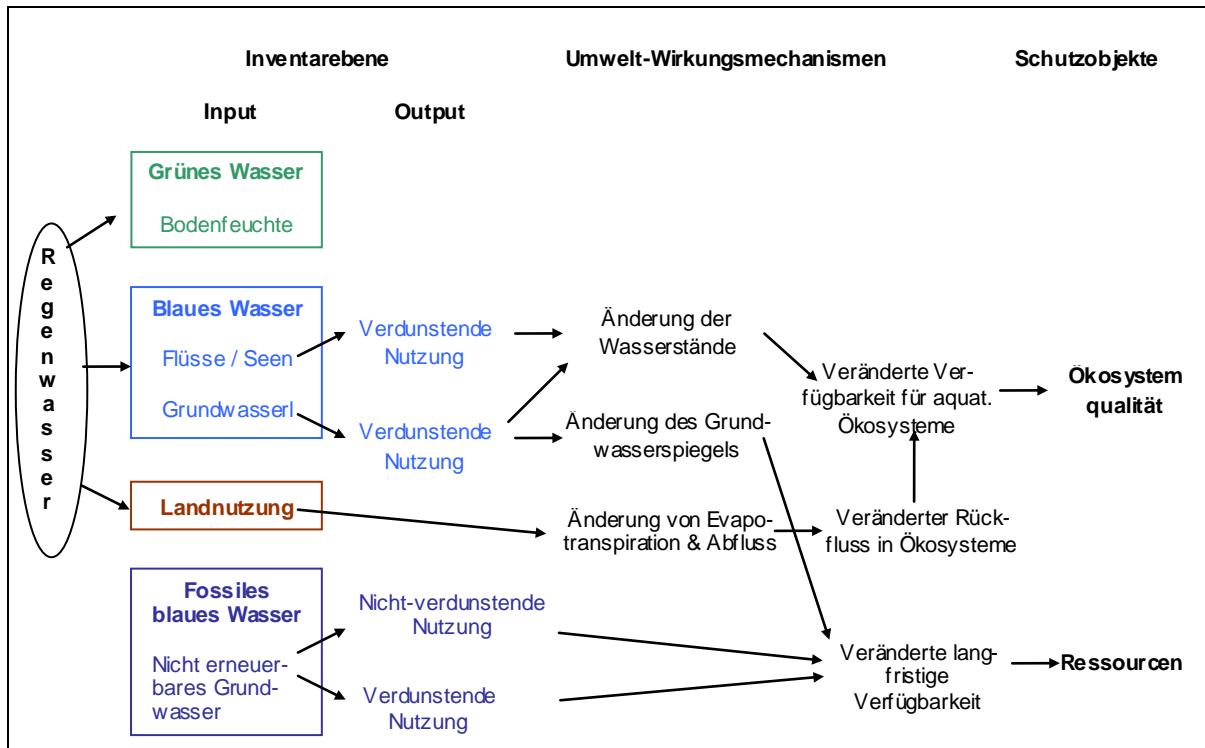
Die Methode von Mila i Canals et al. (2008) differenziert auf Sachbilanzebene zwischen verschiedenen Arten des Wasserverbrauchs, stellt Regeln bereit, nach denen die verschiedenen Verbräuche berechnet werden können und präsentiert zwei Midpoint Wirkungskategorien für die Wirkungsabschätzung.

Auf Sachbilanzebene soll zwischen der Nutzung grünen Wassers (Bodenfeuchte), blauen Wassers (Grund- und Oberflächenwasser), fossilen blauen Wassers (nicht-erneuerbares Grundwasser) und der veränderten Frischwasserverfügbarkeit infolge einer veränderten Landnutzung unterschieden werden. Weiterhin soll auch die Wassernutzung in die Nutzung mit Evaporation (Wasserverbrauch) und die Nutzung ohne Evaporation differenziert werden. Regeln für die Kalkulation werden bereitgestellt.

Die Methode setzt sich zudem mit den verschiedenen Wirkungsmechanismen, die aus der Wassernutzung resultieren können, auseinander:

- ▶ Wassernutzung führt zu mangelnder Frischwasserverfügbarkeit, was wiederum Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit hat.
- ▶ Ein Verbrauch von fossilem Wasser und Grundwasser über die Erneuerungsrate hinaus führt zu einer reduzierten Frischwasserverfügbarkeit. Die Ressource Frischwasser ist somit für spätere Generationen nur noch eingeschränkt verfügbar (Frischwasserzehrung - freshwater depletion - FD).
- ▶ Wasserverbrauch führt zu einer mangelnden Frischwasserverfügbarkeit, was Effekte auf die Ökosystemqualität hat (Auswirkung auf die Frischwasserverfügbarkeit im Ökosystem - freshwater ecosystem impacts - FEI).
- ▶ Veränderung in der Landnutzung führen zu Veränderungen in der Wasserverfügbarkeit die zu Auswirkungen auf das Ökosystem führt (FEI).

Abbildung 3 Anforderungen an die Sachbilanz und aus verschiedenen Nutzungsarten resultierende Ursache-Wirkungsketten die in der Methode von Mila i Canals et al. (2008) berücksichtigt werden



Quelle: Eigene Darstellung (TU Berlin)

Die Midpoint-Wirkungskategorie ‚Frischwasserzehrung‘ schätzt die reduzierte Ressourcenverfügbarkeit von Frischwasser für zukünftige Generationen ab. Betrachtet werden dabei die Nutzung fossilen Grundwassers und die Nutzung erneuerbarer Grund- und Oberflächenwasservorkommen, deren Nutzung über der natürlichen Regeneration liegt. Oberflächengewässer, wie z.B. Flüsse, haben normalerweise eine große Regenerierungsrate. Um Charakterisierungsfaktoren zur Verfügung zu stellen, wird die Methode von Guinee et al. (2001) zur Bestimmung des abiotischen Ressourcenverbrauchs (ADP) an den Wasserverbrauch angepasst.

$$ADP_i = \frac{ER_i - RR_i}{(R_i)^2} \cdot \frac{(R_{sb})^2}{DR_{sb}}$$

Der abiotische Ressourcenverbrauch einer Wasserressource ist abhängig von der Extraktionsrate (ER), der Regenerationsrate der Ressource i (RR), des Gesamtvorkommens der Ressource i (R), des Gesamtvorkommens der Referenzressource Antimon (R_{sb}) und der Abaurate von Antimon (DR_{sb}). Wie aus der Gleichung abgelesen werden kann, haben beanspruchte Wasserressourcen (ER>RR) einen großen Charakterisierungsfaktor, wohingegen eine nachhaltige Nutzung der Ressource (ER=RR) in einem Charakterisierungsfaktor von 0 widergespiegelt wird. Wenig beanspruchte Wasserressourcen (ER<RR) hätten einen negativen Charakterisierungsfaktor, da mehr Wasser erneut als verbraucht wird. Solche positiven Effekte (Ackermann et al. 2009) werden bei der Berechnung jedoch nicht mit einbezogen.

Ziel der zweiten Midpoint-Wirkungskategorie FEI ist es, die ökologischen Konsequenzen des Wasser- verbrauchs in einer bestimmten Region abzuschätzen. Der Verbrauch von fossilem Wasser wird nicht

berücksichtigt, da dessen Auswirkungen auf das Ökosystem minimal sind. Demzufolge werden die evaporierende Nutzung von blauem Wasser (Oberflächen- und Grundwasser) und die Wasserverfügbarkeit durch Veränderung in der Landnutzung betrachtet. Um Charakterisierungsfaktoren zur Verfügung zu stellen, wird der Wasserstress-Indikator (WSI) (Smakhtin et al. 2004) verwendet.

$$WSI_i = \frac{WU_i}{WR_i - EWR_i}$$

Der Wasserstress-Indikator der Region i wird über den Anteil der gesamten Wassernutzung (WU) und die Differenz zwischen dem erneuerbaren Wasservorkommen (WR) und dem ökologischen Wasserbedarf (EWR) in der Region berechnet. Die Basis des Wasserstress-Indikators ist der WUPR-Indikator, der als Quotient aus Gesamtgewässernutzung und erneuerbarem Wasservorkommen in einer Region i berechnet wird (Raskin et al. 1996).

$$WUPR_i = \frac{WU_i}{WR_i}$$

Der WSI-Indikator stellt eine Weiterentwicklung des WUPR-Indikators dar, weil eine gewisse Menge an Frischwasser für die Aufrechterhaltung der Funktionen des Ökosystems einer Region „reserviert“ wird.

In Abhängigkeit vom lokalen Wassermangel und den jeweiligen Anforderungen des Ökosystems erhält man standortbezogene Charakterisierungsfaktoren, die das Gefährdungspotential durch eine zusätzliche Wassernutzung durch den Menschen abschätzen.

Wirkungsabschätzungsmethode nach Bayart et al. (2009)

Bayart et al schlagen eine Inventarisierungs- und Wirkungsabschätzungsmethode vor, die nach den Richtlinien der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Bayart et al. 2009a) entwickelt wurde.

Frischwasser-Inputs in das oder aus dem Produktsystem heraus werden entsprechend ihre Qualität (hoch/gering) und ihrer Gewässerart (Grund- oder Oberflächenwasser) klassifiziert. Dies erlaubt die Quantifizierung von Verlusten und Gewinnen der verschiedenen Frischwasserarten auf Sachbilanzebene.

Darauf aufbauend schlagen Bayart et al. die neue Midpoint-Wirkungskategorie „Frischwassermangel für die menschliche Nutzung“ vor, um die Auswirkungen des Frischwasserverbrauchs auf die menschliche Gesundheit zu bewerten. Charakterisierungsfaktoren werden nach der folgenden Gleichung berechnet:

$$CF_i = \alpha_i \cdot U_i \cdot Q_i \cdot (1 - CA)$$

Hierbei steht α für die regionale Frischwasserknappheit und wird über das Verhältnis aus Gesamtgewässernutzung zu erneuerbaren Wasservorkommen berechnet. Die Anzahl der möglichen Nutzungen ist abhängig von der Qualität und der Art des Frischwassers und wird durch den Faktor U ausgedrückt. Der Faktor Q zeigt die Qualität des verbrauchten Frischwassers an. Dazu wird die Energiedifferenz ermittelt, die notwendig ist, um ausgehend von der vorhandenen Wasserqualität i Trinkwasserqualität zu erreichen. CA steht für die Fähigkeit sich an verstärkte Wassermangelverhältnisse anzupassen und wird über sozio-ökonomischen Parameter bestimmt.

Ein Set von Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Länder und Frischwasserarten wurde nach oben stehender Formel ermittelt.

Wirkungsabschätzungsmethoden (Endpoint)

Wirkungsabschätzungsmethode nach Motoshita et al. (2008)

Die Wirkungsabschätzungsmethode von Motoshita et al. (2008) ermöglicht eine Bewertung des durch Unterernährung, infolge von Wassermangel in der Landwirtschaft, resultierenden Schadens auf die menschliche Gesundheit. Hierfür wird die gesamte Ursache-Wirkungs-Kette ausgehend vom Wassermangel in der Landwirtschaft, über die verringerte landwirtschaftliche Produktivität, bis hin zur Unterernährung und den daraus entstehenden Schäden für die menschliche Gesundheit modelliert.

Die reduzierte Verfügbarkeit von Wasser in der Landwirtschaft, als eine Konsequenz des Wasserverbrauchs, wird die Produktivität in der Landwirtschaft verringern. Diese Beziehung wird auf Länderebene von einem Vorhersagemodel beschrieben, das die Ertragsproduktivität pro Einheit Nahrungsenergie als proportional zum Wasserverbrauch in der Landwirtschaft setzt. Anschließend wird der Schaden auf die menschliche Gesundheit durch Unterernährung wegen der erhöhten landwirtschaftlichen Produktivität mithilfe eines Regressionsmodells bewertet und in der Einheit DALY (disability-adjusted life years) ausgedrückt. DALY ist die Einheit eines Gesundheitsindikators, der von der WHO entwickelt wurde. Er drückt die gesamte Schädigung der Gesundheit durch frühzeitigen Tod und Einschränkungen durch Krankheit und Verletzungen aus (Murray und Lopez 1996).

Neben dem Zusammenhang von landwirtschaftlicher Produktivität und Gesundheitsschäden analysiert das Regressionsmodell außerdem die Auswirkungen anderer Parameter wie dem durchschnittlichen Ernährungsenergieverbrauch, der medizinischen Vorsorge und den Ausgaben für die Gesundheit. Abhängig von den lokalen Gegebenheiten wird der Schadensfaktor bestimmt, der in einem Intervall von 10-9 bis 10-7 DALY pro m³ verbrauchten Wassers angegeben wird.

Wirkungsabschätzungsmethode nach Motoshita et al. (2011)

Nach Angaben der WHO ergeben sich 10% aller Infektionskrankheiten weltweit durch den Mangel an Zugang zu frischem Trinkwasser und Wasser für Hygiene und sanitäre Anlagen (Prüss-Üstün 2008). Aus diesem Grund haben Motoshita et al. (2011) eine Methode entwickelt, um die aus Infektionskrankheiten infolge Wassermangels resultierenden Gesundheitsschäden zu beurteilen.

Es wird davon ausgegangen, dass der Mangel an sauberem Trinkwasser in bestimmten Regionen dazu führt, dass unsauberer Trinkwasser konsumiert wird. Da über das unsaubere Trinkwasser auch Keime konsumiert werden, treten Infektionskrankheiten auf, die zu einem Schaden an der menschlichen Gesundheit führen können.

Mithilfe einer multiplen linearen Regressionsanalyse modellierten die Autoren eine Ursache-Wirkungskette. Dabei wurden verschiedene Variablen berücksichtigt, wie die Anzahl der an die Wasserversorgung- und -entsorgung angeschlossene Haushalte, der durchschnittliche Nahrungsenergieverbrauch, dem entsprechenden Gini-Koeffizienten, dem Anteil an Unterernährung in der Bevölkerung, die durchschnittliche jährliche Temperatur und die finanziellen Ausgaben für die Gesundheit pro Bürger.

Motoshita et al. bestimmten länderspezifische Charakterisierungsfaktoren, die den Schaden an der menschlichen Gesundheit (in DALY) durch den Verbrauch an Frischwasser ausdrücken. Abhängig von den lokalen Gegebenheiten liegt der Schaden an der menschlichen Gesundheit in einem Intervall von 10-12 bis 10-7 DALY pro m³ verbrauchtem Frischwasser.

Wirkungsabschätzungsmethode nach van Zelm et al. (2009)

Das von Van Zelm et al. (2009) erarbeitete Charakterisierungsmodell ermittelt den durch Grundwasserentnahme entstandenen Schaden auf Ökosysteme in den Niederlanden. Die Charakterisierungsfaktoren CF werden errechnet, indem der Bereich jeder Gitternetzzelle (A) mit dem dazugehörigen Verlaufs- und Effektfaktor multipliziert wird.

$$CF_i = \sum A_i \cdot \left[\frac{dASG_i}{dg_i} \right] \cdot \left[\frac{dPNOF_i}{dASG_i} \right]$$

Verlaufsfaktor *Effektfaktor*

Der Verlaufsfaktor berechnet das Absinken des Grundwasserspiegels aus der Veränderung des durchschnittlichen Grundwasserspiegels (dASG) infolge einer Veränderung der Extraktionsrate (dq). Der Effektfaktor zeigt das veränderte Auftreten von Pflanzenarten an. Dazu wird der Anteil der potenziell nicht anfindbaren Arten (dPNOF) ins Verhältnis zu der Veränderung des durchschnittlichen Grundwasserspiegels (dASG) gesetzt.

Informationen zur Berechnung des Verlaufsfaktors werden vom National Hydrological Instrument of the Netherland (NHI) bereitgestellt, das auf Grundwassermodellierungen des MODFLOW Models (McDonald und Harbaugh 1988) basiert. Der Effektfaktor kann durch multiple Regressionsanalysen berechnet werden. Dabei werden der Veränderungen im Grundwasserspiegel in Relation zu den potenziell auftretenden Pflanzenarten gesetzt, die auf der Basis des MOVE Modells ermittelt werden (Bakkenes et al. 2002).

Wirkungsabschätzungsmethode nach Pfister et al. (2009)

Die Methode von Pfister et al. (2009) wurde an der ETH Zürich entwickelt und ermöglicht eine umfangreiche Bewertung der Auswirkungen des Frischwasserverbrauchs sowohl auf Midpoint als auch auf Endpoint Ebene. In der vorliegenden Methode wird nur der Verbrauch von blauem Wasser bewertet.

Auf Midpoint Ebene wird der regionale Wasserstress Index (WSI) eingeführt, der als Charakterisierungsfaktor für die vorgeschlagene Wirkungskategorie ‚Frischwassermangel‘ dient. Der hier eingeführte Wasserstress-Index WSI darf jedoch nicht mit dem Wasserstress Indikator (ebenfalls WSI) (Smakhtin et al. 2004) in der Wirkungskategorie ‚freshwater ecosystem impacts‘ (FEI) verwechselt werden. Der Wasserstress-Index basiert auf dem ‚withdrawal-to-availability‘ Quotienten (WTA), der das Verhältnis von Gesamtwassernutzung zu erneuerbaren Wasservorkommen ausdrückt. Mithilfe des WaterGap2 Models (Alcamo et al. 2003) wurde der WTA Quotient für mehr als 10.000 Niederschlagsgebiete weltweit ermittelt. Die hydrologische Situation kann jedoch über das Jahr wegen der verschiedenen saisonalen Niederschlagsverhältnisse variieren. Diese saisonalen Veränderungen können zu zusätzlicher Wasserknappheit führen, wenn die niederschlagsreichen Zeiten die trockenen Zeiten wegen fehlender Speichermöglichkeiten des Niederschlagsgebiets oder zusätzlicher Evaporation von gespeichertem Wasser nicht ausgleichen können. Durch den Variationsfaktor (VF) können solche Effekte bei der Berechnung der WTA berücksichtigt werden und es ergibt sich ein modifizierter WTA*. Um geeignete Charakterisierungsfaktoren zwischen 0,01 und 1 zu erhalten, wird der WSI nach folgender Formel berechnet:

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4WT{A^*}} \cdot \left(\frac{1}{0,01} - 1 \right)}$$

Alle verbrauchten Wassermengen können mit ihrem spezifischen WSI multipliziert werden. Die so erhaltenen charakterisierten Ergebnisse können in der Midpoint Kategorie ‚Frischwassermangel‘ aggregiert werden.

Neben dem Midpoint Indikator stellt die Methode auch drei Endpoint-Wirkungskategorien bereit. Diese wurden in Anlehnung an die Eco-indicator 99 Methodik (Goedkoop und Spriensma 2001) entwickelt und ermöglichen die Schadensbewertung an den Schutzgütern Menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen. Mögliche Auswirkungen einer erhöhten Wasserknappheit infolge eines Frischwasserverbrauchs auf die menschliche Gesundheit können aus verschiedenen Ursachen auftreten:

- ▶ Ausbreitung von Krankheiten durch den Mangel an Frischwasser für Hygiene.
- ▶ Krankheiten im direkten Zusammenhang mit Frischwassermangel.
- ▶ Unterernährung durch den Mangel an Wasser für die Bewässerung in der Landwirtschaft.

Der Mangel von Frischwasser für hygienische Bedürfnisse ist stark abhängig von den lokalen und sozialen Randbedingungen und wurde deswegen nicht berücksichtigt. Krankheiten und Tod wegen Trinkwassermangel sind meistens Ergebnis von Katastrophen wie Krieg und extremer Dürre. Da aber laut Ökobilanz keine außergewöhnlichen Ereignisse berücksichtigt werden, wurde diese Ursache in der Methode von Pfister et al. ebenfalls nicht berücksichtigt, auch wenn die Auswirkungen verheerend sein können. Demnach wird nur die Unterernährung wegen Wassermangel zur Bewässerung näher betrachtet.

Um den Schaden auf die menschliche Gesundheit durch den Frischwasserverbrauch in einer Region abschätzen zu können, wird die gesamte Ursache-Wirkungskette modelliert. Ausgehend vom Wasserstress-Index (WSI) wird der Wassermangel für die Landwirtschaft (WDF) quantifiziert. Über einen Effektfaktor (EF) wird die Anzahl der betroffenen Menschen ermittelt. Dieser setzt sich aus der pro-Kopf benötigten Wassermenge die notwendig ist um Fehlernährung zu verhindern und dem Human Development Index (HDI) zusammen. Die gesamten Auswirkungen auf die Gesundheit unterernährter Menschen werden durch den Schadensfaktor (DF) in der Einheit DALY basierend auf statistischen Gesundheits-Daten angegeben.

$$\Delta HH_{\text{Unterernährung},i} = \underbrace{\overbrace{WSI_i \cdot WU_{\% \text{Landwirtschaft},i}}^{WDF_i} \cdot \overbrace{\frac{HDF_{\text{Unterernährung}}}{WR_{\text{Unterernährung}}} \cdot DF_{\text{Unterernährung}} \cdot WU_{\text{Verbrauch},i}}_{EF_i}}_{CF_{\text{Unterernährung},i}}$$

Die ökologische Ursache-Wirkungskette wird modelliert, um den Schaden aufs Ökosystem durch den Verbrauch von Frischwasser abschätzen zu können. Dabei wird angenommen, dass die Entnahme von blauem Wasser zu Mangel vom grünen Wasser führt, welches für die Vegetation entscheidend ist.

Wie in der Eco-indicator 99 Methodik (Goedkoop und Spriensma 2001) vorgeschlagen, kann der Schaden auf das Ökosystem durch die Anzahl der verschwundenen Gefäßpflanzen (VPBD – vascular plant species biodiversity) gemessen werden, da diese ein geeigneter Indikator für den Verlust an Biodiversität in einem Ökosystem sind. Um den Schaden auf die Vegetation durch Wassermangel zu bewerten, wurde die Netto Primärproduktion (NPP) als Indikator eingeführt. Da signifikante Korrelation zwischen NPP und VPBD nachgewiesen wurden, ist NPP ein ebenso geeigneter Indikator um die Qualität von Ökosystemen zu quantifizieren. Der große Vorteil von NPP liegt darin, dass globale Daten zur Netto Primärproduktion bei Wassermangel (NPPwat-lim) verfügbar sind (Nemani et al. 2003). Der Schaden auf die Ökosystemqualität wird ermittelt, indem NPPwat-lim mit dem Anteil des Wasserverbrauchs am Niederschlagsvolumen multipliziert wird. Dieser Anteil drückt ein Fläche-Zeit-Äquivalent

() aus, welches notwendig ist, um das verbrauchte blaue Wasser durch jährlichen Niederschlag wiederherzustellen.

$$\Delta EQ = \underbrace{NPP_{wat.\lim,i}}_{PDF} \cdot \underbrace{\frac{WU_{Verbrauch,i}}{P_i}}_{A \cdot t}$$

Der dritte Bereich der Wirkungsabschätzung ist der Schaden auf die Ressourcen. Die Aufzehrung der natürlichen Ressourcen wird aufgezeigt und in der Einheit Zusatzenergie (Surplus Energy) gemessen (Goedkoop und Spriensma 2001). Diese Zusatzenergie gibt den Anteil der zusätzlich aufgewendeten Energie an, um eine weniger konzentrierte Ressource abzubauen, nachdem eine Rohstoffförderung stattgefunden hat. In der vorliegenden Methode steht die Zusatzenergie für die Energie, die aufgewendet werden muss um Meerwasser zu entsalzen und so die im Niederschlagsgebiet verloren gegangene Frischwassermenge zu ersetzen. Dies wird nach der folgenden Formel berechnet:

$$\Delta R_i = E_{Entsalzung} \cdot F_{Aufzehrung,i} \cdot WU_{Verbrauch} \quad F = \begin{cases} \frac{WTA_i - 1}{WTA_i} & \text{für } WTA_i > 1 \\ 0 & \text{für } WTA_i \leq 1 \end{cases}$$

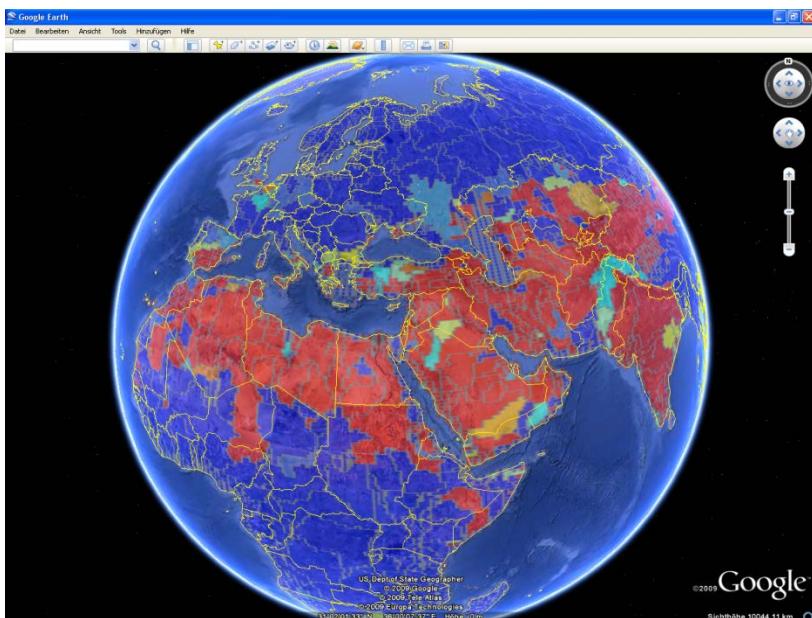
Die zum Entsalzen gebrauchte Energie ist auf 11 MJ/m³ festgelegt. Der Anteil des Wasserverbrauchs, der zur Aufzehrung der Frischwasserressourcen in einem Einzugsgebiet beiträgt, hängt vom WTA-Verhältnis ab.

Nachdem nun die Schäden auf die menschliche Gesundheit, das Ökosystem und die Ressourcen quantifiziert wurden, können die Ergebnisse normalisiert und mithilfe einer Gewichtung zu einem single-score Ergebnis zusammengefasst werden. Die Gewichtung findet hierbei nach Gewichtungsfaktoren der Hierarchist-Perspektive des Eco-indicators 99 (Goedkoop und Spriensma 2001) statt. Dieser Indikator spiegelt den gesamten Schaden durch den Verbrauch von Frischwasser wider. Das Ergebnis kann auch mit weiteren Indikatoren durch andere Eingriffe in die Natur (z. B. Emissionen oder Abfälle) aggregiert und verglichen werden.

Um die Anwendbarkeit ihrer Methode zu erleichtern, haben Pfister et al. einen Google Earth (GE 2010) Layer entwickelt, mit dessen Hilfe Charakterisierungsfaktoren für mehr als 10.000 Niederschlagsgebiete ermittelt werden können (Pfister 2010). Wie in der folgenden Abbildung dargestellt, lassen sich somit standortgenaue Charakterisierungsfaktoren für alle von Pfister et al. bereitgestellten Wirkungskategorien ablesen.

Abbildung 4

Google Earth (GE 2010) mit von Pfister et al. entwickeltem Layer (Pfister 2010) zur Darstellung globaler Wasserknappheitsverhältnisse (basierend auf WTA)



Quelle: Google Earth

Wirkungsabschätzungsmethode nach Boulay et al. (2010)

Boulay und Kollegen entwickelten eine Wirkungsabschätzungsmethode zur Bewertung der aus einem Wasserverbrauch resultierenden Schäden für die menschliche Gesundheit (Boulay et al., submitted).

Zunächst wird ein detailliertes Inventar erstellt, in dem Wasserin- und outputs nach folgenden Kriterien unterteilt werden:

- ▶ Geografischer Lage der Frischwasserentnahme und Abwassereinleitung
- ▶ Gewässerarten aus denen Wasser entnommen bzw. in die Wasser eingeleitet werden
- ▶ Qualität der Wasserflüsse

Die vergleichsweise stark aufgeschlüsselten Wasserflüsse werden mit Charakterisierungsfaktoren multipliziert die nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$CF_i = \alpha_i \cdot E_i \cdot (1 - AC)$$

Der Faktor α gibt hierbei die lokale Wasserknappheit, gemessen über Verhältnis von lokalem Wasserverbrauch zu lokal erneuerbaren Wasservorkommen unter Berücksichtigung saisonaler Schwankungen an. Bemerkenswert ist hierbei das ein Verhältnis von Wasserverbrauch zu erneuerbaren Vorkommen verwendet wird, während die meisten anderen Methoden ein Verhältnis von Wassernutzung zu erneuerbaren Vorkommen verwenden. Da große Teile der Wassernutzung relativ schnell in das Wassereinzugsgebiet zurückgeleitet werden (z.B. Kühlwasser), kann der verwendete Quotient von Wasserverbrauch zu erneuerbaren Vorkommen als geeigneter angesehen werden, um Wasserknappheit zu messen.

Der Effektfaktor (E) gibt den aus einem Wasserverbrauch resultierenden Schaden an der menschlichen Gesundheit an [DALY/m] und berechnet sich aus folgender Gleichung:

$$E_i = \sum_j (I_j \cdot F_{i,j} \cdot D_{i,j})$$

Die Human Health Impact Intensity (I), quantifiziert Schäden an der menschlichen Gesundheit infolge von fehlendem Wasser [DALY/m] für folgende Nutzungen indem Ursache-Wirkungsketten mithilfe von Regressionsanalysen analysiert werden:

- Landwirtschaft ⇒ Unterernährung
- Fischfang ⇒ Unterernährung
- Hygiene ⇒ Infektionskrankheiten

Während der Funktionalitätsfaktor (F) die Eignung des Wasserflusses für die drei Nutzungen basierend auf Gewässerart und Wasserqualität angibt (0...1), bestimmt die Nutzungsverteilung D zu welchen Anteilen ein Wasserfluss die drei Nutzungen ermöglicht.

Der Faktor AC gibt die Kompensationsfähigkeit basierend auf Bruttonationaleinkommen an und berücksichtigt so den Effekt, dass reiche Länder weniger von den Folgen physischer Wasserknappheit betroffen sind als arme Länder.

3.3 Methodenvergleich

Im Folgenden werden die zuvor beschriebenen Bilanzierungs- und Bewertungsmethoden für Wasser hinsichtlich relevanter Eigenschaften wie Umfang, ISO Compliance, Schutzobjekte, Datenanforderungen, Verfügbarkeit von Charakterisierungsfaktoren gegenübergestellt.

Abbildung 5 Gegenüberstellung Water Footprint Methoden

Bewertungsmethode			Untersuchte Wasserart		Beurteilung Wassernutzung/-verbrauch		Schutzobjekt(e) der Wirkungsabschätzung	ISO14040 Erfüllung ***	Datenanforderungen				Verfügbarkeit Charakterisierungsfaktoren
			grün	blau	grau	Nutzung			In-&Outputs	Geografie	Gewässer	Qualität	
Eigenst. Method.	Virtuelles Wasser		x	x	x		x	x	x		x		
	Water Footprint		x	x	x		x	x	x	x			
	Global Water Tool			x		x	x	x	x	x	x		
Sachbilanz	GaBi			x		x	x	x	x		x		
	ecoinvent			x		x		x	x		x		
	Vince (2007)			x		x	x	x	x	x	x	x	
	Bayart et al. (2010)			x		x	x	x	x	x	x	x	
	Schneider et al. (2010)			x		x	x	x	x	x	x	x	
Wirkungabschätzung	EDIP, Ressourcen			x			x	Ressourcen	x	x	x		zu berechnen
	Exergy			x		x	x	Ressourcen	x	x			fix
	Meth. d. ökol. Knapheit			x		x		Ökosystem		x	x		für Europa
	Brent et al. (2004)			x		x		Ökosystem		x	x		zu berechnen
	Mila i Canals et al. (2008)		x	x			x	Res. & Ökosyst.	x	x	x	x	zu berechnen
	Bayart et al. (2009)			x			x	Gesundheit	x	x	x	x	zu berechnen
Wirkungabschätzung	Motoshita et al. (2008)			x			x	Gesundheit	x	x	x		weltweit
	Motoshita et al. (2011)			x			x	Gesundheit	x	x	x		weltweit
	Van Zelm et al. (2009)		x*			x	x	Ökosystem	x	x	x		für NL
	Humbert & Maendly (2008)		x**		x		x	Ökosystem	x	x			zu berechnen
	Boulay et al. (2010)			x			x	Gesundheit	x	x	x	x	zu berechnen
	Pfister et al. (2009)			x			x	Res., Ökos.&Ges.	x****	x	x		weltweit

* nur Grundwasser, ** nur Wasser in Stauseen, *** für vergleichende und zu veröffentlichte Aussagen, **** nur nicht-aggregierte Ergebnisse

Quelle: Eigene Darstellung (TU Berlin)

3.4 Analyse der Datenanforderungen und Datenverfügbarkeit

Für eine fundierte Wirkungsabschätzung einer Wassernutzung sind hoch aufgelöste Inventardaten nötig. Neben der eigentlichen Nutzung spielen die lokale Wasserknappheit, sozio-ökonomische Faktoren, die Qualität des verbrauchten Wassers und die Gewässerart, aus der das Wasser entnommen wurde eine wichtige Rolle. Hieraus ergibt sich zwangsläufig der Zielkonflikt, dass die ‚besten‘ Methoden auch die höchsten Anforderungen an die Inventardaten stellen. In der methodischen Zusammenfassung des vorherigen Kapitels sind die eingangs identifizierten Methoden sowie deren Anforderungen an die Datenqualität dargestellt. Wie Tabelle 2 entnommen werden kann, benötigen fast alle Methoden neben der Erfassung der Wasser In- und Outputs auch ein geografisch differenziertes Wasserinventar, um die lokale Wasserknappheit zu berücksichtigen. Darüber hinaus fordern einige Methoden auch die Differenzierung nach Gewässerart und Wasserqualität.

Diese Anforderungen stellen für die Einführung und Berechnung von Water Footprints eine ernst zu nehmende Herausforderung dar. Oftmals führt schon die exakte Ermittlung von Wassernutzungen und -verbräuchen zu Schwierigkeiten, da Anwender die erforderlichen Daten nicht oder nur in aggregierter Form messen. Auch kommt es bei der Erfassung von Kühlwasser oder in Kreisläufen geführtem Wasser immer wieder zu Problemen. Die geografische Differenzierung von Wasserverbräuchen ist insbesondere bei komplexen industriellen Prozessen eine Hürde, da Wasserverbräuche entlang der Wertschöpfungskette zurückverfolgt werden müssen. Darüber hinaus noch genutzte Gewässerarten und Qualitäten zu dokumentieren, stellt für industrielle Anwender oft eine unzumutbare Anforderung da, die höchstens in simplen Produktsystemen erfüllbar scheint.

Da alle Methoden neben einer korrekten Erfassung der Wasser In- und Outputs auch eine geografische Differenzierung benötigen, um die Konsequenzen des Wasserverbrauchs abzuschätzen, sollte dieses im Moment als „Mindestanforderung“ an die Inventardaten und als „Höchstanforderung“ für infrage kommende Bewertungsmethoden angesehen werden.

3.5 Methodische Herausforderungen

3.5.1 Methodische Herausforderungen der volumetrischen Water Footprints

Die Methodenentwicklung zur Bewertung des Wasserverbrauchs begann mit den Methoden Virtuelles Wasser (Allan 1998) und Water Footprint nach (Hoekstra et al. 2011), die das Volumen des verbrauchten Wassers in den verschiedenen Lebenswegphasen und an verschiedenen Orten weltweit aufsummieren. Die Veröffentlichung der hohen Wasserverbräuche für alltägliche Güter wie eine Tasse Kaffee mit 140 Litern oder ein Hamburger mit 2.400 Litern (WFN 2011) machte den Menschen erstmalig bewusst, welche Wassermengen für die Herstellung von Produkten tatsächlich benötigt werden.

Allerdings sollten diese Zahlen mit Vorsicht interpretiert werden, da sie sowohl die Nutzung von Grund- und Oberflächenwasser (blaues Wasser), als auch die Bodenfeuchtigkeit (grünes Wasser) und die Verschmutzung von Frischwasser durch die Abgabe von Schmutzwasser (graues Wasser) (WFN 2011) enthalten. Das Aggregieren dieser drei Wasserarten zu einem Wert impliziert eine gleichwertige Gewichtung aller drei Bereiche, für die es aber keine wissenschaftliche Grundlage gibt.

Bei der Betrachtung von Grünem Wasser z. B. für Agrarpflanzen sollte bedacht werden, dass die natürliche Vegetation ebenfalls Evapotranspiration erzeugt. Diese kann sogar größer sein als die Evapotranspiration der Agrarpflanzen selber (Nunez et al. 2010). Deswegen schlagen einige Autoren vor den „Netto Water Footprint für grünes Wasser“ (“net green water footprint”) zu bestimmen, zum Beispiel über die Differenz der Evapotranspiration von landwirtschaftlich genutzten und natürlichen Flächen (SABMiller and WWF 2009). Allerdings ist die Relevanz des netto oder gesamten grünen Wasserver-

brauchs fragwürdig, da die Bodenfeuchte nur für die Pflanzen vor Ort verfügbar ist und weder vom umgebenden Ökosystem genutzt noch für den menschlichen Gebrauch gewonnen werden kann.

Es sollte sich ebenfalls damit befasst werden, wie der grüne Water Footprint die Verfügbarkeit des blauen Wassers beeinflusst. Nach (Ridoutt and Pfister 2010) steht dieser Aspekt in engem Zusammenhang mit der Landnutzung und -umwandlung, welche zu einem veränderten Oberflächenabfluss und einer anderen Grundwasseranreicherung führen kann. Wenn jedoch, wie von (Mila i Canals et al. 2008) oder im neuen ISO Standard (ISO 14046 (working draft) 2011) vorgeschlagen, die veränderte Verfügbarkeit des blauen Wassers aufgrund von Veränderung in der Landnutzung berücksichtigt wird, würde dies oftmals auf einen negativen blauen Water Footprint hinauslaufen. Erklärbar ist dieser Effekt über die Zunahme der Grundwasserneubildung und des Oberflächenabflusses, wenn die natürliche Vegetation in eine landwirtschaftlich genutzte Fläche umgewandelt wird. Insgesamt führten diese Landumwandlungen bereits zu einem globalen Anstieg der Stromabflüsse von 7% (Rost et al. 2008). Eine Methode, die diese Veränderungen berücksichtigt, würde allerdings implizieren, dass eine Organisation ihren blauen Water Footprint dadurch verbessern kann, indem sie Änderungen in der Landnutzung wie Abholzung fördert würdet. Dabei wird ignoriert, dass die natürliche Vegetation eine wichtige Grundlage des globalen Wasserkreislaufes ist und dieser durch Veränderungen in der Landnutzung ebenfalls Änderungen unterliegen kann. Laut Rost et al. (2008) ist der Anstieg des Oberflächenabflusses durch Veränderungen in der Landnutzung gleich groß wie die Abnahme von Evapotranspiration (Netto Water Footprint für grünes Wasser), was über lange Sicht zu einem verringerten Niederschlag an manchen Orten führen wird. Demzufolge sollten Gutschriften für blaues Wasser durch Veränderungen in der Landnutzung nur gegeben werden, wenn die Abnahme der Verfügbarkeit des blauen Wassers in anderen Wassereinzugsgebieten ebenso berücksichtigt wird (dies ist schwer vorauszusagen). Zudem sollten auch negative Effekte des größeren Oberflächenabflusses wie Hochwasser, verstärkter Salzgehalt im Boden oder Vernässung berücksichtigt werden, wenn Gutschriften für eine Erhöhung des lokalen blauen Wassers gegeben werden.

Weiterhin vernachlässigen alle volumetrische Water Footprints die Tatsache, dass die Folgen des Wasserverbrauchs nicht nur von der genutzten Wassermenge, sondern auch von weiteren folgenden Faktoren bestimmt werden:

- ▶ Lokale Frischwasserknappheit am Ort der Entnahme
- Verschiedene Wasserknappheiten führen zu unterschiedlichen Auswirkungen
- ▶ Gewässerart, aus dem Wasser entnommen wird und in welches die Abgabe stattfindet
- Verschiedene Gewässerarten haben unterschiedliche ökologische Funktionen
- ▶ Qualität des genutzten Wassers
- Unterschiede in der Wasserqualität führen zu verschiedenartiger Nutzung
- ▶ Sensitivität des Ökosystems
- Lokale Ökosysteme reagieren unterschiedlich empfindlich auf Wassermangel
- ▶ Sensitivität der Bevölkerung
- Unterschiedliche Entwicklungsstände (in den Bereichen Gesundheitsfürsorge, Hygiene, Wohlstand etc.) beeinflussen die Folgen von Wasserknappheit für die menschliche Gesundheit

3.5.2 Methodische Herausforderungen der wirkungsbasierten Water Footprints

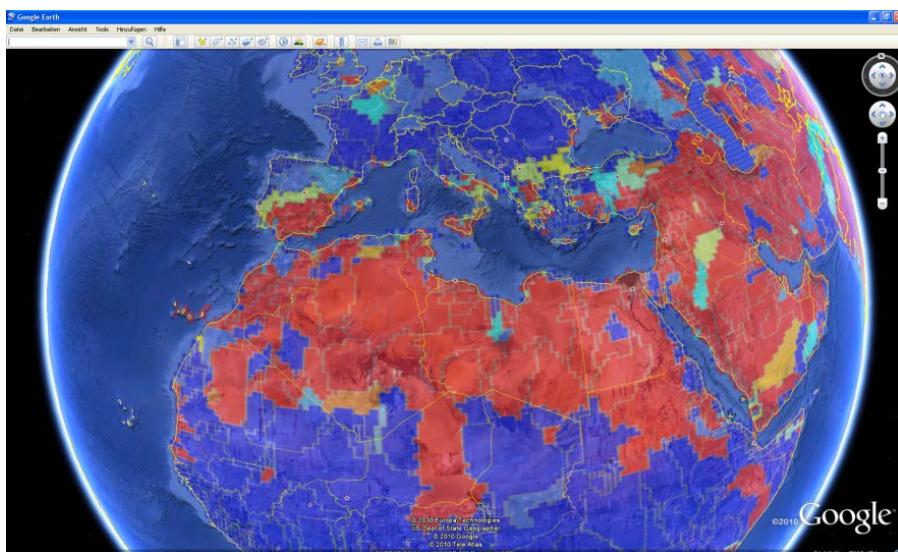
Lokale Frischwasserknappheit ist einer der wichtigsten Aspekte um die verschiedenen Auswirkungen des Wasserverbrauchs zu beurteilen. Deswegen nutzen die meisten Methoden ein Verhältnis von jährlicher Wassernutzung zu Neubildungsrate, um lokale Frischwasserknappheit auszudrücken. Dieses Verhältnis ist unter verschiedenen Bezeichnungen bekannt wie Wassernutzungsgrad (water utilization level (Falkenmark 1989)), dem Anteil von Nutzung-zu-Ressource (use-to-resource ratio (Raskin et

al. 1996)) oder dem Quotient von Entnahme-zu-Verfügbarkeit (withdrawal-to-availability ratio – WTA) (Alcamo and Henrichs 2002)).

$$WTA = \frac{\text{jährliche Wassernutzung}}{\text{Neubildungsrate}} \quad (1)$$

Zusätzlich zu methodischen Mängeln, die von (Hoekstra and Mekonnen 2011) identifiziert wurden, wird der WTA-Quotient nur von den zwei Parametern Nutzung und Verfügbarkeit bestimmt. Dies kann zu trügerischen Effekten führen, was anhand der Methode von Pfister et al. (Pfister et al. 2009) gezeigt wird. Länder wie Belgien, in denen Wasser reichlich vorhanden ist, gelten als relativ bedenklich, lediglich weil eine große Menge des erneuerbaren Wassers genutzt (nicht verbraucht) wird. Im Gegensatz dazu werden Länder in der ariden Sahelzone, wie der Sudan, als unkritisch erachtet, weil sie aufgrund fehlender Industrie und einer geringen Populationsdichte nur kleine Mengen des wenig vorhandenen erneuerbaren Wassers nutzen.

Abbildung 6 Wasser Stress Index (WSI) basierend auf dem WTA ermittelt von (Pfister et al. 2009) dargestellt in einem Google Earth layer © 2011 Google (Google Inc. 2011)



Quelle: Google Inc. 2011

Es ist eine allgemeine Diskussion, ob die physikalische Wasserknappheit mit dem WTA-Quotienten wie in den Methoden von (Frischknecht et al. 2009; Mila i Canals et al. 2008; Pfister et al. 2009) bemessen werden sollte oder ob sie über den CTA-Indikator (consumption-to-availability – Verbrauch-zu-Verfügbarkeit), wie in den kürzlich entwickelten Methoden von (Boulay et al. 2011) und (Hoekstra et al. 2011) abgebildet werden sollte.

Einerseits neigt der WTA dazu die physikalische Wasserknappheit zu überschätzen, da auch die Nutzung von Wasser, welches mit einer Qualitätsänderung in dasselbe Wassereinzugsgebiet zurück gegeben wird aus dem es entnommen wurde (Bsp. Kühlwasser) (Bayart et al. 2010), berücksichtigt wird. Auf der anderen Seite kann Wasserknappheit auch entstehen, wenn eine konkurrierende Wassernutzung vorliegt und wenn es verunreinigt wird. Beide Aspekte werden vom WTA indirekt berücksichtigt. Allerdings wird die Verschmutzung des Frischwassers auch durch Ökobilanzwirkungskategorien wie Versauerung, Eutrophierung oder Human- und Ökotoxizität (Guinee et al. 2002), durch Qualitätsindikatoren von komplexen Charakterisierungsmodellen (Veolia 2011; Boulay et al. 2011) oder durch das graue Wasser in volumetrischen Methoden (Allan 1998; Hoekstra et al. 2011) dargestellt. Demzufolge

ist ein Knappheitsindex, der die Qualitätsverringerung von Frischwasser berücksichtigt, nicht erforderlich, da es so zu einer Doppelzählung der Effekte kommt.

Auch wenn ein Wettbewerb um Frischwasser zu Wasserknappheit in stark besiedelten Regionen führt, so stellt der CTA die Wasserknappheit doch aussagekräftiger dar. Zusätzlich sichert er sogar noch die Konsistenz zwischen Inventar- und Wirkungsabschätzungsebene, da der Wasserverbrauch mithilfe eines Charakterisierungsfaktors basierend auf dem tatsächlichen Verbrauch bewertet wird.

Allerdings berücksichtigen weder WTA noch CTA die Sensitivität einer Region auf Wasserknappheit, durch eine/n zusätzliche/n Nutzung/Verbrauch. Wie im folgenden theoretischen Beispiel zu sehen ist, ergibt das Verhältnis von 1 zu 10 m³/a (Region A) und 1.000 zu 10.000 m³/a (Region B) denselben WTA mit 0,1. Wenn allerdings eine zusätzliche Wassernutzung von 1 m³ auftritt, verdoppelt sich der Knappheitsfaktor in der Region A (WTA=0,2 in Formel 2), während er in der Region B (WTA=0,1001 in Formel 3) unverändert bleibt.

$$\text{Region A: } \text{WTA} = \frac{\text{jährliche Wassernutzung}}{\text{Neubildungsrate}} = \frac{1 \text{ m}^3/\text{a}}{10 \text{ m}^3/\text{a}} = 0.1 \quad (2)$$

$$\text{Region B: } \text{WTA} = \frac{\text{jährliche Wassernutzung}}{\text{Neubildungsrate}} = \frac{1,000 \text{ m}^3/\text{a}}{10,000 \text{ m}^3/\text{a}} = 0.1 \quad (3)$$

Demnach reagieren Regionen mit geringem erneuerbaren Wasservorkommen sensitiver auf zusätzliche Wassernutzung als Regionen mit großen erneuerbaren Wasservorkommen. Es sollte erwähnt werden, dass die durch den zusätzlichen Wasserverbrauch von 1 m³ in der Region A auftretenden Effekte widersprüchlich zu marginalen Veränderungen, die die gesamte ökologische Situation nicht verändern, sind, wie es in der Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz üblich ist (Guinee et al. 2002). Allerdings scheint es für Wassereinzugsgebiete, die einen deutlich ansteigenden Wasserbedarf aber vernachlässigbar geringe erneuerbare Wasservorkommen haben (z. B. Las Vegas oder Dubai), begründet, auch die nicht geringfügigen Veränderungen für eine adäquate Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen.

Eine weitere Herausforderung für Wasserknappheitsindikatoren ist die Berücksichtigung von Wasserreservoirs. Zurzeit berücksichtigt der WTA und ihm ähnliche Indikatoren nur die erneuerbaren Wasservorkommen, vernachlässigen aber gänzlich Grund- und Oberflächenwasserbestände, die sich anreichern können, wenn weniger Wasser entnommen wird als sich erneuert. Da der globale Oberflächenabfluss mit 38,800 km/a größer geschätzt wird als Wasserentnahme mit 4,020 km³/a und -verbrauch mit 1,300 km/a (Döll 2009), könnte man denken, dass es einen fortwährenden Anstieg der globalen Wasserbestände gibt. Dies ist allerdings stark abhängig vom lokalen WTA und den Speicherkapazitäten der Region, die auf lokaler Ebene analysiert werden müssen.

Da Grund- und Oberflächenwasserbestände eine Übernutzung des erneuerbaren Bestands für eine gewisse Zeit kompensieren können, sollten sie ebenfalls berücksichtigt werden. Die Konsequenzen für die menschliche Gesundheit und das Ökosystem sind weniger ernst, wenn ein Reservoir einen temporären Wassermangel ausgleichen kann. Ein bekanntes Beispiel ist das Nubian Aquifer in Libyen, Ägypten, und Sudan, welches sich in einer humiden Klimaperiode gebildet hat (Döll 2009) und jetzt die Wassernutzung in den Regionen mit einem sonst niedrigen erneuerbaren Wasservorkommen ermöglicht, sodass der WTA in diesen Regionen größer als eins ist. Daten zur Grundwasserneubildung und zum Oberflächenabfluss sind in hoher Auflösung verfügbar (z. B. (Alcamo et al. 2003) und (Döll and Fiedler 2008)). Schwer zu finden sind hingegen genaue räumliche Daten zu Grund- und Oberflächenbestände, was den Bedarf an weiteren Forschungen verdeutlicht.

3.6 Volumetrische oder wirkungsbasierte Water Footprints

In Anbetracht der Debatte ob der Water Footprint volumetrisch oder wirkungsbasiert sein soll, kann festgestellt werden, dass ein volumetrischer Water Footprint einfacher zu ermitteln und weniger fehleranfällig ist, da er keine komplexen Ursache-Wirkungs-Ketten abbildet. Allerdings kann er nur den Frischwasserbedarf von Produkten angeben, nicht aber negative durch den Wasserverbrauch entstandene Auswirkungen aufzeigen und ist somit als Entscheidungshilfe eher weniger geeignet.

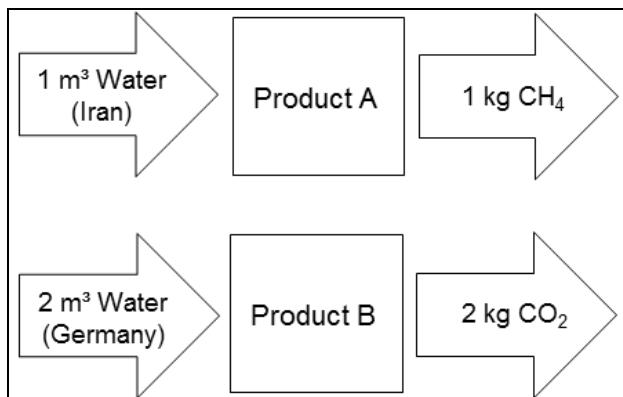
Wirkungsbasierende Water Footprints dagegen sind bestrebt, die Auswirkungen des Wasserverbrauchs auf die menschliche Gesundheit, das Ökosystem und die natürlichen Ressourcen zu bewerten. Mehrere Autoren liefern entsprechende Charakterisierungsfaktoren, die den regionalen Wasserverbrauch anhand der lokalen Hydrologie und ökologischen und gesellschaftlichen Verhältnissen gewichten.

Hoekstra und Kollegen stellen für ihre Methode ebenfalls „water footprint impact indices“ (Hoekstra et al. 2011) bereit, die ähnlich den Ergebnissen der Wirkungseinschätzung sind. Dennoch befürworten sie nur die volumetrischen Footprints und kritisieren die wirkungsorientierten Indikatoren, da diese ihrer Meinung nach bedeutungslos seien (Hoekstra et al. 2009). Die globale Wassernutzung sei relevanter als ihre lokalen Auswirkungen (Hoekstra et al. 2011). Zudem würden die zurzeit zur Verfügung stehenden wirkungsorientierten Methoden die Folgen des Wasserverbrauchs nur sehr schlecht beschreiben und so zu fragwürdigen Gewichtungen führen (Hoekstra et al. 2009).

Unsicherheiten im Umweltverhalten von Stoffen und in den Charakterisierungsmodellen sind eine Herausforderung und müssen bedacht und angesprochen werden. Allerdings können diese Faktoren keine Ausrede dafür sein, einen Water Footprint auf Inventarebene durchzusetzen. Der volumetrische Footprint enthält keine Informationen über ökologische Wirkungen und sein Ergebnis kann daher irreführend sein. Im Gegensatz zum Carbon Footprint, für den es ein einheitliches international festgelegtes Charakterisierungsmodell gibt, auf dessen Grundlage die Charakterisierungsfaktoren ermittelt werden, gibt es für den Water Footprint mehrere Charakterisierungsmodelle, die sich teilweise stark voneinander unterscheiden.

Im folgenden theoretischen Beispiel sollen diese Aussagen näher untersucht werden, indem volumetrische und wirkungsorientierte Water Footprints miteinander verglichen werden. Zusätzlich werden auch Treibhausgasemissionen auf Inventar- und Wirkungsebene bewertet.

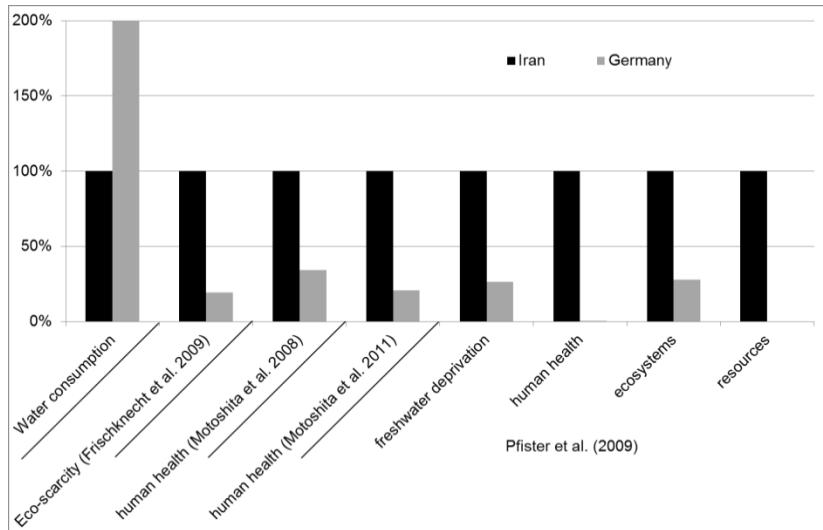
Abbildung 7 Theoretisches Beispiel für den Verbrauch von Wasser und die Entstehung von Treibhausgasen



Quelle: Eigene Darstellung (TU Berlin)

Beim Vergleich der zwei Produkte aus Abbildung 7 auf Inventarebene mithilfe des volumetrischen Water Footprints schneidet Produkt A besser ab als Produkt B, da nur 1 anstatt 2 m³ Wasser verbraucht werden. Wenn jedoch die lokale Wasserknappheit und der Entwicklungsstand der Länder bedacht werden, dann verursacht der Wasserverbrauch von 1 m³ im Iran mehr Auswirkungen als von 2 m³ in Deutschland. Die Unzulänglichkeiten des volumetrischen Water Footprints entsprächen denen eines massenbasierten Carbon Footprints. Würde man den Carbon Footprint der Produkte A und B auf reiner Massenbasis bestimmen, dann wäre Produkt A mit 1 kg Treibhausgasemissionen „umweltfreundlicher“ als Produkt B mit 2 kg Emissionen. Offensichtlich würde niemand für einen solchen massenbasierten Carbon Footprint argumentieren, da der individuelle Einfluss von Methan und Kohlenstoffdioxid auf die Klimaerwärmung berücksichtigt werden muss. Wenn diese spezifischen Einflüsse bedacht werden, dann entsteht ein gegensätzliches Bild, bei dem das Produkt A mit 25 kg CO₂-Äquivalenten mehr Auswirkungen hat als das Produkt B mit 2 kg CO₂-Äquivalenten. (IPCC 2007) Ebenso wie Methan und Kohlenstoffdioxid nicht auf reiner Kilogramm-Ebene verglichen werden können, kann auch der Wasserverbrauch im Iran und in Deutschland nicht auf Volumenebene gegenübergestellt werden (wie auch gezeigt von Pfister and Hellweg (2009)). In der folgenden Abbildung sieht man, dass wirkungsorientierte Water Footprint Methoden zu anderen Resultaten als die Volumetrischen kommen. Auch wenn sich die Ergebnisse teilweise stark unterscheiden, wird doch deutlich, dass alle wirkungsorientierten Methoden dem Verbrauch von 1 m³ Wasserverbrauch im Iran mehr Bedeutung messen als dem Verbrauch von 2 m³ Wasser in Deutschland.

Abbildung 8 Ergebnisse der volumetrischen und wirkungsbasierten Water Footprints für das theoretische Beispiel aus Abschnitt 3.5.2



Quelle: Eigene Darstellung [TU Berlin]

(Frischknecht et al. 2009) und Frischwassermangel (Pfister et al. 2009), weisen ähnliche Ergebnisse auf, da beide auf dem WTA basieren. Methoden zur Untersuchung von Konsequenzen auf die menschliche Gesundheit kommen hingegen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Der Wasserverbrauch von 2 m³ in Deutschland wird in der Methode von Motoshita et al., die auf dem Modell der Unterernährung (Motoshita et al. 2008) basiert, als relevanter (34%) angesehen, als in ihrer anderen Methode, die auf einem Modell für ansteckende Krankheiten (21%) beruht (Motoshita et al. 2011). Im Gegensatz dazu bewertet die Methode von Pfister et al. (2009), die ebenfalls den Schaden auf die menschliche Gesundheit basierend auf Unterernährung bestimmt, die Auswirkungen des Wasserverbrauchs in Deutschland als nicht vorhanden, da in Ländern mit einem HDI > 0,88 Unterernährung keine Bedeutung hat.

Diese unterschiedlichen Ergebnisse können damit erklärt werden, dass die Methode von Motoshita et al. (2008) auch indirekte Effekte berücksichtigt. Folglich führt der Wassermangel für die Landwirtschaft in Deutschland dazu, dass Nahrungsmittel aus anderen Ländern importiert werden müssen und somit Auswirkungen außerhalb des eigenen Landes entstehen. Ohne diese Internalisierung indirekter Aspekte würde die Methode die Auswirkungen von 2 m³ Wasserverbrauch in Deutschland (7,6 E-14 DALY) ebenfalls deutlich geringer bewerten als der Verbrauch von 1 m³ Wasser im Iran (1,74 E-9 DALY).

In der Methode von Pfister et al. (2009) wird Reichtum als reduzierender Faktor für Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit angesehen, allerdings können Schäden auf das Ökosystem, die für Deutschland relevant sind, dadurch nicht verhindert werden. Auch wenn die Wassernutzung in den industrialisierten und stark besiedelten Ländern wie Deutschland (WTA=0,21 (FAO 2011)) relativ hoch ist, wird kein Schaden auf die Ressourcen festgestellt, da die Wasserentnahme nicht größer als die Erneuerungsrate ist (WTA<1) und somit keine Wasserbestände aufgezehrt werden. Alle wirkungs-basierten Methoden bewerten die Auswirkungen des Wasserverbrauchs von 1 m³ im Iran größer als den Verbrauch von 2 m³ in Deutschland.

Gegensätzlich dazu beurteilt der volumetrischen Water Footprint die Folgen des Wasserverbrauchs in Deutschland höher als im Iran. Ohne eine zusätzliche qualitative Interpretation der Ergebnisse, wie von (Hoekstra et al. 2011) vorgeschlagen, kann der volumetrische Water Footprint sehr irreführend sein, da zahlenmäßig kleiner Ergebnisse einen größeren Schaden verursachen können. Deswegen sollten Water Footprints wirkungsorientierte Indikatoren sein, ebenso wie es Carbon Footprints bereits sind.

Obwohl die unterschiedlichen Charakterisierungsmodelle zu verschiedenen Ergebnissen kommen, weist dies nicht auf Unstimmigkeiten hin. Die Modelle basieren auf unterschiedlichen Parametern und Ursachewirkungsketten, die den Schaden für die menschliche Gesundheit, das Ökosysteme und die Ressourcen aufgrund von Wasserverbrauch beschreiben. Das reflektiert auch die Vielschichtigkeit der Realität, in der z. B. der Wasserverbrauch in einem wasserknappen aber entwickelten Land zu einer Aufzehrung der Ressourcen führt, aber keinen Einfluss auf die menschliche Gesundheit hat. Sogar innerhalb einer Schadenskategorie, wie menschliche Gesundheit, können die Ergebnisse variieren, da die Empfindlichkeit einer Gesellschaft auf Unterernährung oder ansteckende Krankheiten unter-schiedlich sein kann. Solange keine umfassende wirkungsorientierte Water Footprint Methode verfügbar ist, die alle Wirkungspfade konsistent abbilden kann, wird vorgeschlagen mehrere Charakterisie-rungsmethoden anzuwenden, um die verschiedenen Auswirkungen analysieren zu können.

3.7 Water Footprint auf ISO Ebene

In der Vergangenheit wurde unter dem Begriff Water Footprint meist das Volumen des Wassers verstanden, das für die Herstellung eines Produktes entlang der Wertschöpfungsketteverbraucht wurde. Nachdem sich die Erkenntnis durchgesetzt hat, dass jedoch nicht das Volumen sondern die daraus resultierenden Konsequenzen relevant sind, wurden zahlreiche methodische Ansätze zur Umwelt-Wirkungsabschätzung berücksichtigt. Daraufhin wurde im Jahr 2010 bei der Internationalen Organisation für Normung (ISO - International Organization of Standardization) damit begonnen, einen internationalen Konsens für eine einheitliche methodische Bewertung des Water Footprint zu erarbeiten. Das Ziel von ISO ist es, die Entwicklung von Regelwerken und neutralen Standards für Methoden voranzutreiben. Die ISO ist der weltweit größte Entwickler und Veröffentlicher von internationalen Standards und ein Netzwerk für nationale Standardisierungsinstitute, die in 160 Ländern alle Stakeholdergruppen repräsentieren. Einige der Unterstützer des volumetrischen Water Footprints versuchten diesen Prozess zunächst zu verhindern. Ihr Hauptargument war, dass der volumetrische Water

Footprint deutlich bekannter sei und somit der wirkungsorientierte Water Footprint nur zur Verwirrung in der Wasser-Management-Gemeinschaft beitragen würde. Das mag für diese spezielle Gemeinschaft sogar stimmen, allerdings führt der Gebrauch des Namens „Footprint“ dafür in allen anderen Umweltbereichen zu Verwirrung. Mit dem Begriff Footprint verbinden Stakeholder und Konsumenten ein auf den Lebensweg bezogenes wirkungsorientiertes Ergebnis (ähnlich dem CO₂-Fußabdruck). Es wird erwartet, dass ein geringer Footprint-Wert besser für die Umwelt ist als ein hoher Wert. Bei der Nutzung des volumetrischen Water Footprints kann aber ein kleinerer Footprint-Wert für große Auswirkungen stehen. Nachdem sich eine breite Mehrheit dafür ausgesprochen hat, den Water Footprint analog zum Carbon Footprint als wirkungsbasierten Indikator zu standardisieren, konnte der entsprechende Standard „ISO 14046 Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guideline“ Anfang 2015 verabschiedet und veröffentlicht werden. Anstatt eine konkrete Inventarisierungs- oder Wirkungsabschätzungsmethodik vorzuschreiben, definiert ISO 14046 Anforderungen für die Erstellung eines ISO-konformen Water Footprints. So sollen die Inventardaten neben dem Volumen auch den Ort der Wassernutzung und wenn möglich auch die Zeit und Gewässerart berücksichtigen. Sollte es zu Qualitätsänderungen kommen, so sollen diese ebenfalls beschrieben werden. Dieses so genannte Water Footprint Inventory soll explizit nicht als Water Footprint bezeichnet werden sondern bildet die Grundlage für die Wirkungsabschätzung. In dieser sollen die Konsequenzen des Water Footprint Inventories abgeschätzt werden, indem Modelle angewendet werden, welche die Ursache-Wirkungsketten beschreiben. Wenn lediglich die Wasserknappheit als Bewertungsindikator einfließt, soll der Begriff Water Availability Footprint verwendet werden. Werden auch Qualitätsveränderungen berücksichtigt, soll beispielsweise der Begriff Water Eutrophication Footprint verwendet werden. Da unterschiedlich Wirkungsketten möglich sind, die mit verschiedenen Indikatoren beschrieben werden können, sollen möglichst viele relevante Indikatoren in einem Water Footprint Profile zusammengestellt werden.

4 Fallbeispiel Milchprodukte

4.1 Ziel der Entwicklung von klimarelevanten Kriterien im Lebensmittelbereich

Durch die Auswirkungen der Lebensmittelproduktion hat der Ernährungssektor eine hohe Bedeutung mit Blick auf verschiedene Umweltauswirkungen. Der Klimawandel, der Verlust der biologischen Vielfalt und anthropogene Eingriffe in den Stickstoffhaushalt sind drei Bereiche, in denen die globalen Belastungsgrenzen als überschritten gelten und die Landwirtschaft ein wichtiger Treiber ist (vgl. zusammenfassend SRU 2012). Vor diesem Hintergrund und unter Berücksichtigung der Situation, dass sich Treibhausgasemissionen im Vergleich zu den anderen genannten Umweltauswirkungen vergleichsweise einfach quantifizieren lassen, sind Überlegungen zur Integration des PCF in Umweltzeichen besonders naheliegend – auch wenn die Produktgruppe Lebensmittel bislang im Konzept des Blauen Engels nicht berücksichtigt wird und bei einer etwaigen Umsetzung weitere Aspekte berücksichtigt werden müssten.

4.2 Auswahl der Produktkategorie „Milchprodukte“ als Fallbeispiel

Die Produktgruppe Lebensmittel ist aufgrund ihres Beitrags zum Treibhauspotenzial, sowie aufgrund der hohen Wahrnehmung des Themas „Klimaschutz und Ernährung“ bei verschiedensten Akteuren als Fallbeispiel ausgewählt worden. Es wird davon ausgegangen, dass die Integration des PCF bzw. die Integration von klimaschutzbezogenen Kriterien in ein Umweltzeichen am Beispiel einer viel diskutierten Produktgruppe sich förderlich auf die Wahrnehmung des Themas in anderen Produktgruppen auswirkt.

Da sich die Produktgruppe „Lebensmittel“ aus sehr vielen unterschiedlichen Unterproduktgruppen, wie beispielsweise Fleisch- und Wurstprodukte, Milchprodukte, Brot und Backwaren, Fertiggerichte, Getränke, etc. zusammensetzt, musste im Rahmen dieses Vorhabens eine Unterproduktgruppe als Fallbeispiel ausgewählt werden.

Aufgrund ihres hohen Anteils am durch den Konsum von Lebensmitteln verursachten Treibhausgaspotenzial, sowie aufgrund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung ist die Produktkategorie „Milchprodukte“ als geeignetes Beispiel für das Vorhaben ausgewählt worden.

Bilanziert man die Treibhausgasemissionen, die durch die Produktion, Verarbeitung, Lagerung und Transport von Lebensmitteln verursacht werden, und bezieht diese auf den jährlichen Lebensmittelverzehr eines deutschen Durchschnittshaushaltes²⁵, so verursachen Milchprodukte aufgrund ihrer relativ hohen spezifischen Emissionsfaktoren über 50% der ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen eines deutschen Durchschnittshaushaltes (Wiegmann et al. 2005). Hinzu kommt, dass in Deutschland Milchprodukte in Bezug auf ihren Wert und ihrem Exportanteil eine Spitzenstellung in der Ernährungswirtschaft und in der Landwirtschaft einnehmen.

Betrachtet man die Treibhausgasemissionen des deutschen Agrarsektors so entfallen unter Berücksichtigung der Vorkette etwa 75% auf die Tierproduktion. Dabei verursacht die Milchviehhaltung im Rahmen der Tierproduktion den größten Anteil der Treibhausgasemissionen (Osterburg et al. 2009). Die Bestände an Rindern (inkl. Milchkühen) hat zwar seit Anfang der 90er Jahre aufgrund von Strukturveränderungen in den neuen Bundesländern deutlich abgenommen, laut Osterburg et al. (2009a) ist jedoch aufgrund beschlossener und geplanter Aufstockungen der Milchquote (bzw. aufgrund der

²⁵ Bezogen auf statistische Daten zum Verzehr verschiedener Lebensmittel von 2000 des BMELV (Wiegmann et al. 2005). Vergleicht man die statistischen Daten zum Verbrauch von Nahrungsmitteln je Kopf und Jahr von 2000 und 2009, so ist der Verbrauch von Frischmilcherzeugnissen um 12,8 kg und der Verbrauch von Käse um 1,2 kg gestiegen. Der Verbrauch von Kondensmilch ist hingegen um 3 kg, der Verbrauch von Butter um 1 kg gesunken (s. <http://www.bmely-statistik.de/de/statistisches-jahrbuch/kap-d-ernaehrungsw/>).

für 2015 zu erwartenden Aufhebung der Milchquotenregelung) zu erwarten, dass dieser Abwärtstrend gebremst oder umgekehrt wird.

Berechnet man die Emissionsbeiträge der einzelnen Abschnitte des gesamten Lebensweges von Milchprodukten zeigt sich, das der größte Anteil (je nach Produkt zw. ca. 50-90%) der Treibhausgasemissionen durch die landwirtschaftliche Produktion verursacht wird (Teufel et al. 2010, Wiegmann et al. 2005).

Die Emissionsquellen von klimaschädlichen Gasen in der Landwirtschaft sind sehr vielfältig und reichen beispielsweise von Methanemissionen aus der Tierhaltung, über Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden, der Herstellung von Düngemitteln und Pestiziden oder anderen Wuchshilfsmitteln bis hin zur Rodung von Primärwäldern beispielsweise für den Anbau von Soja für die Tierfütterung. Im Rahmen der Analyse der gesamten Prozesskette von Milchprodukten werden fast alle klimarelevanten landwirtschaftlichen Produktionsprozesse abgebildet. So werden in der Futtermittelproduktion Produktionsprozesse abgebildet, die auch in der Erzeugung von pflanzlichen Nahrungsmitteln, wie beispielsweise Getreide, eine Rolle spielen. Das heißt, dass durch die Analyse der Prozessketten von Milchprodukten auch Reduktionsbeiträge ermittelt werden können, die in der Produktion anderer Agrarrohstoffe eine Rolle spielen.

Vor diesem Hintergrund besitzt die Identifizierung von Reduktionspotenzialen im Bedürfnisfeld Ernährung, und hier vor allem im Bereich Milchprodukte, eine prioritäre Bedeutung.

4.3 Methodische Herangehensweise

Wie in Abschnitt 2.3 erläutert, ist die Angabe eines PCF-Ergebniswertes bei Lebensmitteln als Orientierung für ein klimabewusstes VerbraucherVerhalten aus wissenschaftlicher Sicht nicht zu empfehlen. Vor allem aufgrund der Tatsache, dass die Herkunftsquellen der Agrarrohstoffe aus verschiedenen Gründen häufig wechseln, können für einzelne Lebensmittelprodukte keine PCF-/PWF-Werte ermittelt werden, die den Verbraucher in die Lage versetzen zwischen zwei vergleichbaren Alternativen (z.B. verschiedenen Vollmilchschorleentafeln oder Schoko-Keks-Varianten) die klimafreundlichere zu wählen. Im Lebensmittelbereich erscheint es zielführender, klimaschutzbezogene und auf die Wassernutzung bezogene Kriterien zu entwickeln. Bei Erfüllung dieser Anforderungen könnten Lebensmittel als „klimafreundlich“ und „wasserschonend“ zertifiziert werden. Das heißt konkret, dass Vorgaben formuliert werden, die dazu beitragen, die Treibhausgasemissionen und die Wassernutzung im Rahmen des Produktionsprozesses zu minimieren.

Die Erarbeitung eines ersten Entwurfs für klimaschutzbezogene Kriterien für Milchprodukte zur Integration des PCF in ein bestehendes Umweltzeichen erfolgt auf Basis der Auswertung der im Rahmen einer Literaturrecherche zusammengetragenen Studien, die sich mit den Treibhausgasemissionen von Milchprodukten befassen (PCF-Analysen, Ökobilanzen, Stoffstromanalysen und allgemeine Studien zu dem Thema „Treibhausgasemissionen des Agrarsektors“). Hier konnte auch auf Arbeiten aus Brohmann & Bartsch (2011), Fritzsche et al. (2011) und Teufel et al. (2010) zurückgegriffen werden.

In einem ersten Arbeitsschritt wird das Prozessschemata für Milchprodukte dargestellt und die Emissionsquellen bzw. die Optionen für Minderungspotenziale werden identifiziert.

In einem zweiten Arbeitsschritt werden die Optionen zur Minderung von Treibhausgasen entlang des Lebenszyklus von Milchprodukten auf der Basis der Auswertung der recherchierten Literatur diskutiert.

Im dritten und vierten Abschnitt dieses Kapitels werden für verschiedene Futtermittelsysteme sowohl der Water Footprint als auch der Carbon Footprint quantifiziert.

Darauf aufbauend wird ein erster Entwurf für Kriterien für Milchprodukte erarbeitet, der im Laufe des Projektes mit dem Auftraggeber diskutiert werden soll. Zur Orientierung wurde hier auch die schwedische Klimaschutzinitiative „Climate Marking“ (vergleiche Kapitel 4.8) herangezogen.

4.4 Klimarelevante Emissionsquellen entlang der Prozesskette von Milchprodukten

Die Milchproduktion, schematisch dargestellt in Abbildung 9²⁶ lässt sich in folgende Prozesskettenabschnitte untergliedern (vergleiche zum Beispiel Hirschfeld et al. 2008):

- ▶ Die Produktion, Lagerung und den Transport von Vorprodukten, wie Düngemittel, Saatgut, Pestizide, Pflanzenschutzmittel, Futterzusätze, Arzneimittel, verschiedene Energieträger, Betriebs- und Hilfsmittel in der Produktion von Milchprodukten und Verpackungsmaterialien,
- ▶ den Anbau von Futtermitteln,
- ▶ die Produktion beziehungsweise Weiterverarbeitung (z.B. Trocknen, Mahlen, Mischen), Lagerung und der Transport von Futtermitteln,
- ▶ die Milchviehhaltung (inklusive Haltung von Kälbern und Färsen²⁷),
- ▶ die Produktion von Rohmilch (inklusive Lagerung und Transport),
- ▶ die Produktion verschiedener Milchprodukte in den Molkereien (inklusive Lagerung der Produkte und Vorprodukte),
- ▶ die Distribution der Milchprodukte (inklusive Lagerung).

Nach Hirschfeld et al. (2008) lassen sich die Vorprodukte aufteilen in Vorprodukte für den Futtermittelanbau (z.B. Düngemittel), Vorprodukte für die Tierhaltung (z.B. Arzneimittel), verschiedene Energieträger, die in allen Prozesskettenabschnitten des Lebenszyklus benötigt werden, sowie Vorprodukte für die Produktion und Lagerung von Milchprodukten (z.B. Enzyme, Fruchtzusätze, Kühlmittel, Reinigungsmittel, Verpackungsmaterialien). Die Emissionen entstehen aus der Herstellung, der Lagerung und dem Transport der Vorprodukte.

Bei den Futtermitteln lassen sich Futtermittel unterscheiden, die von Ackerflächen stammen, wie Leistungsfutterkomponenten oder Maissilage, und Futter, das aus der Grünlandwirtschaft stammt (Heu, Grassilage oder Weidegras). Die Futtermittel werden nach dem Anbau getrocknet und teilweise weiter aufbereitet (z.B. gemahlen). Emissionen im Futtermittelanbau entstehen durch den Einsatz der Vorprodukte, durch direkte und indirekte Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden, den Energiebedarf für Anbau, Trocknung, Aufbereitung und Lagerung, sowie durch Landnutzungsänderungen (Grünlandumbau oder Rodung von Waldflächen). Landnutzungsänderungen spielen vor allem auch eine Rolle beim Anbau von Futtermitteln im Ausland und sind in bisherigen Bilanzierungen nicht berücksichtigt worden (z.B. Sojaanbau in Brasilien und Argentinien, vergleiche Datensätze zu Sojaanbau in Gemis 4.7, <http://www.gemis.de/de/index.htm>).

Die Tierhaltung umfasst die Aufzucht der Kälber, der Färsen und die Haltung der Milchkühe. Emissionen in der Tierhaltung entstehen durch den Bedarf an Futtermitteln und Stroh, den Energiebedarf im Stall (z.B. durch Mistschieber, automatische Putzeinrichtungen), direkte Emissionen aus der Verdauung der Tiere und Emissionen, die durch die Lagerung von Gülle und Mist entstehen.

Weitere Emissionen werden durch die Lagerung und den Transport der Rohmilch zu den verarbeitenden Molkereien verursacht.

²⁶ Der besseren Übersicht wegen sind in Abbildung 9 die Inputprozesse, die durch Transport und Lagerung hervorgerufen werden, nicht dargestellt.

²⁷ Eine Färse ist ein geschlechtsreifes, weibliches Rind, das noch kein Kalb geboren hat.

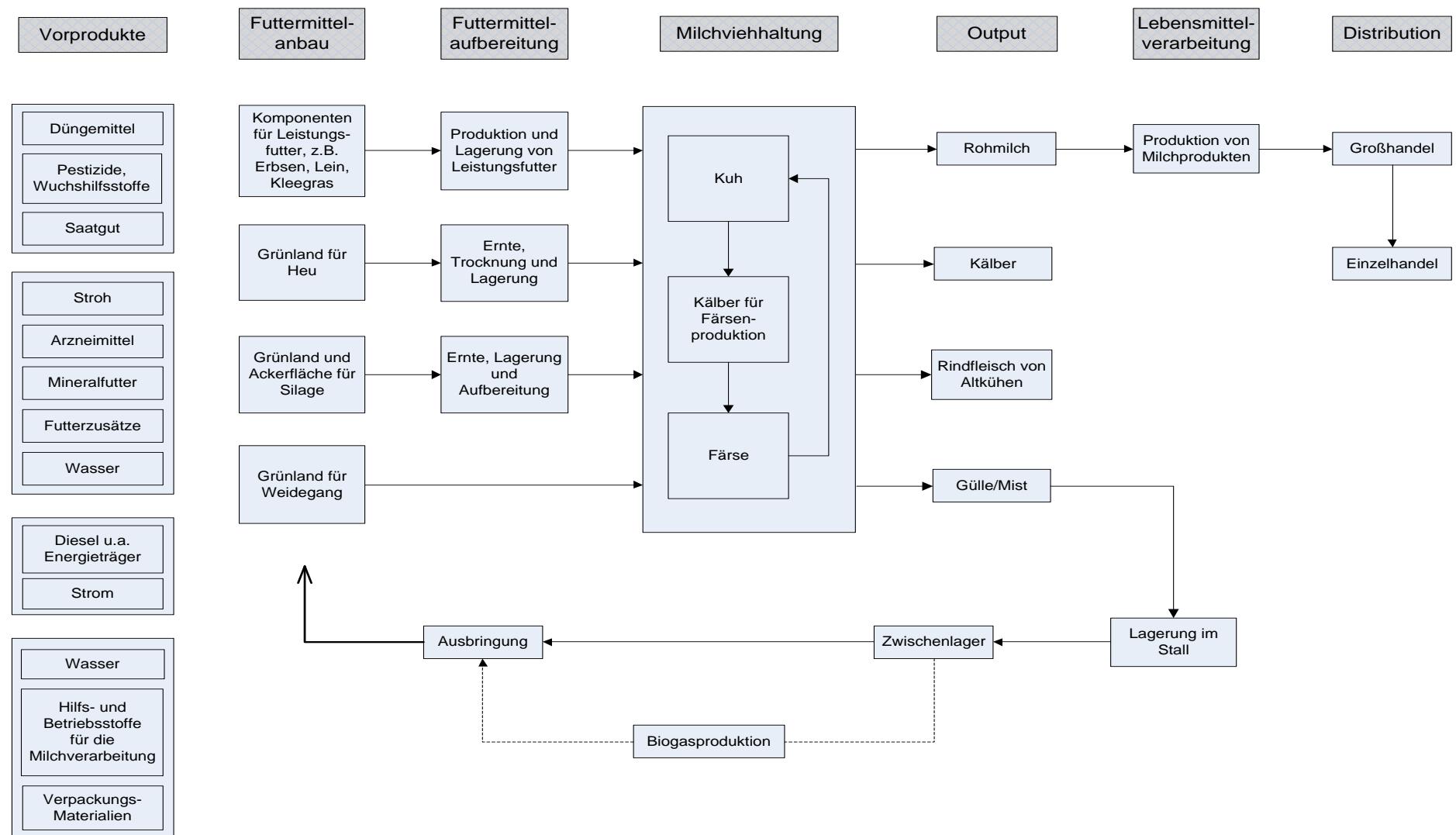
Im Rahmen der Produktion von Milchprodukten entstehen Emissionen durch den Einsatz und die Lagerung von Vorprodukten (z.B. Fruchtzubereitungen, Enzyme), den Einsatz von Betriebs- und Hilfsmitteln, den Energiebedarf in der Produktion, den Umgang mit Nebenprodukten und Reststoffen aus der Verarbeitung, sowie durch Verpackungs- und Lagerungsprozesse.

Weitere Emissionen im Lebensweg von Milchprodukten entstehen durch Lagerungs- und Transportprozesse im Rahmen der Distribution. Sie werden vor allem durch den Einsatz von Energieträgern für Kühlung und Transport, sowie durch den Einsatz bzw. dem Verlust von Kühlmitteln hervorgerufen.

Die Lebenswegabschnitte Einkauf, Lagerung und Zubereitung, sowie Entsorgung können im Rahmen der Entwicklung von Klimaschutzkriterien nicht berücksichtigt werden, da die hiermit verbundenen Emissionen durch den Verbraucher verursacht werden. Der Lebenswegabschnitt „Entsorgung“ könnte sofern überhaupt relevant allenfalls im Rahmen der Verpackung berücksichtigt werden.

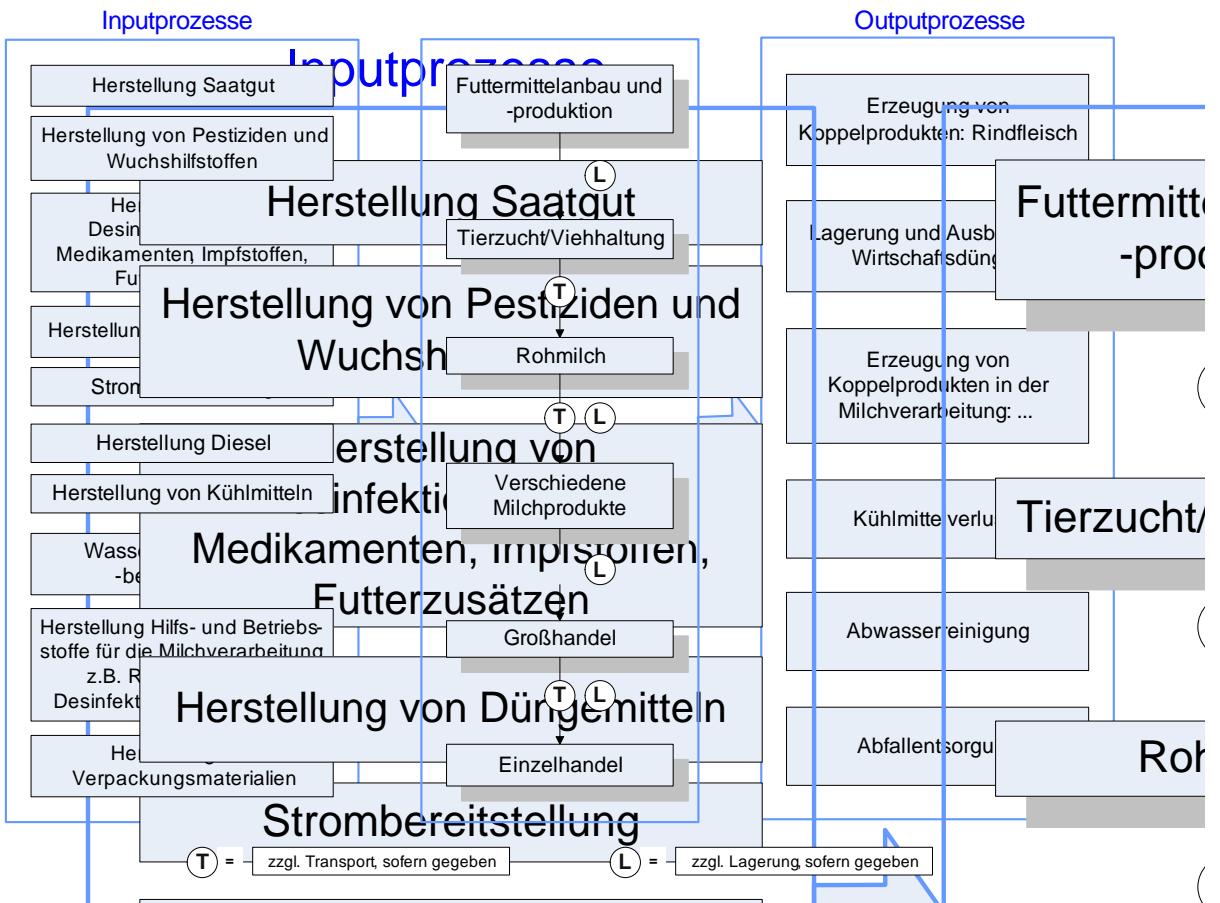
Einen Überblick über die Input- und Outputprozesse in der Produktion von Milchprodukten gibt Abbildung 10.

Abbildung 9 Schematische Darstellung der Prozesskette von Milchprodukten bis zum Einzelhandel – nicht dargestellt: Transporte, allgemein, sowie Lagerung von Rohmilch und Milchprodukten.



Quelle: Eigene, ergänzte Darstellung nach Hirschfeld et al. 2008

Abbildung 10 Überblick über die Input- und Outputprozesse in der Produktion von Milchprodukten



Quelle: Eigene Darstellung

Gemäß einer LCA-Studie zu den Treibhausgasemissionen der Milchwirtschaft entstehen über 60% der Treibhausgasemissionen von Milchprodukten in den einzelnen Prozesskettenabschnitten der landwirtschaftlichen Produktion (FAO 2009). Dieses Ergebnis deckt sich mit den Ergebnissen einer zusammenfassenden Analyse einzelner PCF-Studien, die für verschiedene Milchprodukte erstellt wurden (vergleiche Teufel et al. 2010), sowie den Ergebnissen einer Stoffstromanalyse zu den Umweltauswirkungen von Ernährung in Deutschland von Wiegmann et al. (2005).

Ansätze zur Verringerung von Emissionen aus der Landwirtschaft sind zum Teil bereits bekannt (wie beispielsweise Minderung der Emissionen durch ein optimiertes Düngemanagement oder die Erhaltung natürlicher Kohlenstoffspeicher wie Niedermoore) und/oder werden derzeit untersucht (beispielsweise die Steigerung der Effizienz in der Fütterung, die Kaskadennutzung von Gülle, die Wiedervernässung von Moorflächen und deren angepasste Nutzung als sog. Paludikultur²⁸) (siehe Hirschfeld et al. 2008, Osterburg et al. 2009, Climate certification for food 2010). Sie sollen in den folgenden Kapiteln systematisch entlang des Prozessschemas von Milchprodukten dargestellt werden. Dabei wird geprüft, ob sich aus der Identifikation dieser Minderungsoptionen Klimaschutzkriterien formulieren lassen, die auch im Rahmen eines Zertifizierungsverfahrens geprüft werden können.

²⁸ Unter Paludikultur versteht man die Nutzung von ungestörten oder wiedervernässten Moorflächen zur Erzeugung von Biomasse (Wichtmann et al. 2010, Wichtmann & Wichtmann 2009).

4.5 Überblick über Minderungsoptionen bzw. –potenziale zur Reduktion von Treibhausgasen entlang der Prozesskette von Milchprodukten

In Tabelle 18 bis Tabelle 21 sind die Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. –potenziale entlang der einzelnen Prozesskettenabschnitte von Milchprodukten zusammengefasst. In den folgenden Unterkapiteln werden die verschiedenen Emissionsquellen beschrieben und ihre Minderungspotenziale bzw. mögliche Reduktionsmaßnahmen diskutiert. Verschiedene Maßnahmen müssen im Laufe des weiteren Vorhabens noch auf ihre Minderungsrelevanz überprüft werden. Emissionsquellen, die nur in geringem Umfang zu den Treibhausgasemissionen von Milchprodukten beitragen, und für die keine nennenswerten Minderungspotenziale (z.B. im Rahmen der Saatgutproduktion) identifiziert werden können, sind der Vollständigkeit halber in Tabelle 18 bis Tabelle 21 in grauer Schriftfarbe aufgelistet. Auf sie wird im Folgenden jedoch nicht eingegangen. Ebenso wird aufgezeigt, inwieweit die Umsetzung der Minderungspotenziale durch die Ausarbeitung von klimarelevanten Kriterien erreicht werden kann, vgl. Kap. 4.5.

4.5.1 Herstellung von Vorprodukten

Minderungsoptionen zur Reduktion von Treibhausgasen, die sich im Rahmen der Herstellung beziehungsweise des Einsatzes von Vorprodukten ergeben, werden in dem Prozesskettenabschnitt diskutiert, in dem sie eingesetzt werden (z.B. der Einsatz von Düngemitteln im Rahmen der Produktion von Futtermitteln oder der Einsatz von Kühlmitteln im Rahmen der Lagerung von Milchprodukten).

4.5.2 Futtermittelanbau und –aufbereitung

In Tabelle 18 sind die Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. –potenziale im Futtermittelanbau zusammengefasst. Im Folgenden wird nur auf die Emissionsquellen und Minderungsoptionen eingegangen, die sowohl als Quelle, wie auch als Reduktionspotenzial mengenmäßig von Bedeutung sind.

Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden

Die Pflanzenproduktion ist vor allem mit dem Ausstoß von Lachgas (N_2O) beziehungsweise NO verbunden. Hierbei werden direkte und indirekte N_2O -Emissionen (Hirschfeld et al. 2008, Umweltbundesamt 2007) unterschieden. Direkte Emissionen entstehen beispielsweise bei der Anwendung von Mineral- oder Wirtschaftsdünger, im Leguminosenanbau oder durch Tierexkremente bei der Weidehaltung. Unter indirekten Emissionen werden Emissionen durch Deposition und Auswaschung verstanden.

Nach Dämmgen (2006) zitiert aus Hirschfeld (2008) werden 50% der direkten N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden durch Düngung verursacht (18 Mio t CO₂-Äquivalente), knapp 30% allein durch die Gabe von Mineraldünger (10,6 Mio t CO₂-Äquivalente). Die Art der Düngung hat dabei einen entscheidenden Einfluss auf die N_2O -Emissionen. Da Stickstoff aus Mineraldünger sofort für Mikroorganismen verfügbar ist, sind die N_2O -Emissionen bei mineralischer Düngung oftmals höher als bei organischer Düngung (Rahmann et al. 2008).

Laut Osterburg et al. (2009a und b) sind erhebliche Potenziale für eine Steigerung der N-Ausnutzung zu vermuten. Hierfür stehen verschiedene Maßnahmen angefangen von einer verbesserten N-Mineraldüngerausbringungstechnik (Exaktstreuer) bis hin zur Grünlandextensivierung zur Verfügung (vergleiche Osterburg et al. 2009). Hervorgehoben soll an dieser Stelle die Nutzung von Zwischenfrüchten oder der Nutzung des Biomasseaufwuchses von Grünbrachen zur Biogasgewinnung. Zum einen wird Biomasse als regenerative Energiequelle genutzt, zum anderen wird der in den Zwischenfrüchten gebundene Stickstoff zunächst der Fläche entzogen und kann kontrolliert zur Düngung eingesetzt werden (vergleiche Möller et al. 2006).

Vorgaben, die eine Optimierung des Stickstoffmanagements nach sich ziehen, könnten hier einen Beitrag zur Senkung der Treibhausgasemissionen leisten. Allerdings ist die Quantifizierung der Lachgasemissionen aus gedüngten landwirtschaftlich genutzten Böden extrem schwierig, da sowohl bodenphysische Parameter, als auch die Bodenbewirtschaftungsweise die Höhe der Emissionen beeinflussen. Aus diesem Grund ist auch eine Abschätzung des Reduktionspotenzials schwer durchführbar und mit Unsicherheiten verbunden. Das heißt, dass im Grunde genommen, keine produktspezifischen Vorgaben hinsichtlich einer maximalen Lachgasemissionsrate ausgearbeitet werden können. Lachgasemissionen können nur einzelfallspezifisch auf Betriebsebene reduziert werden. Dieser Ansatz wird auch von der schwedischen Initiative „Climate Certification of Food“ verfolgt. Hier wurden keine genauen Vorgaben zum Düngemanagement ausgearbeitet. Im Rahmen der Zertifizierung müssen jedoch regelmäßig Daten zum Stickstoffmanagement erhoben, sowie ein Maßnahmenplan zur Verbesserung des betrieblichen Stickstoffmanagements erstellt werden, der in einem vorgegebenen Zeitrahmen umgesetzt werden muss.

Produktion von Mineraldünger, Pestiziden und Wuchshilfsstoffen

Auch die energieaufwändige Dünger- und Pestizidproduktion ist mit der Emission von Treibhausgasen behaftet. Die durch ihren Einsatz erzielten höheren Erträge pro Flächeneinheit beispielsweise gegenüber dem kontrolliert ökologischen Landbau, der ihren Einsatz aufgrund weiterer negativer Umweltauswirkungen untersagt, gleichen die Höhe der emittierten Treibhausgasemissionen in der Regel nicht aus. In der Regel ist der Verzicht auf ihren Einsatz mit einem geringeren produktbezogenen Treibhausgasemissionswert verbunden (vergleiche Wiegmann et al. 2005, Hirschfeld et al. 2008, Rahmann et al. 2008, Teufel et al. 2010). Nach Hirschfeld et al. (2008) können in der ökologischen Milchviehhaltung pro kg Milch ca. 9% an Treibhausgasemissionen gegenüber der konventionellen Milchviehhaltung eingespart werden.

Treibhausgasemissionen aus Landnutzungsänderungen

Landnutzungsänderungen (z.B. Grünlandumbruch zur Ausweitung von Ackerböden) inklusive der landwirtschaftlichen Nutzung von Moorböden sind eine der Hauptquellgruppen der Treibhausgasemissionen des deutschen Agrarsektors (Osterfeld et al. 2009a).

Hier kann unterschieden werden zwischen:

- ▶ Treibhausgasemissionen, die durch die Umwandlung von Grünland in Ackerfläche freigesetzt werden. Beim Umbruch von Dauergrünland wird ein Teil der Bodenkohlenstoffvorräte zu CO₂ abgebaut. Dabei wird auch Stickstoff freigesetzt, der zum Teil als N₂O entweicht. Ein Schutz von Grünlandflächen vor Pflügen und Umwandlung in Ackerland vermeidet diese Emissionen. Die Höhe der verhinderten Freisetzung von CO₂ und N₂O ist stark vom Bodenkohlenstoffgehalt abhängig. Auf Moorböden ist sie deshalb um ein Vielfaches höher als auf Mineralböden. Pauschal kann nach Osterburg et al. (2009a) mit einer verhinderten Freisetzung von ca. 10 t CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr über einen Zeitraum von 10 Jahren gerechnet werden. Im Vergleich hierzu werden bei Ackernutzung von Moorböden laut Nationalem Inventarbericht rund 40 t CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr freigesetzt (zitiert aus Hirschfeld et al. 2008²⁹). Eine die Realität abbildende produktbezogene Zuordnung dieser Treibhausgasemissionen ist nicht möglich. Prinzipiell können diese Emissionen nur in Form eines durchschnittlichen pauschalen Zuschlags berücksichtigt werden. Mit der Renaturierung und Wiedervernässung von Moorflächen könnten diese Emissionen mittel- bis langfristig gestoppt werden. Lang-

²⁹ Nach Hirschfeld et al. (2008) verursacht die Agrarproduktion auf Moorböden knapp 30% der Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft.

fristig könnte die Wiedervernässung sogar dazu führen, dass der Atmosphäre durch den Aufbau von Torf CO₂ entzogen wird. Nach Hirschfeld et al. (2008) ließen sich mit Maßnahmen in diesem Bereich bis zu 37 Mio t CO₂-Äquivalente pro Jahr vermeiden. Eine Nutzung derart wiedervernässter Flächen ist außerdem häufig in Form der Paludikultur möglich. Im Rahmen der Paludikultur werden Moorflächen zur Erzeugung von Biomasse für die Bioenergieerzeugung durch einen extensiven Anbau von Röhrichtpflanzen oder Gehölzen (Wichtmann et al. 2010, Wichmann & Wichtmann 2009) genutzt.

- ▶ Treibhausgasemissionen, die durch die Umwandlung von Waldfläche in Ackerfläche entstehen. Diese Form spielt in Deutschland eher eine untergeordnete Rolle, ist aber für den deutschen Agrarsektor insofern von Bedeutung, dass diese Form der Landnutzungsänderung bei der Erzeugung von importierten Futtermitteln, wie Sojamehl, Sojaextraktionsschrot, sowie Futtermitteln, die aus Resten der Palmkernverarbeitung hergestellt werden, von Bedeutung ist. Die Bedeutung dieser Landnutzungsänderung wurde bislang in Treibhausgasbilanzierungen aufgrund der schlechten Datenlage nicht quantifiziert.

Folgende Aspekte sollten daher bei der Erarbeitung von klimaschutzrelevanten Kriterien eine Rolle spielen:

- ▶ die Nutzung von Moorböden für den Ackerbau bzw. der Umbruch von Grünland auf Moorböden und auf anderen humusreichen Standorten sollte ausgeschlossen werden,
- ▶ nur nach dem IFOAM-Standard³⁰ zertifizierte Soja- oder Palmkernprodukte sollten verfüttert werden oder der Landwirt kann nachweisen, dass die eingesetzten Sojaprodukte nicht auf Flächen produziert wurden, auf denen nach 1990 Primärökosysteme zerstört wurden. Diese Forderung ist insofern für den Klimaschutz von Bedeutung, dass keine Produkte verfüttert werden dürfen, die auf Flächen angebaut wurden, die durch Rodung von Primärwäldern gewonnen wurden. Bei der Umwandlung von Primärwäldern in Ackerfläche werden relativ große Mengen klimarelevante Gase z.B. durch den Abbau des Humus im Boden freigesetzt werden (vgl. IPCC 2007). Der Anbau von Agrarrohstoffen auf Flächen, die durch die Rodung von Primärwäldern entstanden sind, kann große Auswirkungen auf die Höhe des PCF eines Lebensmittelproduktes haben (vergleiche Teufel et al. 2011).

Potenzial der Bindung von CO₂ in Böden durch Humusaufbau

Nach Mäder et al. (2002) stellt die Humuswirtschaft einen wichtigen Faktor der Treibhausbelastung dar. Ökologische Betriebe weisen durch den typischen Leguminosenanbau, die Grünbrache, den Zwischenfruchtanbau und die Etablierung von Untersaaten bessere Voraussetzung zur Humusanreicherung in Böden als konventionelle Betriebe, die nicht auf Gründüngungsmaßnahmen angewiesen sind (Rahmann et al. 2008). Verschiedene Studien zeigen auf, dass im Rahmen ökologischer Bewirtschaftungsweisen eine erfolgreiche Humusanreicherung in Böden erfolgt (Mäder et al. 2002, Fliessbach et al. 2007, Rahmann et al. 2008, Soussana et al. 2009, International Dairy Federation 2010). Die Änderung der C-Gehalte im Boden stellt jedoch keine dauerhafte CO₂-Senke dar. Sie erfolgt solange, bis sich ein standort- und bewirtschaftungstypisches neues Humusniveau ausgebildet hat (Rahmann et al. 2008). Eine systematische Berücksichtigung von Humuskumulationsprozessen unterschiedlicher Landbewirtschaftungssysteme in Ökobilanzen ist außerdem aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich.

³⁰ Im Lebensmittelbereich angesiedelte Zertifizierungssysteme können sich von IFOAM akkreditieren lassen. Notwendig hierfür ist dabei, dass die Basisrichtlinien von IFOAM im Rahmen der Kriterientwicklung des Zeichensystems berücksichtigt und umgesetzt wurden. Hierzu gehört, dass keine Nutzung von Flächen erfolgen darf, die mit Primärvegetation bedeckt sind.

Tabelle 18 Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Futtermittelherstellung (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)

Emissionsquellen	Minderungsoptionen bzw. potenziale
Saatgutproduktion	
Lachgasbildung durch den Einsatz von Stickstoffdünger	Optimierte Stickstoffdüngung (Osterburg et al. 2009) Nutzung der Biomasse von Grünbrachen und des Zwischenfruchtanbaus zur Biogasproduktion
Mineraldüngerproduktion	Verzicht auf den Einsatz von Mineraldünger – s. kontrolliert ökologischer Anbau
Produktion von Pestiziden und Wuchshilfsstoffen	Verzicht auf den Einsatz von Pestiziden und Wuchshilfsstoffen – s. kontrolliert ökologischer Anbau Renaturierung bzw. Wiedervernässung von Moorböden ³² und Nutzung als Paludikultur
Emissionen aus Landnutzungsänderungen z.B. Rodung von Wald für Grünland oder Ackerfläche, Entwässerung von Moorstandorten (z.B. durch Anbau von Soja ³¹ in Latein- und Südamerika, durch Anbau von Raps in Ost-europa oder durch Entwässerung von Niedermoorstandorten in Deutschland (GEMIS 2011, EEA 2008)	CO ₂ -Bindung im Boden durch Humusaufbau Maßnahmen zur Senkung des Treibstoffbedarfs
Treibstoffbedarf zur Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen	Maßnahmen zur Senkung des Treibstoffbedarfs
Treibstoffbedarf für Transporte	Verwendung von Recyclatmaterialien für die Herstellung von Verpackungsmaterialien; Einsatz von Mehrwegsystemen für Transportzwecke
(Silo-)PE-Folie	Nutzung regenerativer Energiequellen, Nutzung der Abwärme, die im Rahmen der Biogasproduktion entsteht für Trocknungsprozesse
Energie für Trocknungsprozesse	Nutzung regenerativer Energiequellen
Energie für mechanische Aufbereitung Futtermittel	Nutzung regenerativer Energiequellen

³¹ Sojaextraktionsschrot und Sojamehl, die im Rahmen der Sojaölherstellung als Nebenprodukte anfallen werden in der Tierfütterung eingesetzt.

³² Es ist anzumerken, dass Flächennutzungsänderungen bzw. damit verbundene Einschränkungen der Produktionsmöglichkeiten durch Verlagerungseffekte zu Intensivierung und Landnutzungsänderung an anderen Orten führen können. Daher ist eine sorgfältige Prüfung der Wirkungen von landnutzungsbezogenen Maßnahmen erforderlich (Osterburg et al. 2009).

4.5.3 Milchviehhaltung (inklusive Rohmilchproduktion)

In Tabelle 19 sind die Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Milchviehhaltung zusammengefasst. Im Folgenden wird nur auf die Emissionsquellen und Minderungsoptionen eingegangen, die sowohl als Quelle, wie auch als Reduktionspotenzial mengenmäßig von Bedeutung sind.

Die Emissionen aus der Verdauung und aus dem Wirtschaftsdüngermanagement nehmen einen sehr hohen Anteil an den Gesamtemissionen von Milchprodukten ein. In Bezug auf die Rohmilcherzeugung umfassen sie rund 50-60% (Hirschfeld et al. 2008)

Enterogene Fermentation

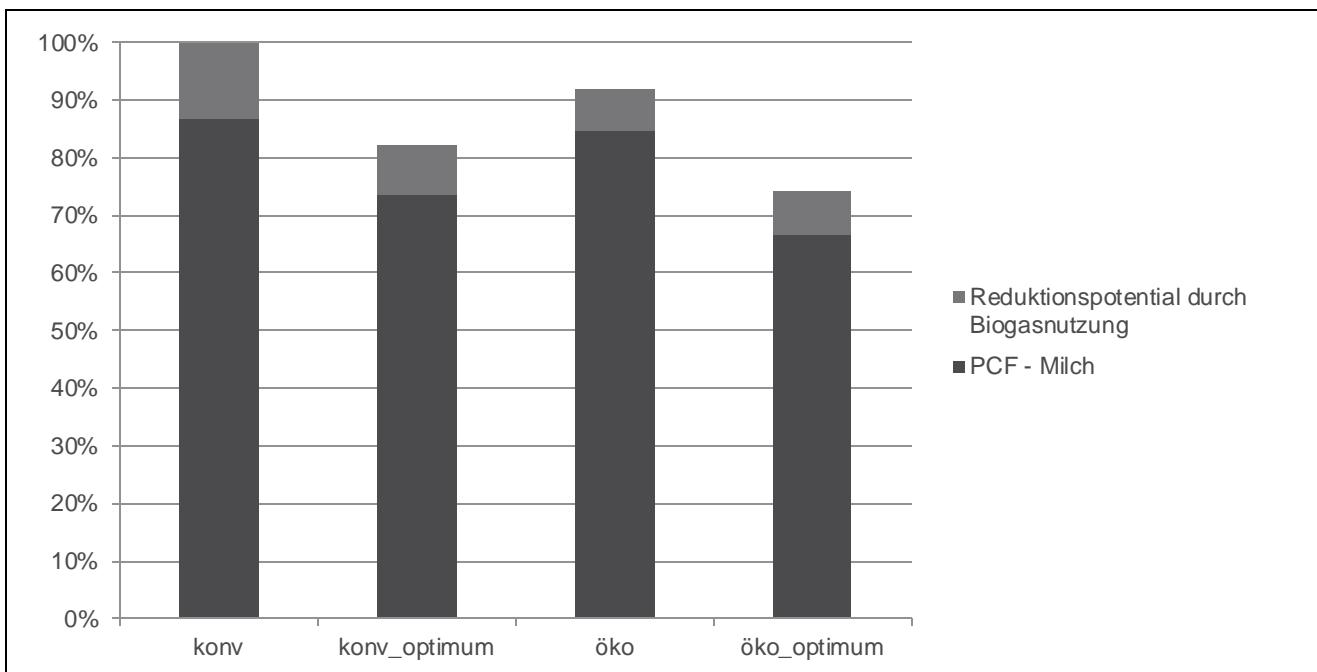
Eine veränderte Rationszusammensetzung (Gabe von stärkereicheren Rationen) und die Verwendung von Futterzusatzstoffen können die Methanemissionen aus der Verdauung der Wiederkäuer reduzieren (Osterburg et al. 2009a). Hier kommen erhöhte Kraftfuttermengen und Fette in Betracht, und als Zusatzstoffe Ionophore, Halogenderivate, Propionsäurevorstufen, sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe und Hefen. Ionophore und Halogenderivate sind in der EU als Futterzusatzstoffe nicht zugelassen. Insgesamt bestehen aber noch hohe Unsicherheiten über die Wirkungen verschiedener Fütterungsstrategien zur CH₄-Minderung. So wird nach Rahmann et al. (2008) ignoriert, dass bei höheren Kraftfuttergaben eine verstärkte Methanogenese in der Gülle stattfindet. Gesicherte klimaschutzbezogenen Empfehlungen, die auf eine Minderung der Emissionen aus der Verdauung abzielen, können deshalb bislang nicht abgegeben werden (Osterburg et al. 2009a).

Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

Hirschfeld et al. (2008) haben untersucht, in welchem Umfang sich die Klimabilanz von Milch- und Fleischprodukten verbessert, wenn der anfallende Wirtschaftsdünger in einer Biogasanlage zur Stromerzeugung verwendet wird. In Bezug auf die Treibhausgasemissionen, die durch die Erzeugung von Rohmilch emittiert werden, ergab sich je nach Modellbetrieb ein Reduktionspotenzial von bis zu 13%³³. Eine weitere Reduktion der Treibhausgasemissionen kann hier durch die Nutzung der bei der Stromerzeugung entstehenden Abwärme erzielt werden (z.B. zu Heizzwecken, zur Trocknung von Erntegut oder Brennholz, zur Warmwasserbereitstellung).

³³ Deutlich höher sind die Reduktionspotenziale bei der Rindermast, wo durch den Einsatz einer Biogasanlage bis zu 24% der Emissionen reduziert werden können (Hirschfeld et al. 2008).

Abbildung 11 Minderungspotenzial zur Reduktion des Treibhausgasemissionspotenzials von Rohmilch durch die Nutzung des Wirtschaftsdünger als Energiequelle zur Stromerzeugung in einer Biogasanlage



Quelle: Hirschfeld et al. 2008

Die erzielbaren Reduktionen sind bei konventionellen Betrieben deutlich höher als bei ökologischen Betrieben, da diese Tiere keinen bzw. weniger Weidegang haben. In ökologisch geführten Betrieben kann ein Teil der Exkremeante aufgrund des Weidegangs nicht zur Bioenergieerzeugung verwendet werden.

Der Bau einer Biogasanlage ist für den Landwirt jedoch mit erheblichen Investitionen verbunden. Hier stellt sich die Frage, ob die Realisierung dieser Minderungsoption durch eine entsprechende Kriterienentwicklung im Rahmen einer Zertifizierung zumutbar ist für Kleinbetriebe. Zu diskutieren ist, ob die Realisierung dieser Minderungsoption nicht durch andere politische Maßnahmen, wie die Schaffung von Förderanreizen, erzielt werden sollte.

Weitere Maßnahmen, die zur Senkung der Treibhausgasemissionen im Rahmen der Milchviehhaltung bzw. Erzeugung von Rohmilch ergriffen werden können, sind die Nutzung von regenerativen Energiequellen zur Deckung des benötigten Energiebedarfs, sowie Maßnahmen, die den Energie- und Treibstoffbedarf im landwirtschaftlichen Betrieb senken und der Einsatz bzw. die Umstellung auf Kühlmittel mit einem geringen Treibhauspotenzial (Ammoniak, CO₂).

Eine Quantifizierung dieser Minderungspotenziale wurde im Rahmen dieser Studie nicht vorgenommen, da die Beiträge vergleichsweise niedrig sein werden, beziehungsweise zum Teil die Datengrundlage hierfür fehlt.

Im Rahmen der schwedischen Initiative „Climate certification for Food“ wurden jedoch Kriterien formuliert, die auf diese Minderungsoptionen abzielen. So wird im Rahmen der schwedischen Klimazertifizierung vorgeschrieben, dass der Verbrauch an elektrischer Energie durch Strom aus erneuerbaren Energiequellen gedeckt wird. Im Rahmen der Zertifizierung müssen außerdem die Energieverbräuche des landwirtschaftlichen Betriebes (inklusive des indirekten Energieverbrauchs durch den Verbrauch von Futtermitteln und Mineraldünger) erfasst werden. Basierend auf dieser Erfassung sollen Energie-

effizienzmaßnahmen identifiziert werden, sowie ein Maßnahmenplan zur Umsetzung erstellt werden, der in einem vorgegebenen Zeitrahmen umgesetzt sein muss. Hierbei sollen auch Möglichkeiten aufgelistet werden, wie fossile Treibstoffe durch Biokraftstoffe ersetzt werden können. Der Einsatz von Biokraftstoffen ist unter verschiedenen Nachhaltigkeitsaspekten (u.a. Flächenkonkurrenz zum Nahrungsmitteleanbau, indirekte Landnutzungsänderungen, hoher Einsatz von Mineraldünger und Pestiziden zum Anbau nachwachsender Rohstoffe für Energiezwecke) jedoch kritisch zu betrachten, und sollte daher nicht in die Kriterienentwicklung aufgenommen werden (vergleiche WBGU 2009).

Weiterhin ist im Rahmen der schwedischen Initiative vorgeschrieben, dass bei Um- oder Neubauten im landwirtschaftlichen Betrieb Energieeffizienzaspekte berücksichtigt werden. Diese Maßnahmen müssen dokumentiert und begründet werden. Außerdem müssen im Rahmen der Zertifizierung alle Mitarbeiter des Betriebes, die regelmäßig landwirtschaftliche Nutzfahrzeuge oder Transporter fahren, ein Training in energiesparendem Fahren absolvieren. Dies gilt auch für die Angestellten von Unternehmen, die Maschinendienste anbieten.

Tabelle 19 Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Milchviehhaltung, beziehungsweise Rohmilchproduktion (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)

Emissionsquellen	Minderungsoptionen bzw. potenziale
Enterogene Fermentation (CH ₄ -Emissionen des Wiederkäuervormagensystems)	Veränderte Fütterung zur Reduzierung von Methanemissionen – allerdings bestehen Unsicherheiten über Wirkungen verschiedener Fütterungsstrategien, so dass die Eignung als Klimaschutzmaßnahme bislang unklar ist (Osterburg et al. 2009a)
Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement: die Höhe der Emissionen ist abhängig vom Haltungssystem und von der Art der Lagerung des Wirtschaftsdüngers ³⁴	Wirtschaftsdüngerlagerung optimieren durch die Nutzung der anfallenden Gülle und des anfallenden Mistes zur Bioenergieerzeugung ³⁵ , sowie Nutzung der Abwärme der Stromgeneratoren (Heizzwecke, Warmwasserbereitstellung, Trocknungsanlagen,...)
Herstellung von Hilfsstoffen (Medikamente, Impfstoffe, Desinfektionsmittel und Reinigungsmittel zur Reinigung der Ställe)	Steigerung der Tiergesundheit und Senken der Verlustraten durch artgemäße Haltung bzw. andere Vorsorgemaßnahmen
Energiebedarf zum Betrieb und Reinigung der Ställe (Beleuchtung, automatische Putzeinrichtungen, Misträumer, Mahlen und Bereitstellen von Kraftfuttergaben...)	Nutzung regenerativer Energiequellen
Herstellung von Hilfsstoffen (Desinfektionsmittel)	Nutzung von Koppelprodukten (Fleisch und Leder von Altkühen und Kälbern)

³⁴ Die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement werden mittels eines Methan-Umwandlungsfaktors (engl.: Methan Conversion Factor, MCF) berechnet. Der Faktor gibt an, wie viel Prozent der maximal möglichen Methanmenge unter praktischen Bedingungen gebildet werden, und ist eine wichtige Größe für das Erstellen der nationalen Emissionsinventur nach den IPCC-Richtlinien (Dämmgen 2006, Amon et al. 2004)

³⁵ Die Nutzung von in der Tierhaltung anfallender Gülle und Festmist zur Energieerzeugung in Biogasanlagen stellt eine Möglichkeit dar, dass Treibhauspotenzial von Milch- und Fleischprodukten zu senken. Aufgrund der Erzeugung von Energie durch die Vergärung von Festmist und Gülle in Biogasanlagen wird zum einen eine anderweitige Energieerzeugung vermieden, zum anderen werden durch die Vergärung Methan- und Lachgasemissionen beim Lagern und Ausbringen des Wirtschaftsdüngers gesenkt (Hirschfeld et al. 2008).

Emissionsquellen	Minderungsoptionen bzw. potenziale
und Reinigungsmittel zur Reinigung von Melkanlagen, etc.)	
Energiebedarf für den Betrieb der Melkanlagen und zur Kühlung der Rohmilch	Nutzung regenerativer Energiequellen
Herstellung von Kühlmitteln, Kühlmittelverluste	Einsatz alternativer Kühlmittel mit niedrigem GWP-Wert (Ammoniak, CO ₂)
Treibstoffbedarf für Transporte	Maßnahmen zur Senkung des Treibstoffbedarfs

4.5.4 Produktion von Milchprodukten

In Tabelle 20 sind die Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw.–potenziale in der Produktion von Milchprodukten zusammengefasst. Im Folgenden wird nur auf die Emissionsquellen und Minderungsoptionen eingegangen, die sowohl als Quelle, wie auch als Reduktionspotenzial mengenmäßig von Bedeutung sind.

Wiegmann et al. (2005), die im Rahmen von Stoffstromanalysen die Umweltauswirkungen von verschiedenen Milchprodukten entlang ihres Lebensweges untersucht haben, kamen zu dem Ergebnis, dass die industrielle Weiterverarbeitung nur einen Anteil von 1-12% an den Gesamttreibhausgasemissionen von Milchprodukten verursacht. Die Datenlage zu den Input- und Outputprozessen von Milchprodukten ist allerdings relativ schlecht und beruht auf Daten, die Ende der 90er bzw. 2000/2001 im Rahmen einer Dissertation zur Energieeffizienz von Milchbetrieben erhoben wurden. Eine Untergliederung der Milchverarbeitung in einzelne In- und Outputprozesse ist aus dieser Studie nicht möglich.

Lindenthal et al.³⁶ haben für verschiedene Joghurt-Produkte einen Anteil der industriellen Weiterverarbeitung von bis zu 38% ermittelt. Diese PCF-Studien sind aber nicht öffentlich verfügbar, so dass daraus keine Minderungspotenziale ermittelt werden können.

Die Literaturanalyse hat insgesamt gezeigt, dass derzeit keine Aussagen über die Bandbreite der Höhe von Input- und Outputflüssen im Rahmen der industriellen Milchproduktion möglich sind. Es lassen sich daher derzeit keine Rückschlüsse über konkrete Optimierungspotenziale in der Milchverarbeitung selbst ziehen.

Im Rahmen einer Zertifizierung von klimafreundlichen Milchprodukten erscheint es daher angebracht, von Molkereibetrieben die Erfassung der wichtigsten In- und Outputströme (Energieverbräuche, Kühlmittelverluste, verarbeitete Rohmilchmengen, Produktionsmengen, Abfälle und sonstige Reststoffe) im Rahmen ihrer Produktion, sowie die Erarbeitung eines Maßnahmenplanes zur Effizienzverbesserung einzufordern. Ähnliche Strategien werden auch bei der Entwicklung von Vergabegründlagen bei anderen klimarelevanten Produktgruppen, wie beispielsweise „Grüne Rechenzentren“ verfolgt.

Unabhängig von der generellen Anforderung der Erstellung eines Maßnahmenplans zur Verbesserung der Energieeffizienz, sollten Anforderungen zum Einsatz von Kältemitteln formuliert werden. Kältemittel beziehungsweise der Verlust von Kältemitteln können einen recht großen Einfluss auf den PCF eines Produktes haben. Da im Rahmen der Milchproduktion die Einhaltung einer lückenlosen Kühlketten von Vor- und Endprodukten erforderlich ist sollte dieser Punkt im Rahmen der Kriterienentwicklung berücksichtigt werden. Hier erscheint es sinnvoll, dass bei der Errichtung von neuen Kühlanlagen nur die Kältemittel Ammoniak und CO₂ verwendet werden dürfen. Außerdem sollten sich die Molke-

³⁶ http://www.fibl.org/fileadmin/documents/de/oesterreich/arbeitsschwerpunkte/Klima/ergebnisse_joghurt_090625.pdf
abgerufen am 19.10.2011

reibetriebe im Rahmen der Zertifizierung verpflichten, einen Maßnahmenplan zur Umstellung ihrer Kältemittel zu erstellen.

Ferner ist noch zu prüfen, wie länger haltbare Produkte wie beispielsweise ESL-Milch unter Klimasichtspunkten zu bewerten ist. Einerseits könnten diese Produkte Verderbnisabfälle verringern, andererseits in den Haushalten dazu führen, dass die Produkte länger gekühlt gelagert werden und größere Kühlgeräte beschafft werden.

Des Weiteren können Kriterien hinsichtlich der Verwendung von Verpackungsmaterialien, wie die Verwendung von Mehrwegverpackungen entwickelt werden. Hier besteht jedoch Prüfbedarf für welche Distributionsentfernung Mehrwegsysteme mit geringeren Treibhausgasemissionen behaftet sind als andere Verpackungssysteme.

Tabelle 20 Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Produktion von Milchprodukten (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)

Emissionsquellen	Minderungsoptionen bzw. potenziale
Energiebedarf für Produktion, Verpackung, Reinigung und Lagerung	Nutzung von Koppelprodukten, Nutzung von Abfällen aus der Milchverarbeitung, Nutzung regenerativer Energiequellen
Herstellung von Kühlmitteln, Kühlmittelverluste	Einsatz von Wärmerückgewinnungssystemen und Nutzung der rückgeholten Wärme im Produktionssystem (s. z.B. Kühlsysteme)
Herstellung von Hilfs- und Betriebsstoffen (Enzyme, Farbstoffe, Reinigungsmittel, etc.)	Einsatz alternativer Kühlmittel mit niedrigem GWP-Wert (Ammoniak, CO ₂)
Herstellung von Verpackungsmitteln	Verwendung von Recyclatmaterialien für Verpackungszwecke, Einsatz von Mehrwegsystemen zu Verpackungszwecken, Einsatz von wiederverwendbaren Paletten und Großgebinden

In Tabelle 21 sind die Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Distribution von Milchprodukten zusammengefasst.

Auch im Rahmen der Distribution gibt es Minderungspotenziale zur Senkung der Treibhausgasemissionen von Milchprodukten. Diese sollen im Rahmen der Analyse zu den Emissionsquellen von Treibhausgasen und deren Minderungspotenzialen entlang des Lebenswegs von Milchprodukten genannt werden, auch wenn im Rahmen einer produktsspezifischen Zertifizierung keine Kriterien zu diesem Lebenswegabschnitt formuliert werden können.

Emissionsquellen von Treibhausgasen im Rahmen der Distribution von Milchprodukten sind der Verbrauch an Treibstoff für den Transport von den Molkereien über den Groß- zum Einzelhandel, der Energieverbrauch zu Kühlzwecken im Groß- und Einzelhandel und der Verbrauch an Kühlmitteln.

Die Identifizierung und Umsetzung von Optimierungspotenzialen im Rahmen der Logistik, der Einsatz energieeffizienter Kühlgeräte und der Einsatz klimafreundlicher Kühlmittel, wie Ammoniak und CO₂, sind Maßnahmen im Rahmen der Distribution, die die Treibhausgasemissionen von Milchprodukten

senken. Darüber hinaus tragen Maßnahmen, wie das Angebot von Ware, die das Mindesthaltbarkeitsdatum erreicht hat, zu reduziertem Preis, die Verlustraten und damit den PCF von Lebensmittel zu senken.

Tabelle 21 Emissionsquellen und Minderungsoptionen bzw. -potenziale in der Distribution von Milchprodukten (In Grau dargestellte Emissionsquellen und Minderungspotenziale sind von geringer Bedeutung.)

Emissionsquellen	Minderungsoptionen bzw. potenziale
Treibstoffbedarf für Transporte	Maßnahmen zur Senkung des Treibstoffbedarfs, Identifikation und Umsetzung von Optimierungspotenzialen in der Logistik
Energiebedarf für Lagerung	Einsatz energieeffizienter Kühlgeräte (z.B. mit geschlossene Kühltheken)
Herstellung von Kühlmitteln, Kühlmittelverluste	Einsatz alternativer Kühlmittel mit niedrigem GWP-Wert (Ammoniak, CO ₂)
Lebensmittelverluste	Laufende Beobachtung der Einkaufs- und Verkaufsarten, Ware kurz vor Ablauf oder bei Erreichen der angegebenen Mindesthaltbarkeit günstiger anbieten

4.6 Quantifizierung Water Footprint und Carbon Footprint verschiedener Milch produzierender Systeme in Deutschland

4.6.1 Einführung und zentrale Festlegungen

Wie bereits in Kapitel 4.4 beschrieben entstehen über 60% der Treibhausgasemissionen von Milchprodukten in den einzelnen Prozesskettenabschnitten der landwirtschaftlichen Produktion von Rohmilch (FAO 2009). Berücksichtigt man nicht die Emissionen, die durch die Einkaufsfahrt, Lagerung beim Verbraucher und Entsorgung hervorgerufen werden, steigt der Anteil der durch die landwirtschaftliche Produktion hervorgerufen wird auf über drei Viertel der Gesamtemissionen von Milchprodukten an. Diese Ergebnisse decken sich mit den Ergebnissen einer zusammenfassenden Analyse einzelner PCF-Studien, die für verschiedene Milchprodukte erstellt wurden (vergleiche Teufel et al. 2010), sowie den Ergebnissen einer Stoffstromanalyse zu den Umweltauswirkungen von Ernährung in Deutschland von Wiegmann et al. (2005).

Betrachtet man die einzelnen Beiträge aus denen sich die Gesamt Treibhausgasemissionen von konventionell hergestellter Rohmilch zusammensetzen, dann zeigt sich, dass ca. 45% der Emissionen durch die enterogene Fermentation, ca. 34% der Emissionen durch die Futtermittelproduktion und ca. 17% der Emissionen durch die Lagerung des Wirtschaftsdüngers hervor gerufen werden.

Im Folgenden wird untersucht, in wieweit sich verschiedene Milch produzierende Systeme, die auf verschiedenen Fütterungssystemen beruhen, in der Höhe ihrer Treibhausgasemissionen unterscheiden.

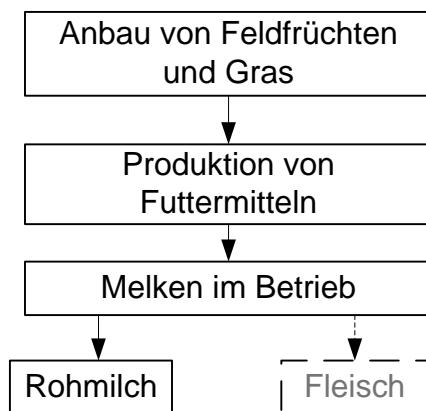
Wasser wird in den unterschiedlichen Lebensphasen der Milchproduktion durch verschiedene Prozesse verbraucht. Zum einen wird es in den Vorketten wie zum Beispiel für die Herstellung von Futtermitteln oder Verpackungen und während der Entsorgungsprozesse oder bei der Behandlung von Abwäs-

sern eingesetzt, zum anderen geht Wasser aber auch direkt durch innerbetriebliche Prozesse wie das Putzen der Ställe verloren.

In der vorliegenden Arbeit wird nur der Lebenswegabschnitt Produktion untersucht. Dieser enthält die Vorketten zum Futtermittelanbau und den direkten Wasserverbrauch auf dem Betrieb. Die Funktionelle Einheit ist 1 Liter Rohmilch, somit sind Pasteurisation, Homogenisierung und Abfüllung der Milch sowie die Lebensphasen Nutzung und Entsorgung nicht berücksichtigt. Ebenfalls werden Gebäude, Maschinen, Infrastruktur und Transporte nicht berücksichtigt. Auf Grund von Datenmangel wird nur der Wasserverbrauch der Futterpflanzen an sich, nicht aber der Einsatz von Düngern und Pestiziden und die Verarbeitung der Futtermittel einschließlich maschineller Ernte bilanziert. Der Wasserverbrauch für die Herstellung der Dünger und Pestizide kann als gering angesehen werden (AID 2012). Betrachtet werden allerdings die Wassermengen, die benötigt werden, um das durch Dünner und Pestizide verschmutzte Wasser virtuell soweit zu verdünnen, dass ein bestimmter Qualitätsstandard erfüllt ist (Hospido et al. 2003). Die benötigte eingesetzte Wassermenge steht als Frischwasser nicht mehr zur Verfügung.

In der folgenden Abbildung sind die berücksichtigten Prozesse der Herstellungsphase für einen Liter Rohmilch dargestellt:

Abbildung 12 Prozesse zur Herstellung von 1 Liter Rohmilch



Quelle: Eigene Darstellung

Der geographischen Bezugsrahmen wird auf Deutschland festgelegt. Der zeitliche Bezugsrahmen umfasst die letzten 10 Jahre. Auf Grund großer regionaler Unterschiede ist das betrachtete Modell nicht auf andere Länder übertragbar.

4.6.2 Festlegung der untersuchten Systeme

In Deutschland sind drei Systeme für die Produktion von Milch von Bedeutung [2, 3]:

- ▶ 10.000 Liter Milch pro Kuh im Jahr (Hochleistungssystem)
- ▶ 8.000 Liter Milch pro Kuh im Jahr
- ▶ 6.000 Liter Milch pro Kuh im Jahr (meist kleinere Bauernhöfe mit einer geringeren Anzahl von Kühen)

Auf Grundlage von Expertenaussagen und Literaturangaben kann die verfütterte Menge an Futtermitteln und die Anteile von Grob³⁷ (GF)- und Kraftfutter³⁸ (KF) zueinander in den verschiedenen Lebensphasen der Kuh festgelegt werden (siehe Tabelle 22) (Flachowsky 2011, Römer 2011). Dabei werden bewusst auch die ersten Lebensjahre mit eingerechnet, in denen die Kuh noch keine Milch gibt, da auch dort schon Wasserverbrauch und THG-Emissionen sowohl über Futtermittel als auch innerbetrieblich auftreten. In den ersten zwei Jahren wächst das Kalb zur Jungkuh heran, welche mit 15 Monaten ihre erste Schwangerschaft beginnt. Mit Geburt des ersten Kalbes beginnt die Leistungsphase, in der die ausgewachsene Kuh Milch gibt. Bereits in der Frischmelkphase wird sie erneut schwanger. In der Trockenstehphase wird die Kuh auf die Geburt und die erneute Leistungsphase vorbereitet und deswegen geschont. Sie gibt keine Milch mehr. Der Zyklus aus Frischmelk-, Hochleistungs-, Abmelk- und Trockenstehphase wird Laktation genannt. Durchschnittlich durchläuft eine Kuh ca. drei Laktationsphasen (Cederberg und Mattsson 2000) und lebt somit an die fünf Jahre.

Aus den Angaben über die verfütterten Mengen in den verschiedenen Lebensphasen, die Länge der Lebensphasen und der Gesamtproduktion kann die Trockenmasse³⁹ (TM) der Futtermittel pro Liter bestimmt werden (siehe letzte Spalte in Tabelle 22).

³⁷ Grobfutter ist definiert als Futtermittel aus Ganzpflanzen wie Gras, Maissilage, Heu und Stroh mit einer Netto-Energie-Laktation kleiner als 7 MJ/kg TM.

³⁸ Kraftfutter besteht aus Futtermitteln wie Getreide, Melasseschnitzel oder Schrot und hat eine Netto-Energie-Laktation größer als 7 MJ/kg TM.

³⁹ Anteil eines Futtermittels, der nach Trocknung bis zur Gewichtskonstanz übrig bleibt.

Tabelle 22 Übersicht an verfütterter Menge an Grob- und Kraftfutter in den verschiedenen Lebensphasen

	Milchproduktion pro Jahr	Kalb wächst (die ersten 456 Tage)	Jungkuh ist trächtig (274 Tage)	Leistungsphase (330 Tage)			Trockenstehphase (35 Tage)	kg TM/Liter
kg TM/d	10.000 Liter	6	9	18-19	22	18-19	12	0,88
GF:KF		90:10	90:10		60:40		90:10	0,59:0,29
kg TM/d	8.000 Liter	6	9	16-17	19-20	16-17	12	1,01
GF:KF		90:10	90:10		65:35		90:10	0,72:0,28
kg TM/d	6.000 Liter	6	9	15-16	18-19	15-16	12	1,29
GF:KF		90:10	90:10		70:30		90:10	0,97:0,31

Da sich die Angaben in Tabelle 22 auf die gesamte Lebensphase der Kuh beziehen, muss noch eine Allokation zwischen Milch- und Fleischprodukten vorgenommen werden. Nach (CEAS 2000) ergibt sich eine ökonomische Allokation von 85% Milchproduktion zu 15% Fleischproduktion.

Je nach Standort des Betriebes kommen unterschiedliche Grob- und Kraftfuttermittel zum Einsatz. Im Süden Deutschlands, wo es vermehrt Weiden gibt, grasen die Tiere viel im Sommer und bekommen im Winter vor allem Grassilage als Grobfuttermittel verfüttert. Im Norden, wo es weniger Grasland gibt, wird deshalb vermehrt Maissilage im Grobfuttermittel eingesetzt (Cederberg und Mattsson 2000).

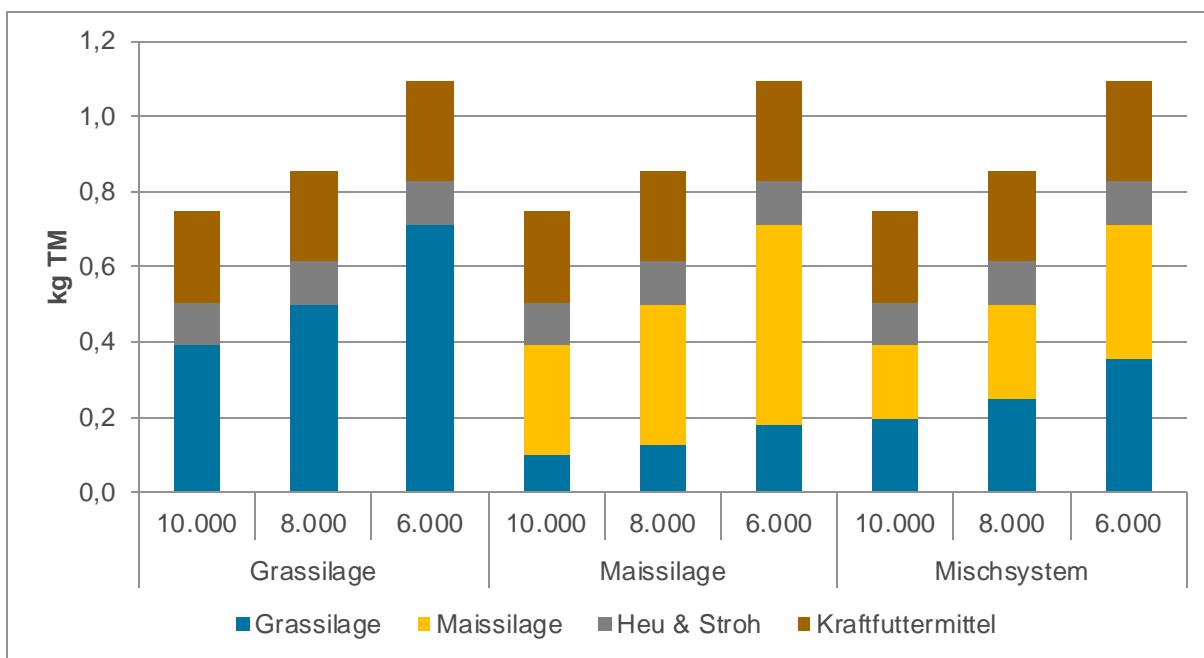
Die drei in Deutschland meist verbreitenden Szenarien für den Grobfuttermitteleinsatz sind (Flachowsky 2011, Römer 2011, Verband 2012):

- ▶ Grassilage: Einsatz von 100% Grassilage
- ▶ Maissilage: Einsatz von 75% Maissilage und 25% Grassilage
- ▶ Misch-System: Einsatz von 50% Grassilage und 50% Maissilage

In allen drei Szenarien wird zusätzlich noch Heu und Stroh verfüttert, was vor allem in den ersten zwei Jahren aber auch in der Trockenstehphase Einsatz findet.

In Abhängigkeit vom System und den verschiedenen Szenarien entstehen neun unterschiedliche Futtermittelzusammensetzungen. Für die weitere Betrachtung werden die Daten der Lebenswegabschnitte aus Tabelle 12 über die Länge der Lebensphasen gemittelt (Abbildung 13).

Abbildung 13 Zusammensetzung der Futtermittel für die verschiedenen Systeme für 1 Liter Rohmilch



Quelle: Eigene Darstellung

Erkennbar ist, dass im 10.000 Liter System die geringsten Mengen an Futtermittel und im 6.000 Liter-System die höchsten Mengen eingesetzt werden. Dies gilt für alle betrachteten Szenarien. Die Menge des eingesetzten Futtermittels innerhalb der Systeme (10.000 Liter, 8.000 Liter und 6.000 Liter) ist gleich, aber die Futtermittel bestehen aus unterschiedlichen Bestandteilen. Dieser Aspekt hat eine große Auswirkung auf den Gesamtressourcenverbrauch.

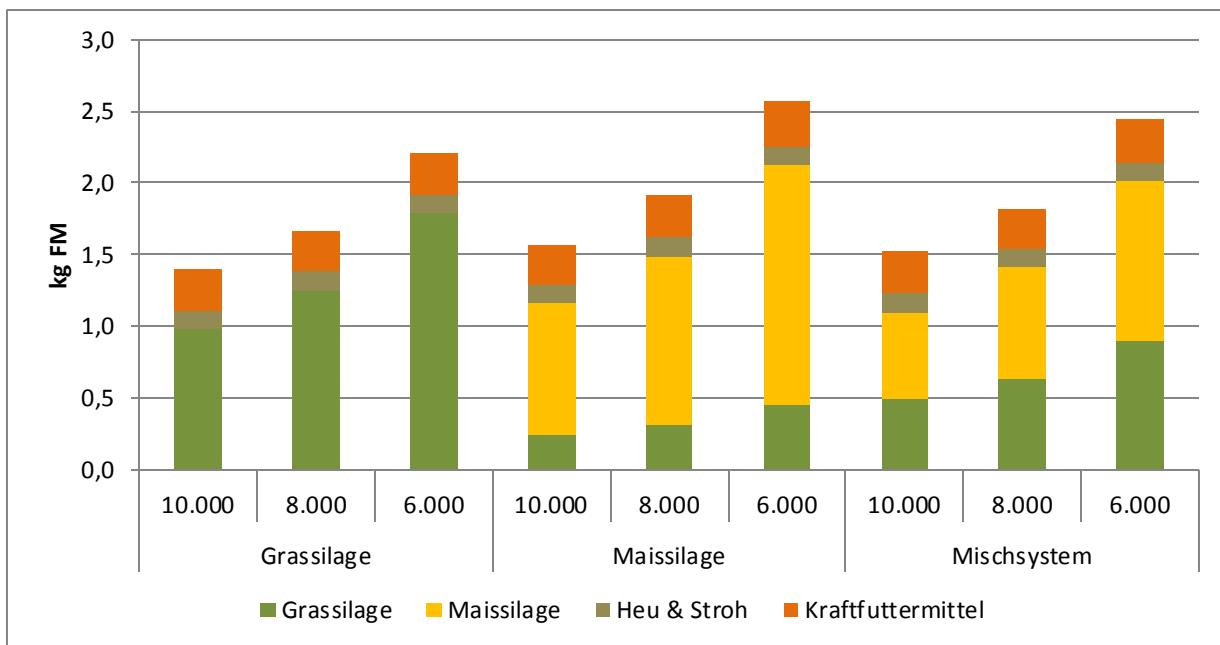
In Abbildung 14 sind die Systeme auf Frischmassen⁴⁰-Ebene dargestellt.

⁴⁰ Frischmasse setzt sich aus Trockenmasse und Wassergehalt zusammen.

Es ist erkennbar, dass das Szenario Grassilage nun in allen Systemen den geringsten Futtermittelbedarf hat. Das 10.000 Liter-System ist auch auf Frischmassen-Ebene mit einem geringeren Futtermitteleinsatz als das 8.000 und 6.000 Liter-System gekennzeichnet.

Die Menge des Kraftfutters macht in jedem Szenario etwa 20% aus. Durch eine unterschiedliche Kraftfuttermittelzusammensetzung können sich jedoch die Frischmassen und der Wasserverbrauch der verschiedenen Systeme ändern.

Abbildung 14 Zusammensetzung der Futtermittel für die verschiedenen Systeme auf Frischmasse-Ebene



Quelle: Eigene Darstellung

4.6.3 Bestimmung der Kraftfuttermittelzusammensetzung

Der Einsatz der Kraftfuttermittel hängt stark von den Begebenheiten der Produzenten (lokaler Anbau von Kraftfutterpflanzen, Zukauf von Kraftfuttermittelkomponenten oder fertigen Mischungen) (Bayr. Landesanstalt 2011), den Marktpreisen und dem Grobfuttersystem (siehe oben) ab (Verband ölsaatenverarb. Industrie 2012, Verband ölsaatenverarb. Industrie 2012). Deshalb bedarf es zusätzlicher Annahmen, um ein Set an Kraftfuttermischungen zu definieren.

Da das betrachtete Fütterungssystem stark an die Realität angelehnt werden soll, muss sichergestellt werden, dass die Kuh optimal mit Nährstoffen versorgt ist. Dazu ist es entscheidend, vorgegebene Werte für den Protein- und Rohfasergehalt sowie den Energiebedarf einzuhalten (Flachowsky 2011). Auf Grundlage des Gesamtproteinbedarfs (welcher über Einschätzungen eines Tierernährungsexperten festgelegt wird) und dem bekannten Proteinwert des Grobfuttermittels (Pfister et al. 2011) lässt sich der Proteinwert für die Kraftfuttermischungen der verschiedenen Systeme bestimmen (siehe Tabelle 23). Der einzuhaltende Rohfasergehalt bezogen auf die Gesamtfutterration muss zwischen 170–220 g/kg TM und der einzuhaltende Energiebedarf zwischen 6,2–6,6 MJ/kg TM liegen (Verband ölsaatenverarb. Industrie 2011).

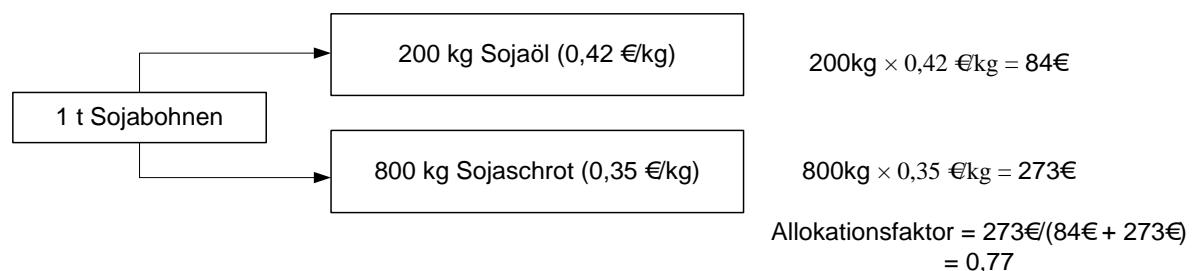
Tabelle 23 Proteinmengen der Kraftfuttermittel für die verschiedenen Systeme

Proteinmenge in Gramm pro Liter Rohmilch			
Untersuchte Systeme:	10.000 Liter	8.000 Liter	6.000 Liter
Grassilage	43,8	43,1	37,6
Maissilage	70,6	86,8	96,5
Mischsystem	61,6	75,7	58,5

Weiterhin werden die 16 gängigsten Kraftfuttermittelkomponenten (Flachowsky 2011, Verband ölsaatenverarb. Industrie 2011 und 2012, Bayr. Landesanstalt 2011, Pfister et al. 2011) identifiziert und der allokierte Wasserverbrauch dieser berechnet. Ein Großteil der eingesetzten Futtermittel sind Nebenprodukte wie Sojaschrot, welches bei der Gewinnung von Sojaöl anfällt. Für die Verteilung des Wasserverbrauchs zwischen Haupt- und Nebenprodukten wird eine ökonomische Allokation vorgenommen.

Als Beispiel wird folgend die Berechnung der Allokation für Sojaschrot aufgezeigt:

Abbildung 15 Berechnung der Allokation für Sojaschrot (Mengen- und monetäre Angaben nach Expertenabschätzungen)



Quelle: Eigene Darstellung

Die Allokationsfaktoren der anderen Futtermittelbestandteile werden auf gleiche Weise berechnet und sind in Tabelle 24 zu finden.

Tabelle 24 Allokationsfaktoren für alle Futtermittelbestandteile

Futtermittelpflanze	Allokationsfaktor	Anmerkungen
Grassilage & Heu	1	Alle Pflanzenteil werden verfüttert; Gras wird nicht bewässert
Maissilage	1	Für die Maissilage werden die grünen Pflanzen verwendet, Maispflanzen werden nur die ersten Monate beregnet
Stroh von Weizen	0,01	Restbestandteile der Weizernte, die sonst auf dem Feld zurück bleiben oder zur Energiegewinnung eingesetzt werden (sehr selten)
Roggen	0,9	Strohreste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (sehr selten)
Weizen	0,93	Strohreste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (sehr selten)
Gerste	0,98	Strohreste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (sehr selten)
Hafer	0,9	Strohreste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (sehr selten)

Futtermittelpflanze	Allokationsfaktor	Anmerkungen
Körnermais	0,99	nutzung eingesetzt (sehr selten) Strohreste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (sehr selten)
Triticale	0,9	Strohreste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (sehr selten)
Sojaschrot	0,77	Siehe oben
Sonnenblumenschrot	0,4	45% Öl-Anteil
Rapsschrot	0,4	43% Öl-Anteil
Futtererbse, Ackerbohne & Lupine	0,95	Werden sowohl als Ganzpflanzensilage als auch nur teilweise verfüttert, Reste verbleiben auf dem Acker oder werden zur Energienutzung eingesetzt (selten)
Maiskleberfutter	0,08	Nebenprodukt der Stärkegewinnung aus Mais
Kartoffelschlempe	0,04	Nebenprodukt der Destillation
Weizenkleie	0,27	Nebenprodukt bei der Herstellung von Mehl
Roggenkleie	0,23	Nebenprodukt bei der Herstellung von Mehl

Insgesamt werden zwei importierte Futtermittel berücksichtigt: Sojaschrot und Maiskleberfutter. Sojaschrot wird innerhalb der EU vor allem für Lebensmittel- und nicht Futtermittelzwecke angebaut und daher aus folgenden Ländern anteilig nach Deutschland importiert: Argentinien 46%, Brasilien 46%, USA 5%, Paraguay 0,8% und Kanada 0,1%. Maiskleberfutter ist ein Nebenbestandteil der Stärkeproduktion aus Mais und wird aus folgenden Ländern anteilig ebenfalls nach Deutschland importiert: Polen 24%, Frankreich 21%, Niederlande 18%, Österreich 16%, USA 12%, Slowakei 4%, Ungarn 2% und Belgien 1%.

Die 16 Futtermittel werden weiterhin in die Nährstoffgruppen proteinhaltige (braun hinterlegt), kohlenhydrathaltige (grün hinterlegt) und protein- und kohlenhydrathaltige Fraktion (weiß hinterlegt) eingeteilt. Innerhalb jeder dieser Nährstoffgruppen werden auf Anraten der Futtermittelexperten die Futtermittel mit dem höchsten und dem niedrigsten Wasserverbrauch pro Kilogramm Pflanze bestimmt und in einen Best Case (besteht aus den Pflanzen mit dem geringsten Wasserverbrauch pro Kilogramm Pflanze in den drei Kategorien) und Worst Case (besteht aus den Pflanzen mit dem höchsten Wasserverbrauch pro Kilogramm Pflanze in den drei Kategorien) eingeordnet.

Die Einteilung könnte allerdings auch auf dem Wasserverbrauch bezogen auf den Proteingehalt, den Energieumsatz oder der Trockenmasse basieren.

Tabelle 25 Zusammensetzung des Kraftfuttermittels für den Best Case und Worst Case

Worst Case		Best Case	
Kraftfuttermittel-komponenten	Wasserverbrauch in m³/kg	Kraftfuttermittel-komponenten	Wasserverbrauch in m³/kg
Mais	1,06E-02	Gerste	1,90E-03
Triticale	5,12E-03	Weizen	1,81E-03
Hafer	1,96E-02	Roggen	1,98E-03
Rapschrot	7,17E-04	Ackerbohne	1,02E-04
Erbse	1,81E-03	Lupine	3,71E-05
Sojaschrot	1,24E-02	Sonnenblumenschrot	9,64E-05
Maiskleberfutter	5,14E-04	Kartoffelschlempe	9,64E-05
Weizenkleie	5,12E-03	Roggenkleie	1,81E-03

Auf Grundlage dieser Angaben zum Best Case und Worst Case in Tabelle 25 und Tabelle 23 sowie den Angaben zu den bereits definierten Systemen wird nun für jedes der 18 Systeme individuell die Zusammensetzung der Futtermittel bestimmt (siehe Tabelle 26 und Tabelle 27). Auch wenn diese ermittelten Systeme stark an die Realität angelehnt sind, sollten sie nicht als Fütterungsempfehlung verstanden werden.

Tabelle 26 Zusammensetzung und Mengenangaben der Futtermittel für den Worst Case

Angaben in kg	Szenario Mischsystem			Szenario Maissilage			Szenario Grassilage		
	10.000 LS	8.000 LS	6.000 LS	10.000 LS	8.000 LS	6.000 LS	10.000 LS	8.000 LS	6.000 LS
Grassilage	4,87E-01	6,25E-01	8,92E-01	2,44E-01	3,13E-01	4,46E-01	9,75E-01	1,25	1,78
Maissilage	6,09E-01	7,81E-01	1,11	9,14E-01	1,17	1,67	0	0	0
Heu	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02
Stroh	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02
Mais	5,88E-04	7,34E-04	1,08E-01	1,76E-02	4,41E-02	3,92E-02	1,76E-02	5,88E-02	1,86E-01
Triticale	1,94E-03	1,47E-02	1,37E-01	1,76E-02	4,41E-02	3,92E-02	1,23E-01	1,47E-01	1,08E-01
Hafer	1,05E-01	4,41E-02	9,79E-05	5,88E-02	7,34E-04	3,92E-02	8,23E-02	2,94E-02	9,79E-05
Raps-schrot	5,46E-02	7,26E-04	1,94E-02	1,74E-02	5,08E-02	4,84E-02	5,81E-05	0	9,68E-05
Erbse	8,59E-02	6,66E-03	1,33E-02	2,39E-02	8,05E-02	4,91E-02	5,17E-02	3,98E-02	1,33E-04
Sojaschrot	6,46E-04	7,42E-02	2,94E-02	6,27E-02	7,34E-02	9,79E-02	1,76E-03	5,58E-03	1,96E-03
Maiskle-berfutter	1,24E-02	7,18E-02	9,58E-06	1,72E-02	7,18E-04	9,58E-04	2,87E-04	7,18E-04	9,58E-05
Weizen-kleie	3,58E-02	6,21E-02	9,68E-05	5,81E-02	7,26E-04	9,68E-04	1,22E-02	7,26E-04	9,68E-05

LS = Litersystem

Tabelle 27 Zusammensetzung und Mengenangaben der Futtermittel für den Best Case

Angaben in kg Frischmasse	Szenario Mischsystem			Szenario Maissilage			Szenario Grassilage		
	10.000 LS	8.000 LS	6.000 LS	10.000 LS	8.000 LS	6.000 LS	10.000 LS	8.000 LS	6.000 LS
Grassilage	4,87E-01	6,25E-01	8,92E-01	2,44E-01	3,13E-01	4,46E-01	9,75E-01	1,25	1,78
Maissilage	6,09E-01	7,81E-01	1,11	9,14E-01	1,17	1,67	0	0	0
Heu	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02
Stroh	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02	6,58E-02
Gerste	4,11E-02	2,94E-02	9,79E-05	3,53E-02	7,34E-04	7,83E-02	5,29E-02	9,55E-02	9,79E-02
Weizen	5,04E-02	3,15E-02	1,16E-01	3,78E-02	3,94E-02	1,05E-03	5,68E-02	1,58E-01	9,04E-02
Roggen	4,11E-02	3,60E-02	1,08E-01	3,53E-02	3,67E-02	9,79E-04	5,29E-02	7,34E-04	9,79E-02
Ackerbohne	1,59E-02	5,97E-02	1,33E-04	4,77E-02	7,96E-02	3,98E-02	3,98E-03	9,94E-04	1,33E-03
Roggenkleie	4,07E-02	2,18E-02	9,68E-05	3,49E-02	1,45E-02	9,68E-03	4,15E-02	7,26E-04	9,68E-04
Lupine	3,98E-02	5,97E-02	9,12E-02	4,77E-02	1,59E-01	6,63E-02	2,39E-02	2,64E-02	1,33E-03
Sonnenblumen-schrot	2,91E-02	4,46E-02	9,91E-05	3,57E-02	8,54E-03	1,19E-01	2,97E-03	7,43E-04	9,91E-04
Kartoffelschlempe	4,31E-01	3,23E-01	1,44E-03	4,31E-01	1,08E-02	1,44E-02	3,45E-01	1,08E-02	1,44E-02

LS = Letersystem

Nachdem die Futtermittelmengen und -zusammensetzungen der Systeme bekannt sind, kann über Literaturdaten von Pfister et al. (2011) und Mekkonen (2010) der Wasserverbrauch für die Systeme bestimmt werden.

Im Vorgriff auf die Berechnungsergebnisse (siehe Kapitel 4.6.4) kann festgestellt werden, dass der Gesamtwasserverbrauch der Systeme des Best Case sowohl für das blaue als auch das graue Wasser schlechter abschneiden als die Systeme des Worst Case. Diese auf den ersten Blick überraschenden Ergebnisse lassen sich auf die unterschiedliche Zusammensetzung der einzelnen Futtermittel in jedem System zurückführen. Aufgrund dieser Ergebnisse wird folgend der oben definierte Best Case als Worst Mix und der Worst Case als Best Mix bezeichnet.

Die Bilanzierung des THG-Emissionspotenzials der einzelnen Futtermittelkomponenten erfolgte unter Verwendung der Datenbanken EcoInvent 2.2⁴¹ und Gemis 4.8⁴². Für die Grobfuttermittel und darunter insbesondere für Maissilage erschienen die GEMIS-Datensätze plausibler, bei den Kraftfuttermitteln waren demgegenüber die Quellenangaben in EcoInvent besser nachvollziehbar. Konkret wurden folgende Datensätze für die Bilanzierung verwendet:

⁴¹ <http://www.ecoinvent.ch/>⁴² <http://www.iinas.org/gemis-install-de.html>

Tabelle 28 Verwendete Datensätze aus Ecoinvent 2.2 für die Berechnung der Emissionen durch die Bereitstellung von Kraftfutterrohwahren

Bezeichnung	Datensatz in Ecoinvent	Kommentar
Roggen	Roggenkörner IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Weizen	Weizenkörner konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof	inkl. Transport DE
Gerste	Gerstenkörner IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Hafer	Roggenkörner IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Mais	Körnermais IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Triticale	Roggenkörner IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Futtererbse	Eiweiserbsen konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof	inkl. Transport DE
Ackerbohne	Ackerbohnen IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Lupinen	Ackerbohnen IP, ab Hof	inkl. Transport DE
Rapsschrot	Raps konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof	inkl. Transport DE und Futtermühle zur Schrotherstellung
Sonnenblumenschrot	Sonnenblumen IP, ab Hof	inkl. Transport DE und Futtermühle zur Schrotherstellung
Weizenkleie	Kleie, eigene Berechnung	Kleie als Koppelprodukt aus der Mehlierstellung, inkl. Transport DE
Roggenkleie	Kleie, eigene Berechnung	Kleie als Koppleprodukt aus der Mehlierstellung, inkl. Transport DE
Kartoffelschlempe	Kartoffeln, ab Hof	inkl. Transport DE
Sojabohnenschrot	Sojabohnen IP, ab Hof	inkl. Transport und Futtermühle zur Schrotherstellung
Maisklebefutter	Körnermais IP, ab Hof	inkl. Transport EU (500km), ohne Weiterverarbeitungsprozesse (Maisklebefutter)
Melasseschnitzel	Rübenschotel, ab Zuckerherstellung	inkl. Transport DE
Futtermühle	Futtermühle	Prozesse in der Futtermühle für die Verarbeitung von Tierfutter
Stroh	Stroh IP, ab Hof (CH)	ohne Transport

Tabelle 29 Verwendete Datensätze aus GEMIS 4.8 für die Berechnung der Emissionen durch die Bereitstellung von Futtermitteln

Bezeichnung	Datensatz in GEMIS	Kommentar
Gras	Anbau\Gras-Nordeuropa_2010	ohne Transport
Grassilage	Anbau\Gras-Silage-DE-2010	ohne Transport
Maissilage, grüner Mais	Anbau\Mais-Silage-DE-2000	ohne Transport
Heu	Anbau\Heu-DE-2000	ohne Transport

Ferner wurden für die Modellierung folgende allgemeine Annahmen getroffen:

- a) Die Emissionen der Transporte mit Lastkraftwagen (LKW) setzen sich aus den direkten Emissionen (tank-to-wheel) und den vorgelagerten Emissionen (well-to-tank) zusammen. Zur Ermittlung der direkten Emissionen werden die Emissionsfaktoren aus der europäischen Datenbank TREMO-VE 3.3.2 (2010) zu Grunde gelegt. Daten zur Auslastung basieren auf den Werten in EcoTransIT World (IFEU 2011), denen wiederum deutsche Daten aus TREMOD (IFEU 2010) zu Grunde liegen. Für die Transportberechnungen wurden folgende standardisierte Annahmen verwendet:
 - ▶ Standardentfernung Landtransport: innerhalb Deutschland 100km mit Lkw (16t), innerhalb Europa, USA oder China 1000km mit Lkw (40t),
 - ▶ Standardentfernung internationale Transporte: 10.000km Schiff und 1000km Lkw (40t)
- b) Für die Bilanzierung von Lupine ist kein Datensatz in der Ecoinvent-Datenbank (2.2) vorhanden. Daher wurde die Verwendung von Luzerne als Kraftfuttermittel mit dem Datensatz „Ackerbohnen IP, ab Hof, CH“ bilanziert. Ebenso sind für die Bilanzierung von Hafer und Triticale keine Datensätze in der Ecoinvent-Datenbank (2.2) vorhanden. Daher wurde die Verwendung von Hafer und Triticale als Kraftfuttermittel mit dem Datensatz „Roggenkörner IP, ab Hof, CH“ bilanziert.

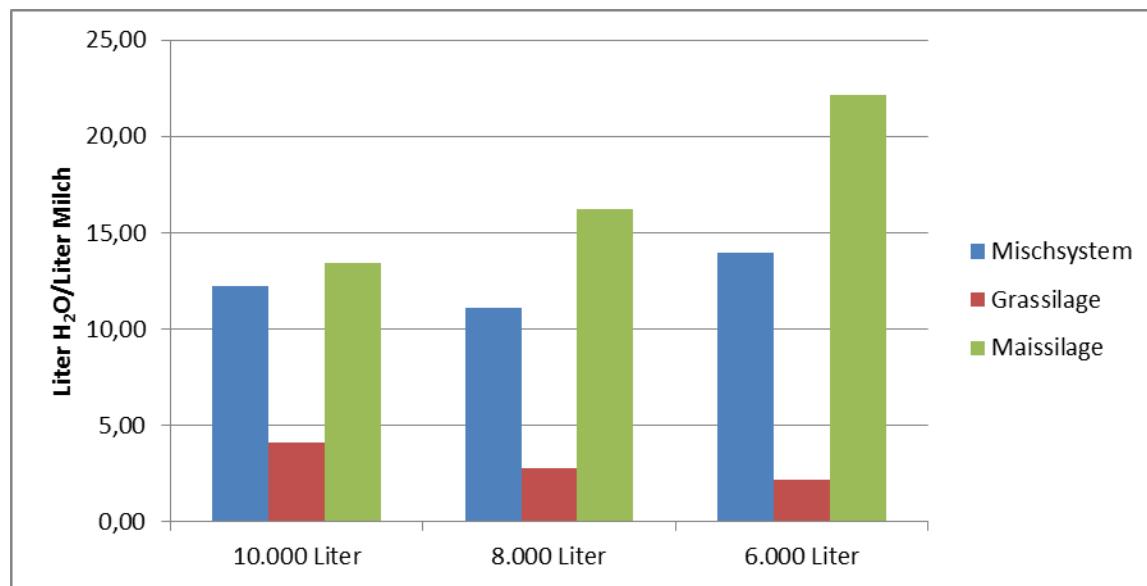
4.6.4 Ergebnisse Water Footprint

Blauer Wasserverbrauch für Futtermittel

Der Verbrauch von blauem Wasser beinhaltet die verdunstete Menge an Grund- und Oberflächenwasser. Dabei wird angenommen, dass das evaperierte Wasser nicht in das Niederschlagsgebiet zurück gelangt aus dem es entnommen wurde (Hospido et al. 2003). Beim Anbau von Agrarpflanzen wird blaues Wasser verbraucht, wenn die Pflanzen zusätzlich zum natürlichen Regen bewässert werden und dieses Wasser aufgrund klimatischer Bedingungen verdunstet.

Der blaue Wasserverbrauch der Futtermittel im Best Mix (siehe Abbildung 16) ist für das Szenario Grassilage im 6.000 Liter-System am geringsten, wobei das Szenario in allen drei Systemen den geringsten Wasserverbrauch aufweist. Dies liegt daran, dass für den Anbau von Gras kein Wasser zur Bewässerung eingesetzt wird. Sowohl die Gesamtmenge als auch die mengenmäßige Zusammensetzung des Kraftfuttermittels ist für alle drei Systeme des Szenarios Grassilage verschieden. Dies liegt daran, dass auch die Grobfuttermengen voneinander abweichen und sich dementsprechend andere Anforderungen an die Kraftfuttermittelzusammensetzung hinsichtlich des Protein-, Rohfaser- und Energiegehaltes ergeben. Daraus ergeben sich auch die unterschiedlichen Wasserverbräuche. Mais hingegen als anderer großer Grobfuttermittelbestandteil, wird in weiten Teilen Deutschlands bewässert. Deswegen hat das Szenario Maissilage, bei dem 25% Grassilage und 75% Maissilage verfüttert werden, auch den höchsten Wasserverbrauch.

Abbildung 16 Blauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Best Mix



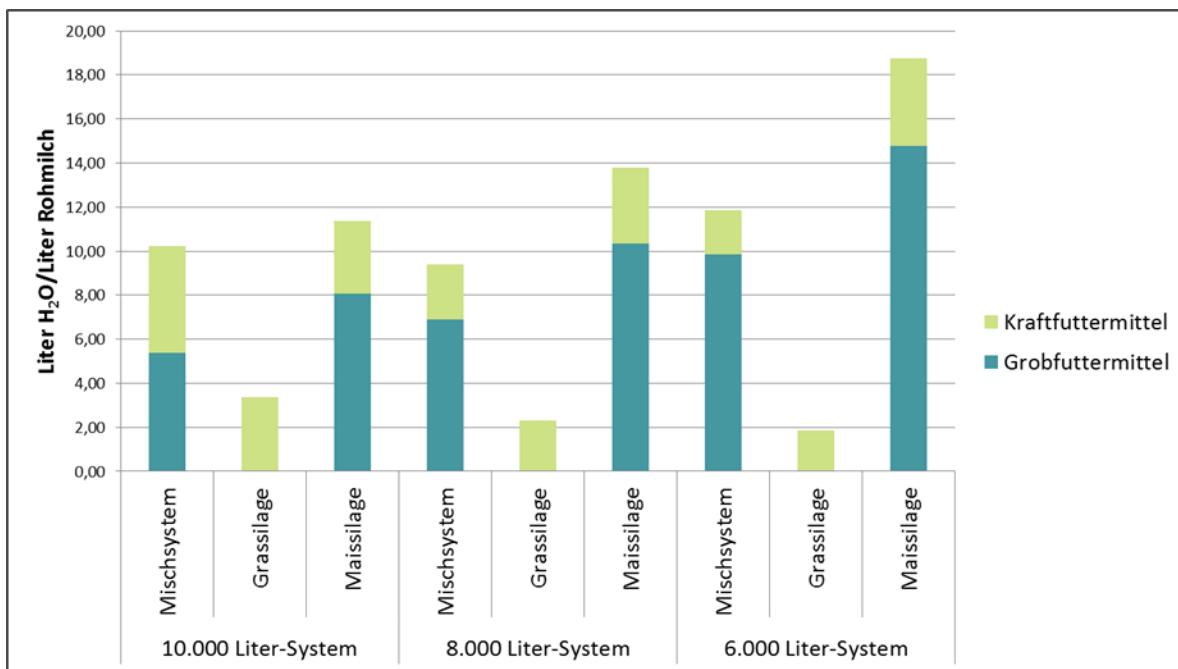
Quelle: Eigene Darstellung

Der Wasserverbrauch der Szenarien Mischsystem und Maissilage nimmt mit größer werdenden Produktionssystemen ab. Im Szenario Grassilage steigt der Wasserverbrauch hingegen an. Dies liegt nicht an der Menge des Kraftfutters, die im 10.000 Liter-System geringer ist als im 6.000 Liter System. Die Zunahme des Wasserverbrauchs ist durch die spezifische Zusammensetzung der Kraftfuttermittel aufgrund der unterschiedlichen Grobfuttermengen aller drei Szenarien erklärbar (siehe Tabelle 26).

Die Futtermittelbestandteile Hafer und Erbse haben pro Kilogramm Pflanze den höchsten Wasserverbrauch. Beide Pflanzen werden im Kraftfuttermix des 10.000 Liter-Systems in größeren Mengen verfüttert als in den anderen Systemen. Für alle Systeme gilt, dass der Wasserverbrauch bei anderer Futtermittelzusammensetzung entsprechend steigen oder fallen kann.

Aus Abbildung 17 wird sichtbar, wie groß der Einfluss des Kraftfuttermittels für die Systeme ist. Dieser Einfluss ist beim System Grassilage besonders hoch.

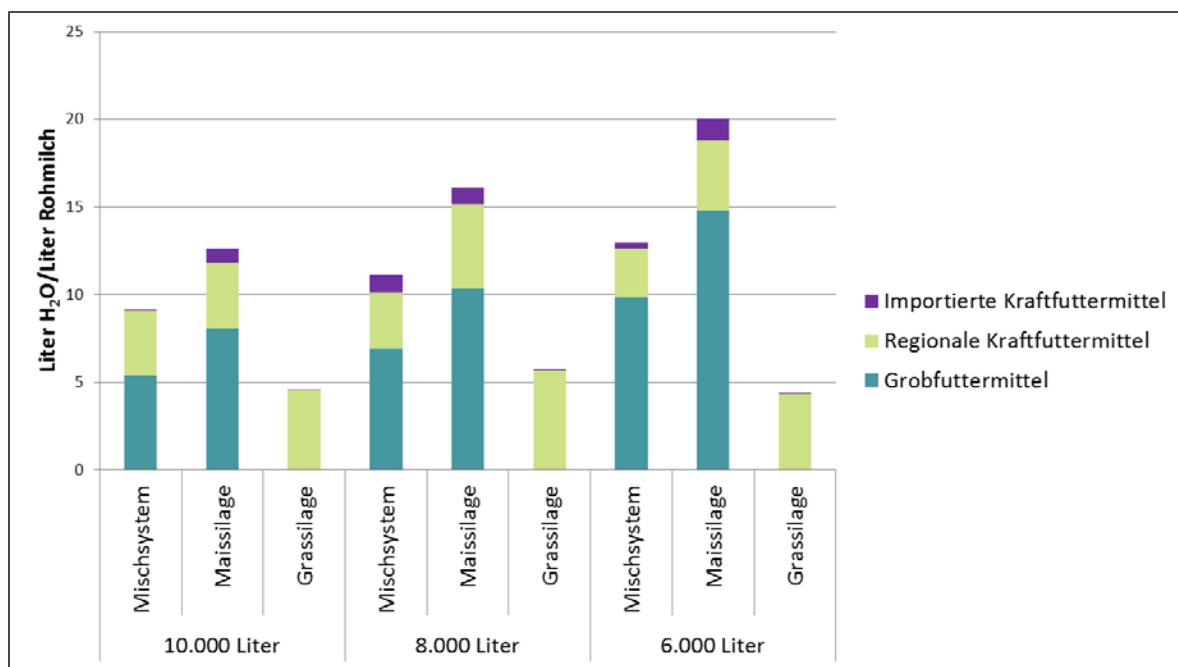
Abbildung 17 Darstellung der Anteile von Grob- und Kraftfuttermittel im Best Mix



Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 18 wird der Einfluss der importierten Futtermittel dargestellt. Dieser ist im Vergleich zu den anderen Kraftfuttermittelkomponenten eher gering, da Sojaschrot und Maiskleberfutter im Vergleich einen eher geringen Wasserverbrauch haben.

Abbildung 18 Darstellung der Anteile von Grobfuttermittel und regionalen sowie importierten Kraftfuttermittel im Best Mix

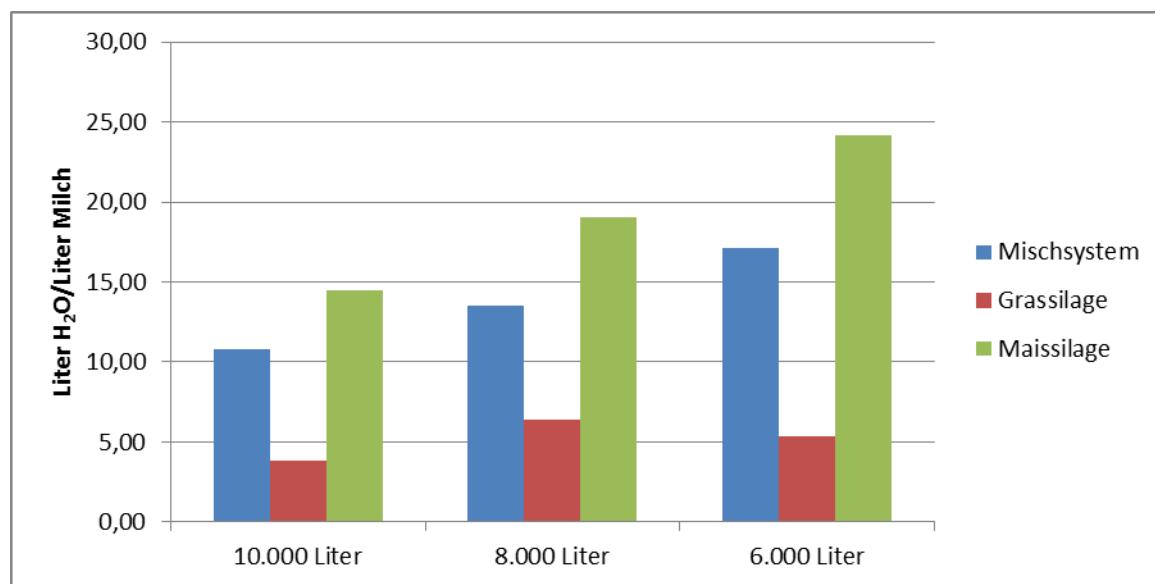


Quelle: Eigene Darstellung

Bei der Betrachtung des Wasserverbrauchs der Futtermittel für den Worst Mix in Abbildung 19 wird erkennbar, dass der Wasserverbrauch der Szenarien Mischsystem und Maissilage ebenfalls größer ist als der des Szenarios Grassilage. Für das Szenario Grassilage entsteht der größte Wasserverbrauch im

8.000 Liter-System und der geringsten im 10.000 Liter-System. Der Grund dafür ist ebenfalls der starke Einfluss der Kraftfuttermittelzusammensetzung auf den Wasserverbrauch.

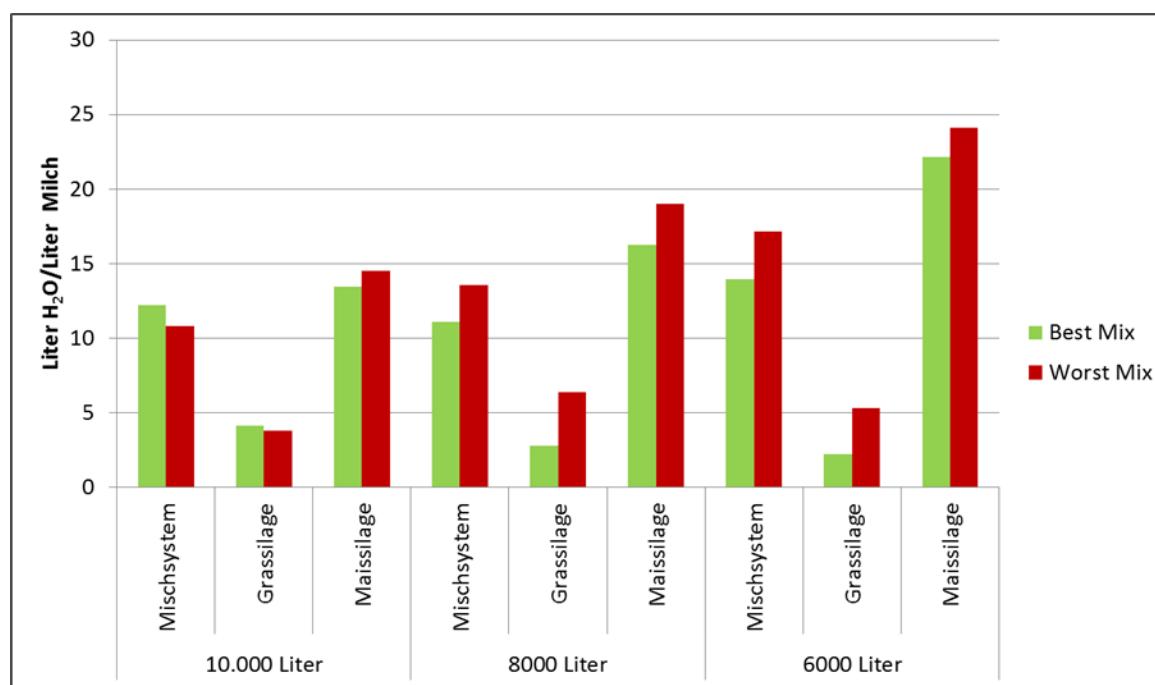
Abbildung 19 Blauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Worst Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Der Vergleich beider Ergebnisse zeigt, dass der Worst Mix mit Ausnahme der Szenarien Mischsystem und Grassilage im 10.000 Liter-System zu mehr blauem Wasserverbrauch führt als der Best Mix (siehe Abbildung 20).

Abbildung 20 Vergleich des blauen Wasserverbrauchs von Best Mix und Worst Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Für die anderen Systeme ist der Wasserverbrauch im Best Mix geringer als im Worst Mix. Da der Unterschied zwischen dem Best Mix und Worst Mix ausschließlich auf die Kraftmittelzusammensetzung zurück zu führen ist, wird die bereits getroffene Aussage über die Bedeutung der Kraftfuttermittelzu-

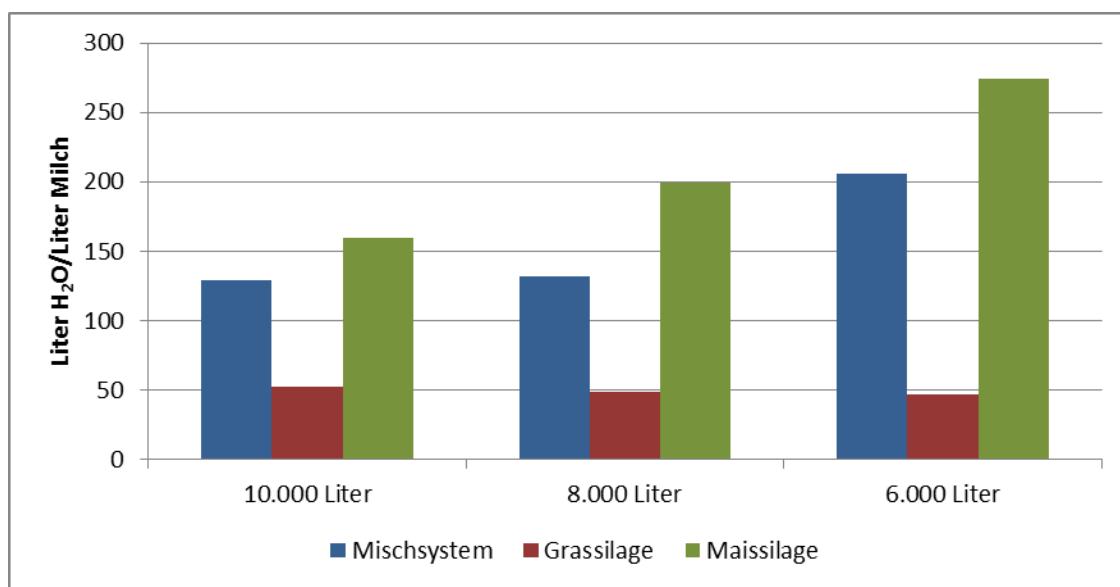
sammensetzung bestärkt. Um über den Wasserverbrauch eines Betriebes Aussagen treffen zu können zu können, muss demnach die genaue, in der Realität eingesetzte, Kraftfuttertermittelmischung bekannt sein.

Grauer Wasserverbrauch für Futtermittel

Neben dem blauen Wasserverbrauch muss auch der graue Wasserverbrauch berücksichtigt werden. Graues Wasser ist gleichzusetzen mit dem Wasservolumen, das benötigt wird, um verschmutztes Wasser virtuell soweit zu verdünnen, dass ein bestimmter Qualitätsstandard erfüllt ist (Hospido et al. 2003). Es entsteht durch das Auswaschen der Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und Insektizide aus dem Boden. Die benötigte eingesetzte Wassermenge steht als Frischwasser nicht mehr zur Verfügung.

Ebenso wie beim blauen Wasserverbrauch schneidet auch bei der Betrachtung des grauen Wasserverbrauchs der Futtermittel das Szenario Grassilage im 6.000 Liter-System am besten ab. Zudem hat die Grassilage in allen drei Systemen den geringsten Wasserverbrauch (siehe Abbildung 21). Dies liegt daran, dass auf Grasflächen keine Düngemittel eingesetzt werden, wohingegen beim Anbau von Mais Düngemittel auf Böden aufgebracht werden. Deswegen hat das Szenario Maissilage den höchsten grauen Wasserverbrauch.

Abbildung 21 Grauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Best Mix

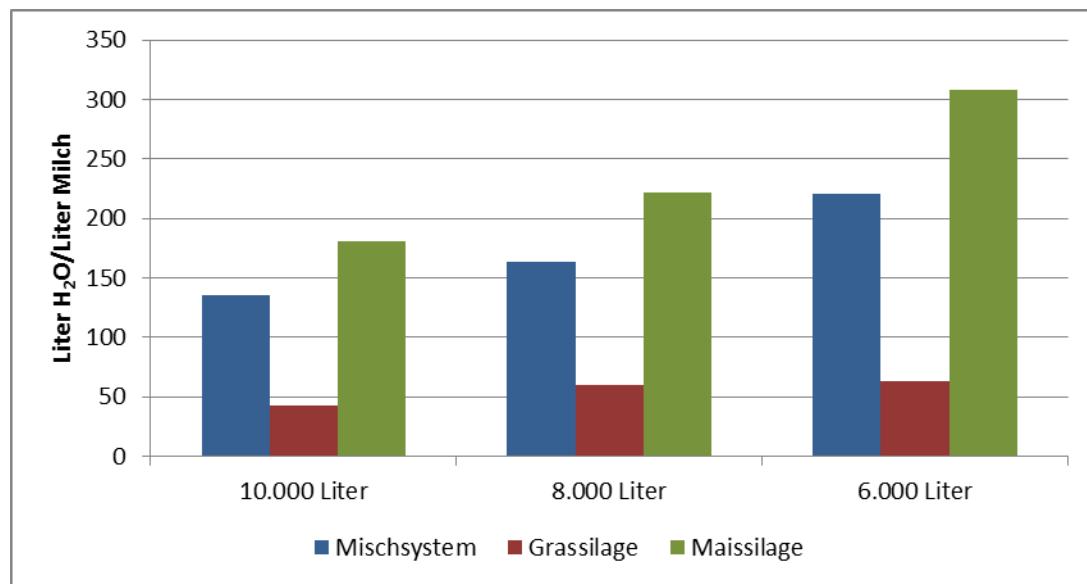


Quelle: Eigene Darstellung

Der Wasserverbrauch der Grassilage im 10.000 Liter System ist größer als im 6.000 Liter System. Da Hafer pro Kilogramm Pflanze den höchsten grauen Wasserverbrauch hat und im Kraftfuttermix des 10.000 Liter-Systems in größeren Mengen verfüttert als in den anderen Systemen, kommt dieser Trend zu Stande.

Erneut gilt, dass der Wasserverbrauch bei anderer Futtermittelzusammensetzung entsprechend steigen oder fallen kann.

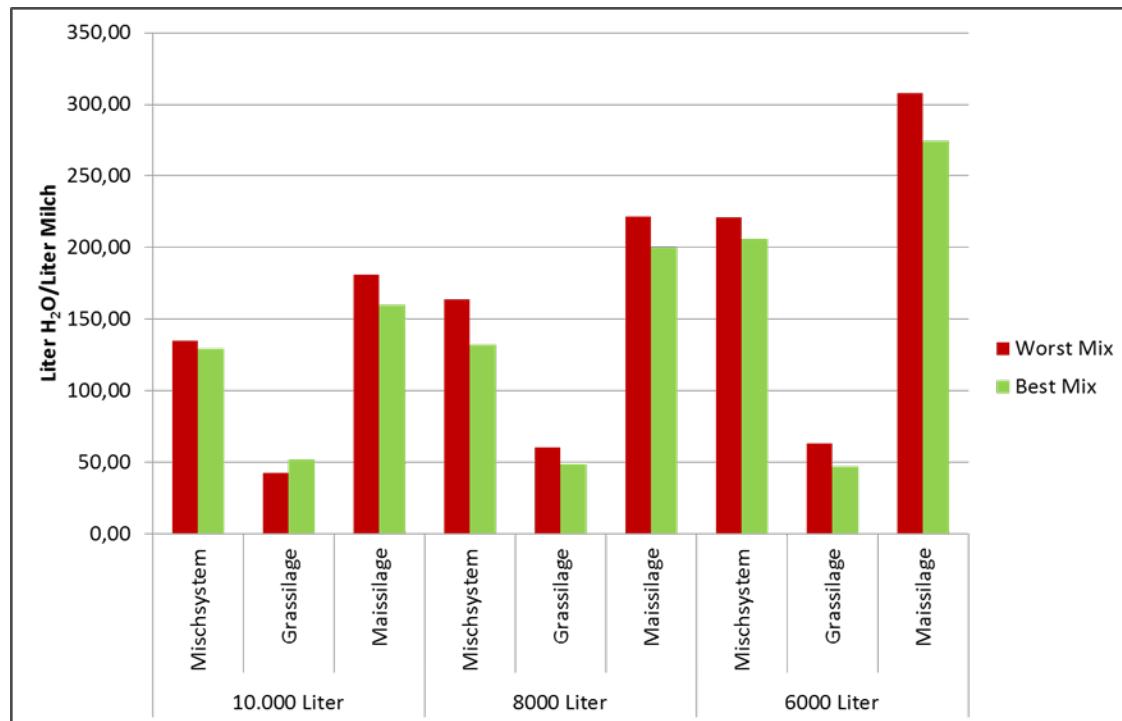
Abbildung 22 Grauer Wasserverbrauch der Futtermittel im Worst Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Im Worst Mix ist der graue Wasserverbrauch der Futtermittel für alle Szenarien im 10.000 Liter-Systems am geringsten und im 6.000 Liter-System am höchsten (siehe Abbildung 23). Das Szenario Grassilage hat aus bereits erwähnten Gründen in allen drei Systemen den geringsten Wasserverbrauch und das Szenario Maissilage den höchsten.

Abbildung 23 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für den grauen Wasserverbrauch



Quelle: Eigene Darstellung

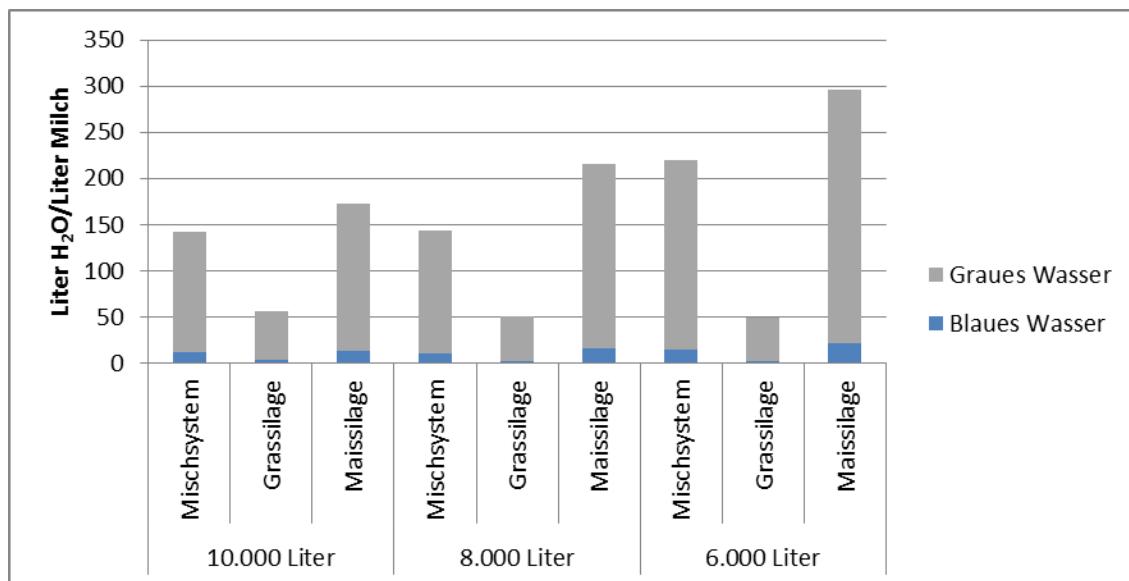
Der Vergleich von Best Mix und Worst Mix zeigt, dass mit Ausnahme des Szenarios Grassilage im 10.000 Liter-System der graue Wasserverbrauch im Best Mix geringer ist als im Worst Mix (siehe Abbildung 23).

Ebenso wie beim blauen Wasserverbrauch nimmt auch der graue Wasserverbrauch der Szenarien Mischsystem und Maissilage mit größer werdendem Produktionssystem ab, wohingegen der Wasserverbrauch der Grassilage steigt. Dies liegt an der spezifischen Kraftfuttermittelzusammensetzung, die aufgrund der variierenden Mengen an Grassilage in allen drei Systemen unterschiedlich ist (siehe Tabelle 26).

Gesamtwasserverbrauch für Futtermittel

Um eine vollständige Aussage über die untersuchten Systeme treffen zu können, wird der blaue und graue Wasserverbrauch aggregiert.

Abbildung 24 Gesamtwasserverbrauch der Futtermittel im Best Mix



Quelle: Eigene Darstellung

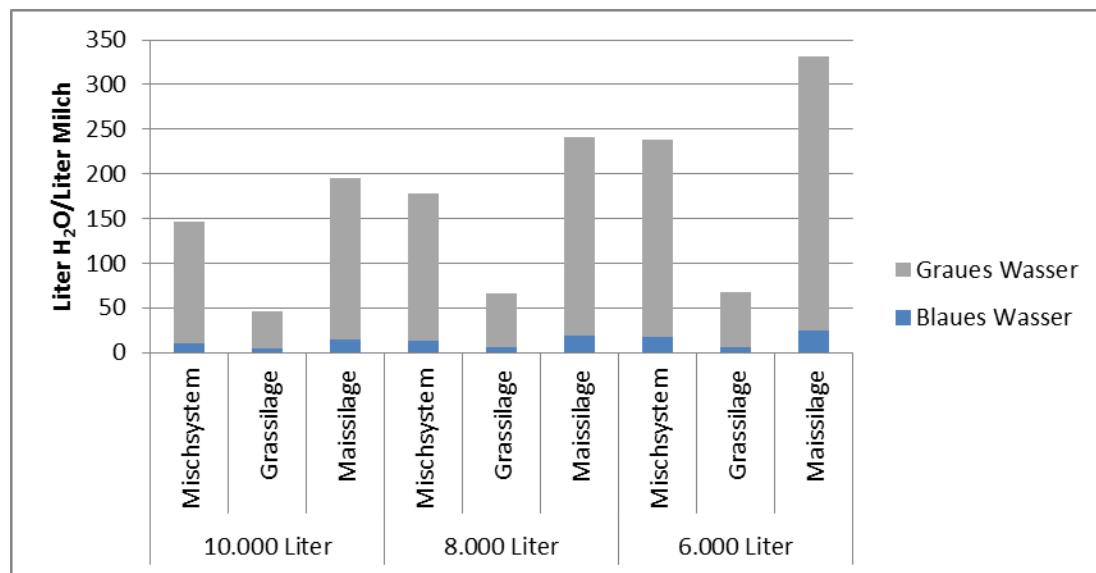
Der Anteil des grauen Wasserverbrauchs am Gesamtwasserverbrauch der Futtermittel ist im Best Mix um ein Vielfaches größer als der des blauen Wasserverbrauchs (siehe Abbildung 24).

Den geringsten Gesamtwasserverbrauch hat das Szenario Grassilage im 6.000 Liter-System, den höchsten Verbrauch das Szenario Maissilage im gleichen System.

Der bereits erwähnte große Einfluss der Kraftfuttermittelzusammensetzung wird durch die Ergebnisse des Gesamtwasserverbrauchs erneut bestätigt. Die Wasserverbräuche des Szenarios Mischsystem sind in den Systemen 10.000 und 8.000 Liter nahezu gleich trotz der unterschiedlichen Mengen der eingesetzten Futtermittel.

Ebenso wie im Best Mix hat auch im Worst Mix der graue Wasserverbrauch einen größeren Anteil am Gesamtwasserverbrauch der Futtermittel als der blaue Wasserverbrauch (siehe Abbildung 25). Den geringsten Verbrauch hat das Szenario Grassilage im 10.000 Liter-System, den höchsten das Szenario Maissilage im selben System. Wie bereits beim Best Mix als auch bei der separaten Betrachtung von blauem und grauem Wasserverbrauch erwähnt, führen die spezifischen Kraftfuttermittelzusammensetzungen auch im Worst Mix dazu, dass die Systeme trotz teilweise sehr unterschiedlicher Futtermittelzusammensetzung, ähnliche Ergebnisse aufzeigen.

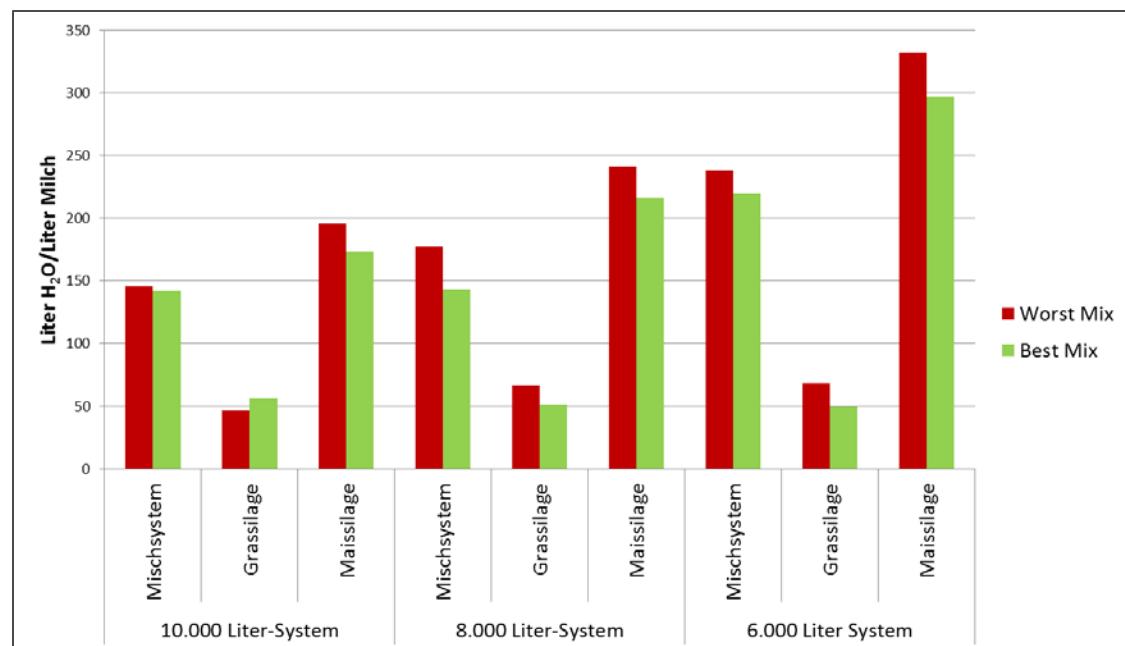
Abbildung 25 Gesamt Wasserverbrauch der Futtermittel im Worst Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Im Vergleich zum Best Mix ist der Wasserverbrauch im Worst Mix mit Ausnahme des Szenarios Grassilage im 10.000 Liter System höher (siehe Abbildung 26).

Abbildung 26 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für den Gesamt Wasserverbrauch der Futtermittel



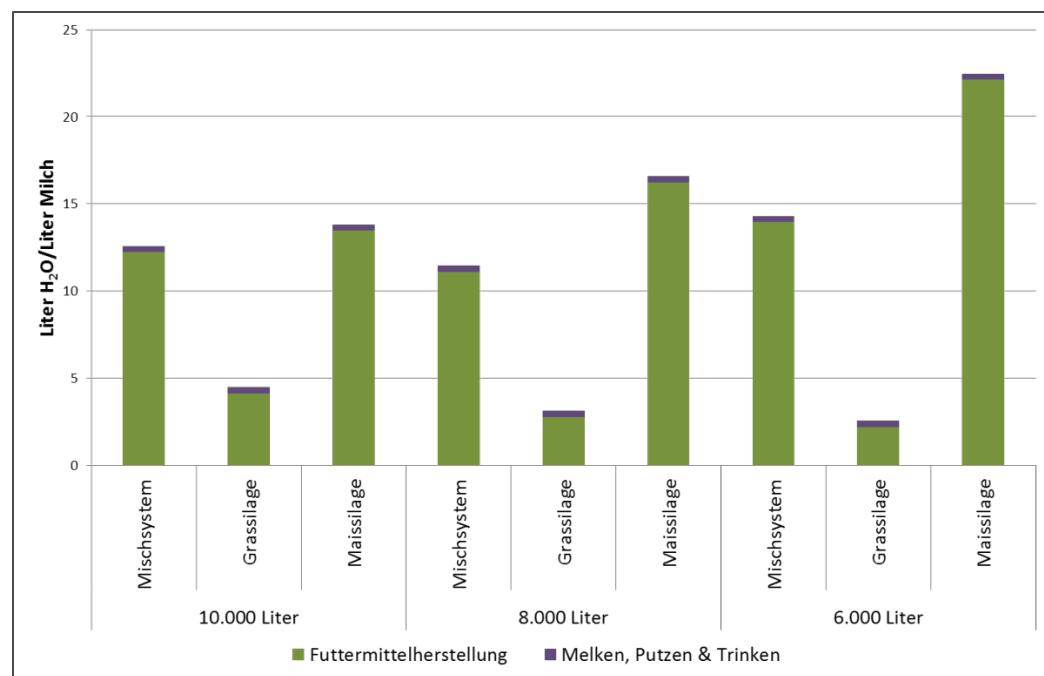
Quelle: Eigene Darstellung

Insgesamt lässt sich sagen, dass die Szenarien Mischsystem und Maissilage des 10.000 Liter-Systems einen geringeren Wasserverbrauch haben als in den anderen Systemen. Der Wasserverbrauch des Szenarios Maissilage ist im 6.000 Liter-System größer als in den anderen Systemen. Es ist zudem ein positiver Trend eines verringerten Wasserverbrauchs hinsichtlich zunehmender Produktionsmengen erkennbar.

Gesamtwasserverbrauchs für 1 Liter Rohmilch

Neben dem Wasserverbrauch für die Bewässerung der Futterpflanzen, wird Wasser auch zum Putzen der Ställe, zum Trinken für die Kühe und innerhalb des Betriebes eingesetzt. Zusätzlich wird Wasser in der Vorkette zur Herstellung von elektrischer Energie verbraucht, die fürs Melken benötigt wird (Mototoshita et al. 2011). Je nach betrachtetem Systeme macht dieser Anteil 5%-30% am blauen Wasserverbrauch aus. Es entsteht kein zusätzliches graues Wasser, da davon ausgegangen werden kann, dass bei einem Standort wie Deutschland die rechtlichen Vorschriften eingehalten werden und so das Abwasser in einer Abwasserbehandlungsanlage aufbereitet wird, bevor es in die Umwelt gelangt. Somit ist kein Frischwasser notwendig, um die entstandenen Abwassermengen zu verdünnen.

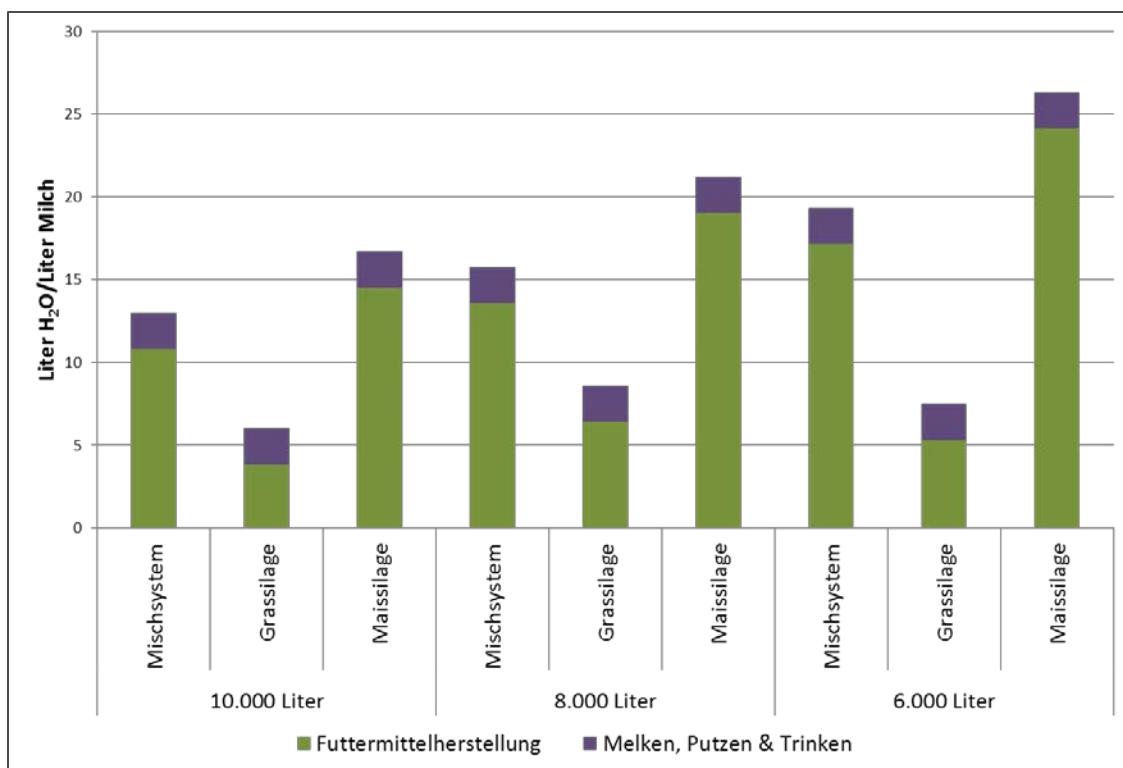
Abbildung 27 Blauer Gesamtwasserverbrauch im Best Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Der zusätzliche blaue Gesamtwasserverbrauch im Betrieb ist im Best Mix mit 0,34 Litern für alle betrachteten Systeme gleich (siehe Abbildung 27). Demnach steigt lediglich der Gesamtwasserverbrauch an, der jedoch nicht zu veränderten Trends innerhalb der Systeme führt.

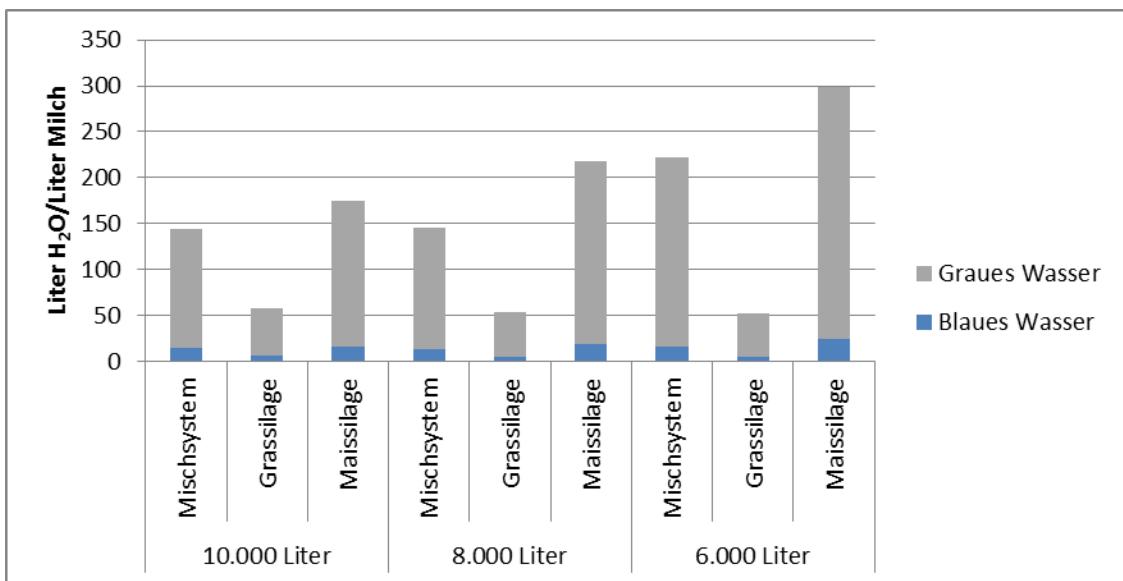
Abbildung 28 Blauer Gesamtwasserverbrauch im Worst Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Der blaue Wasserverbrauch fürs Melken, Putzen und Trinken im Worst Mix ist mit 2,18 Litern deutlich geringer (siehe Abbildung 28).

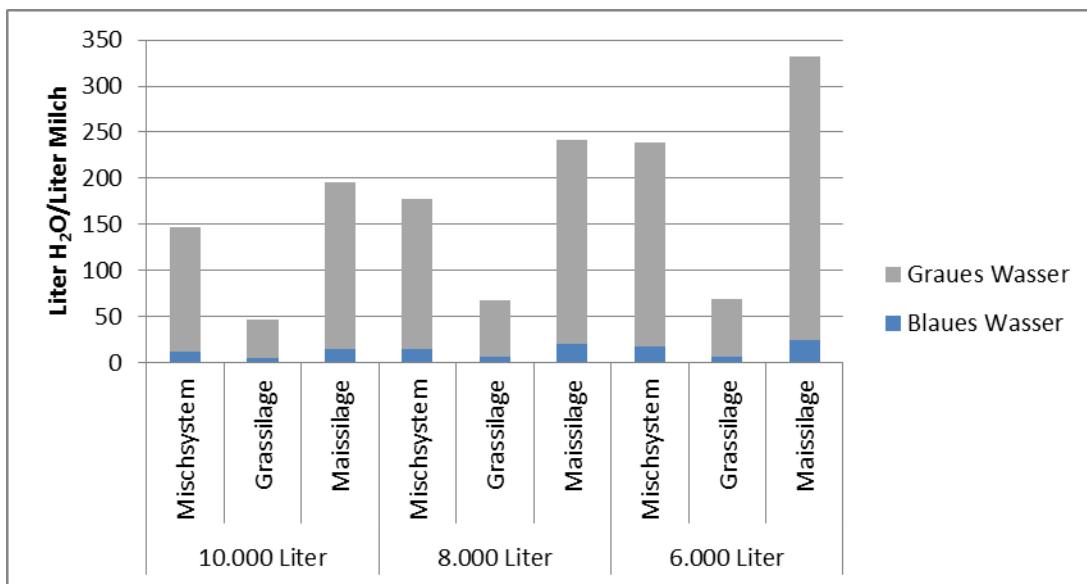
Abbildung 29 Gesamtwasserverbrauch (Summe graues und blaues Wasser; Best Mix)



Quelle: Eigene Darstellung

Da der Wasserverbrauch zum Putzen der Ställe, zum Trinken für die Kühe und innerhalb des Betriebes gesamt gesehen sehr gering ist, kommt es auch auf Ebene des Gesamtwasserverbrauchs sowohl im Best Mix (dargestellt in Abbildung 29) als auch im Worst Mix (dargestellt in Abbildung 30) zu keinen neuen Trends.

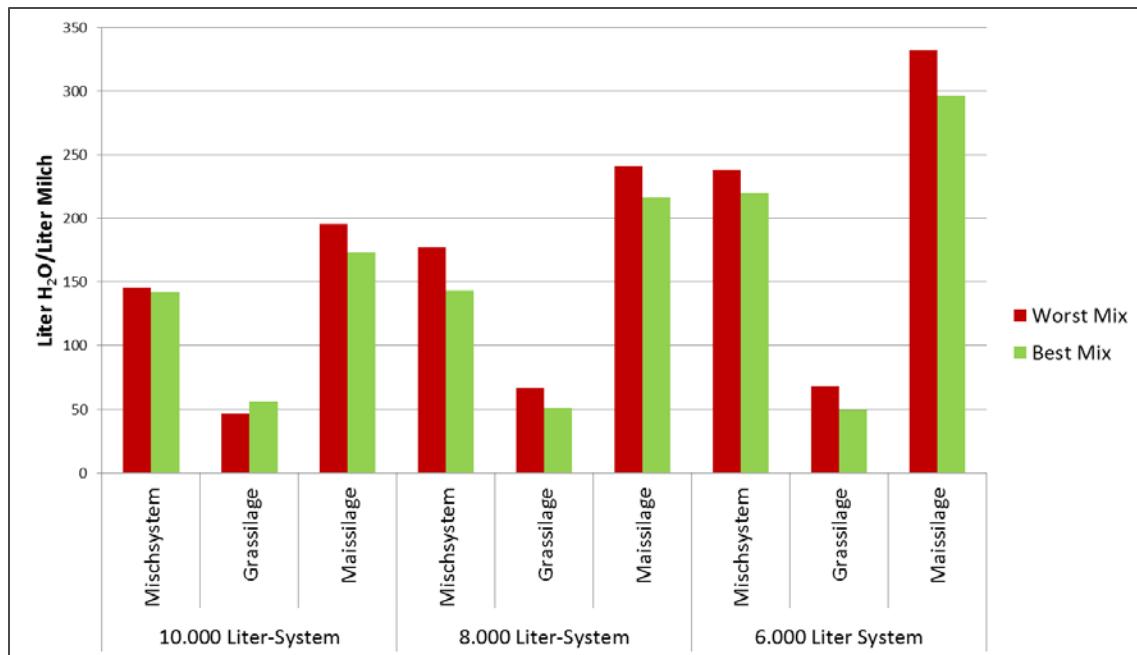
Abbildung 30 Gesamtwasserverbrauch (Summe graues und blaues Wasser; Worst Mix)



Quelle: Eigene Darstellung

Der Vergleich von Best Mix und Worst Mix zeigt, dass der Wasserverbrauch im Best Mix mit Ausnahme des Szenarios Grassilage im 10.000-Liter-System geringer ist als im Worst Mix.

Abbildung 31 Vergleich von Best Mix und Worst Mix des Gesamtwasserverbrauchs (Summe graues und blaues Wasser)



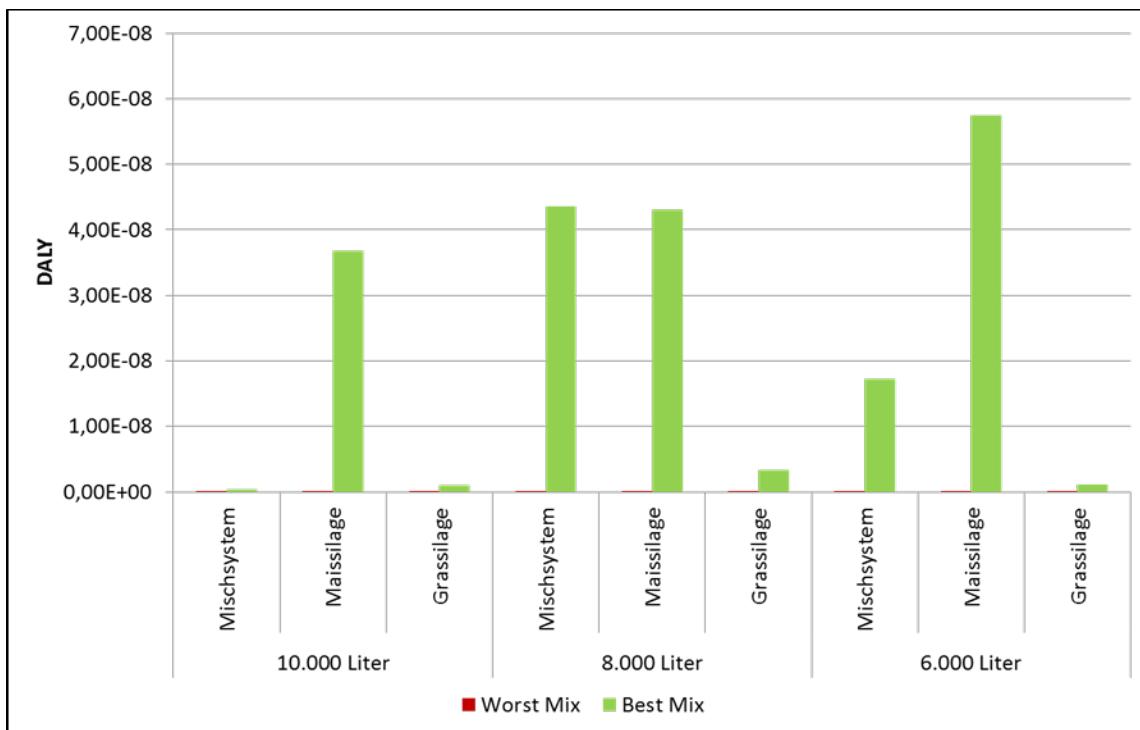
Quelle: Eigene Darstellung

Bewertung des Wasserverbrauchs auf Impact-Ebene

Zur Bestimmung des Water Footprints ist nicht nur die Betrachtung auf Liter-Ebene sondern auch auf Impact-Ebene von Bedeutung. Folgend werden die Ergebnisse der Methoden von Motoshita et al. (2011) und Pfister et al. (2009) für den Vergleich von Best Mix und Worst Mix dargestellt. Eine Unter-

scheidung in blaues und graues Wasser wird nicht mehr vorgenommen, da deren Anteile gleich bleiben.

Abbildung 32 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie von Motoshita et al.

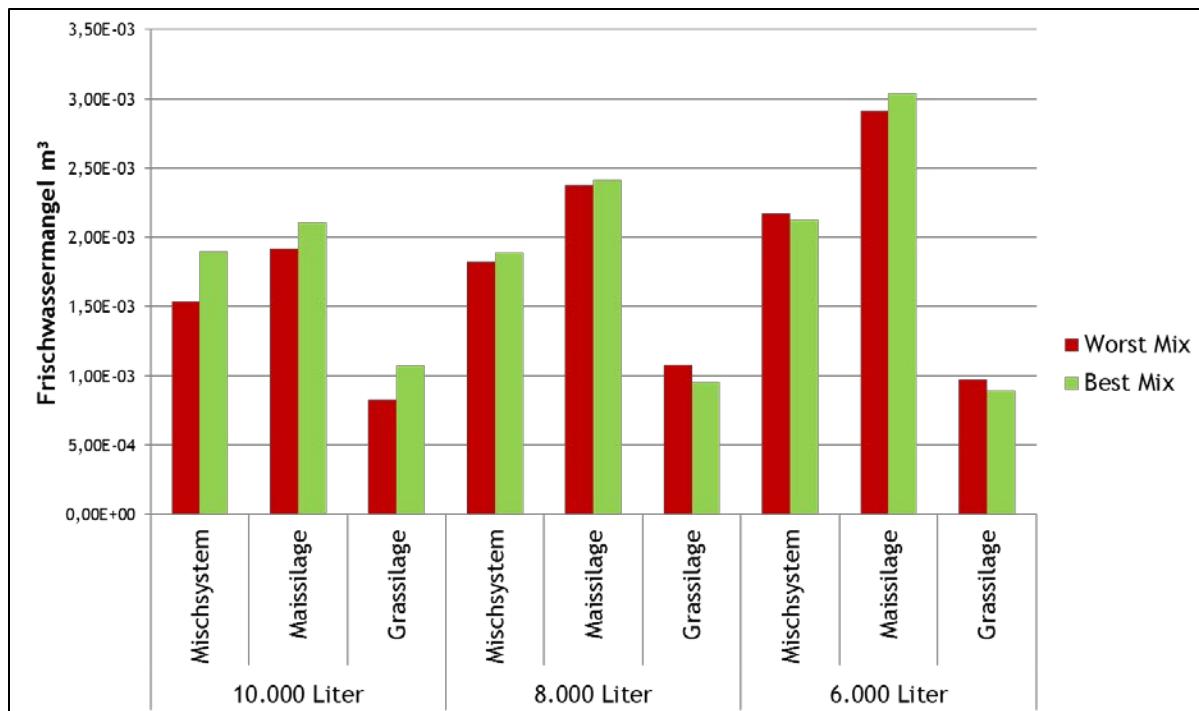


Quelle: Eigene Darstellung

Wie in Abbildung 32 zu sehen ist, hat der Worst Mix kaum einen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Dies lässt sich durch die Futtermittelzusammensetzung erklären, die im Worst Mix ausschließlich aus in Deutschland angebauten Futtermitteln besteht. In Deutschland ist die Wahrscheinlichkeit gering, dass durch eine Wasserentnahme die Verfügbarkeit an sauberem Trinkwasser abnimmt und es zu Gesundheitsschäden durch Infektionskrankheiten kommt.

Der große Einfluss der Szenarien Maissilage und Grassilage im Best Mix lässt sich auf die im Kraftfutter vorhandenen importierten Bestandteile Maiskleberfutter und Sojaschrot zurückführen. Beide Futtermittel werden im Szenario Grassilage nur in sehr geringen Mengen eingesetzt, daher ist der Einfluss des Szenarios ebenfalls gering. In den anderen Szenarien wird entsprechend mehr an importierten Kraftfutterkomponenten eingesetzt. Dabei weisen importierte Sojaschrote aus Argentinien und Ukraine die größten Auswirkungen auf. Erneut ist das Gesamtergebnis stark abhängig vom eingesetzten Kraftfutter.

Abbildung 33 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Frischwasserknappheit“ nach Pfister et al.

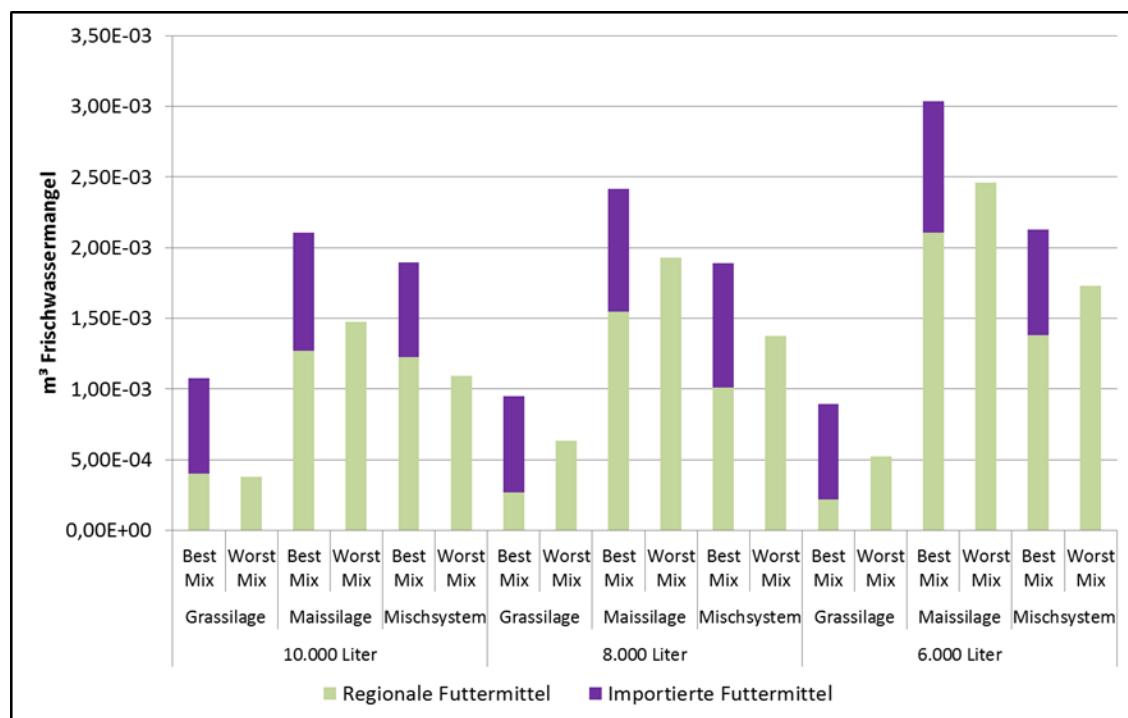


Quelle: Eigene Darstellung

Gegensätzlich zur Methode von Motoshita haben in der Wirkungskategorie Frischwasserknappheit (siehe Abbildung 33) sowohl Best Mix als auch Worst Mix einen großen Einfluss in den untersuchten Systemen.

Der geringe Unterschied zwischen Best Mix und Worst Mix liegt darin begründet, dass auch in Deutschland Wassermangel herrscht. Dieser ist zwar geringer als der anderer Länder wie USA oder Brasilien, gleicht aber aufgrund der größeren Mengen an in Deutschland produzierter Futtermittel den höheren Wasserverbrauch der importierten Kraftfutterkomponenten aus. Wie aus Abbildung 34 sichtbar wird, ist der Einfluss der importierten Futtermittel auf Wirkungsabschätzungsebene größer als auf volumetrischer Ebene (siehe Abbildung 18). Dies ist auch der Grund, warum der Best Mix nun schlechter abschneidet als der Worst Mix.

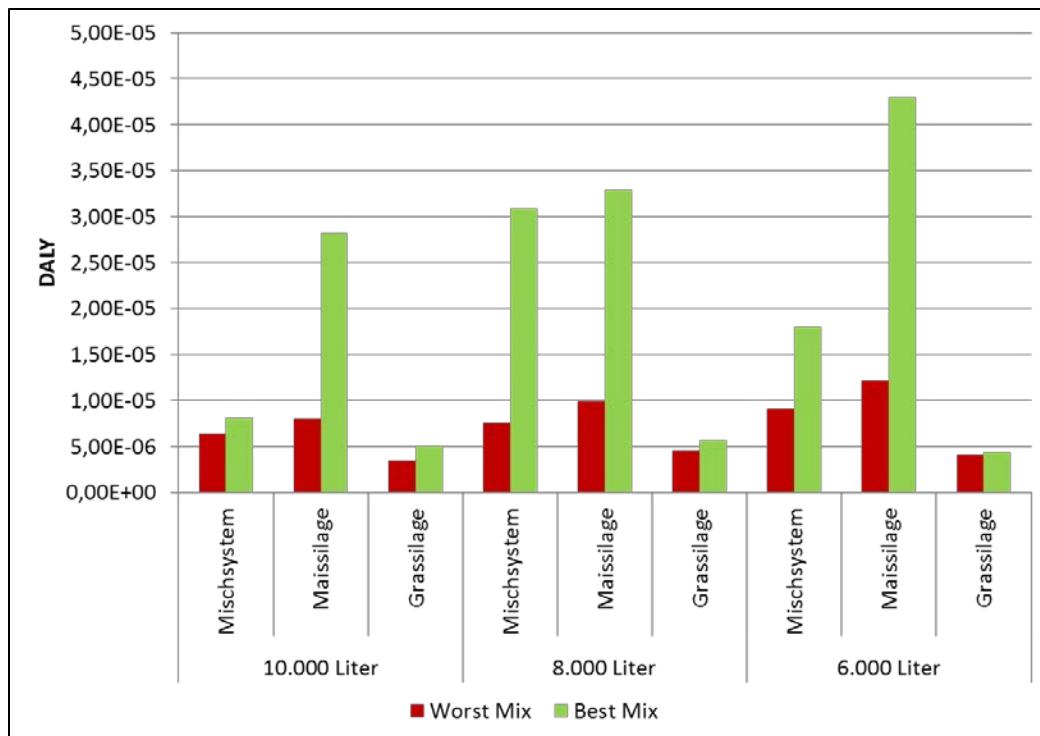
Abbildung 34 Vergleich der regionalen und importierten Futtermittel im Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Frischwasserknappheit“ nach Pfister et al.



Quelle: Eigene Darstellung

Das Szenario Grassilage schneidet in allen Systemen am besten ab, weil die Menge der importierten Futtermittel am geringsten ist und weil das Futtermittel Gras keinen blauen und grauen Wasserverbrauch hat. Das Szenario Maissilage hat in allen Systemen die größten Auswirkungen. Deutliche Unterschiede sind zwischen dem 10.000 und 6.000 Liter- System zu erkennen. Erneut wird deutlich, dass die Zusammensetzung des Kraftfuttermittels einen großen Einfluss auf das Ergebnis hat.

Abbildung 35 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Schaden auf die menschliche Gesundheit“ nach Pfister et al.



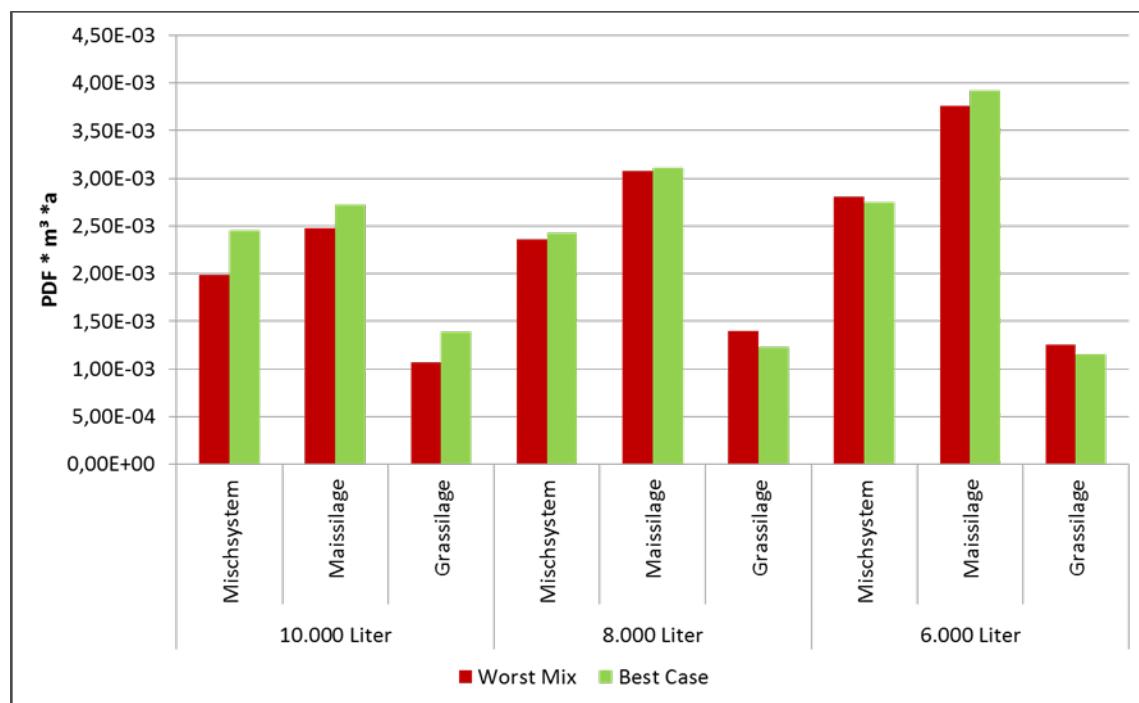
Quelle: Eigene Darstellung

Für die Wirkungskategorie Schaden auf die menschliche Gesundheit (siehe Abbildung 35) ist der Einfluss des Szenarios Grassilage am geringsten. Gründe hierfür wurden bereits erwähnt und umfassen sowohl Grobfutter- als auch Kraftfutterzusammensetzung. Der Einfluss des Szenarios Maissilage ist am größten, auch hier liegen die Gründe in der Grob- und Kraftfuttermittelzusammensetzung.

Deutliche Unterschiede sind zwischen dem 10.000 Liter und 6.000 Liter System erkennbar. Gegensätzlich zur Wirkungskategorie von Motoshita et al. wird bei Pfister der Schaden auf die menschliche Gesundheit durch Unterernährung aufgrund von fehlendem Wasser für die Landwirtschaft modelliert. Auch wenn dieser Aspekt in Deutschland insgesamt weniger Bedeutung hat als z. B. in Argentinien oder Brasilien, aus denen Sojaschrot importiert wird, so kommt doch der Großteil der Futtermittel aus Deutschland und gleicht den höheren Wasserverbrauch der importierten Kraftfutterkomponenten aus.

Mit größer werdendem Produktionssystem sinkt der Wasserverbrauch pro Liter Milch, allerdings sind die Unterschiede der Szenarien in den verschiedenen Systemen gering und können sich bei den hier unterstellten Annahmen abweichenden Kraftfuttermittelzusammensetzungen verändern.

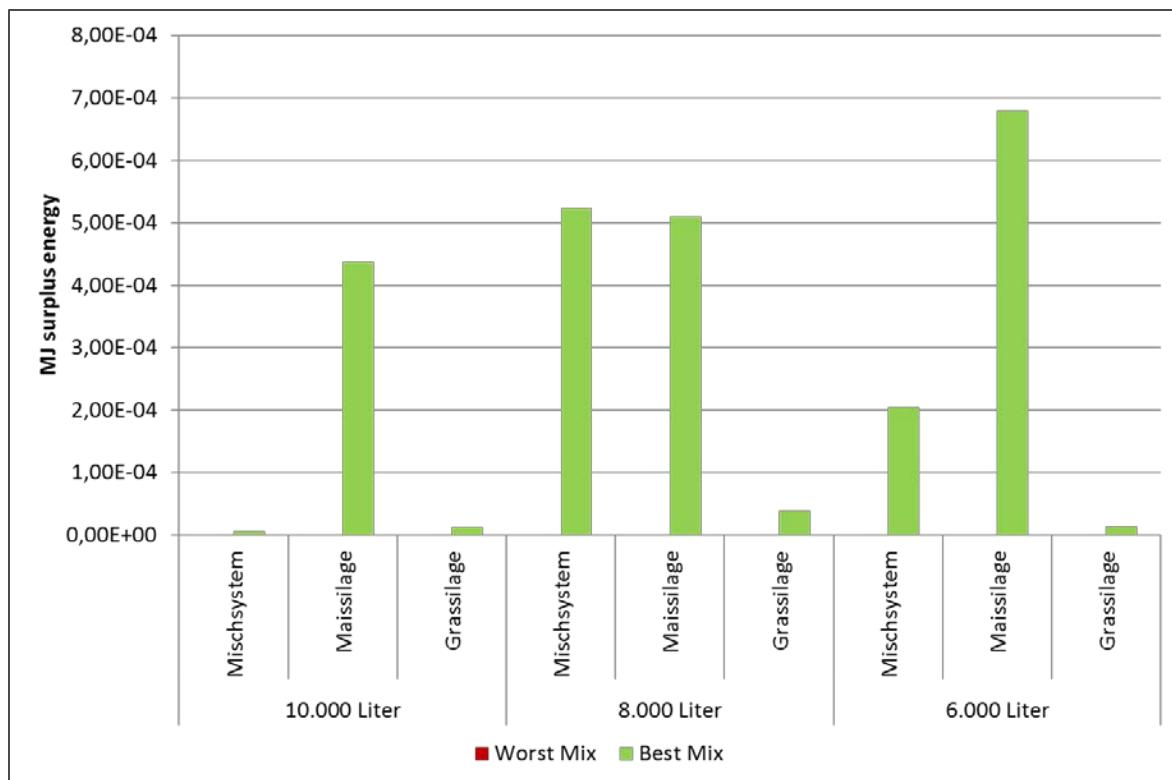
Abbildung 36 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie „Schaden auf das Ökosystem“ nach Pfister et al.



Quelle: Eigene Darstellung

Auch bei der Wirkungskategorie Schaden auf das Ökosystem (siehe Abbildung 36) gelten die bereits getroffenen Aussagen, dass das Szenario Grassilage den geringsten Einfluss und das Szenario Maissilage den größten hat. Zudem gibt es Unterschiede zwischen dem 10.000 Liter und 6.000 Liter System. Dies liegt ebenfalls an den spezifischen Grob- und Kraftfuttermittelzusammensetzung.

Abbildung 37 Vergleich von Best Mix und Worst Mix für die Wirkungskategorie "Schaden auf die Ressourcen" nach Pfister et al.



Quelle: Eigene Darstellung

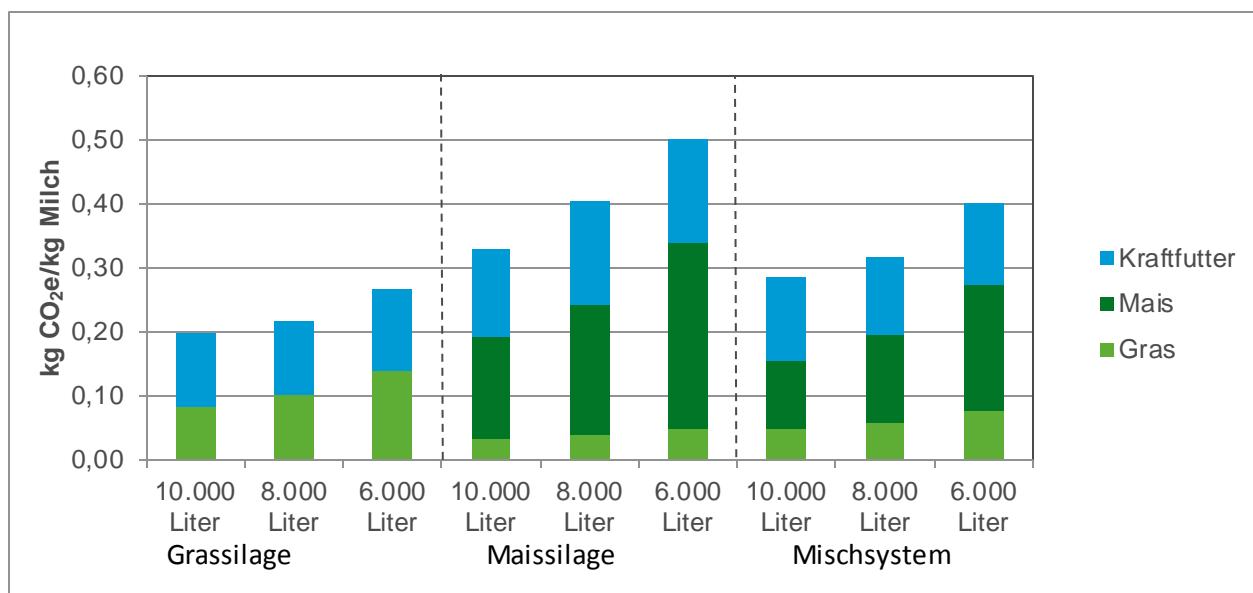
In Deutschland entsteht durch den Verbrauch von Wasser kein Schaden auf die Ressourcen, deswegen ist die Wirkungskategorie allein bestimmt von den importierten Kraftfuttermitteln. Für alle drei Systeme hat das Szenario Maissilage einen großen Einfluss auf das Ergebnis, ebenso wie das Szenario Mischsystem im 8.000 und 6.000 Liter-System. Der Einfluss des Szenarios Grassilage ist in allen Systemen gering.

Auch auf Impact-Ebene ist die Zusammensetzung des Grob- und Kraftfuttermittels sehr bedeutend für das Gesamtergebnis. Zudem ist ein Trend erkennbar, dass mit größeren Produktionssystemen der Wasserverbrauch sinkt, was allerdings nicht für alle Szenarien gilt. Der Einfluss der Szenarios Maissilage und Mischsystem sind für alle betrachteten Wirkungskategorien höher als der des Szenarios Grassilage.

4.6.5 Ergebnisse Carbon Footprint

Die Abbildungen Abbildung 38 und Abbildung 39 stellen, jeweils bezogen auf 1 Liter Rohmilch, die THG-Emissionen der Futtermittelmischungen für die drei unterschiedlichen Szenarien Grassilage, Maissilage und Mischsystem dar. Analog der in Tabelle 25 dargestellten Zusammensetzung des Kraftfutters zeigt Abbildung 38 die Ergebnisse für den Best Mix, während Abbildung 39 den Worst Mix abbildet.

Abbildung 38 Vergleich der THG-Emissionen für die drei Futtermittelsysteme-Szenarien – Best Mix



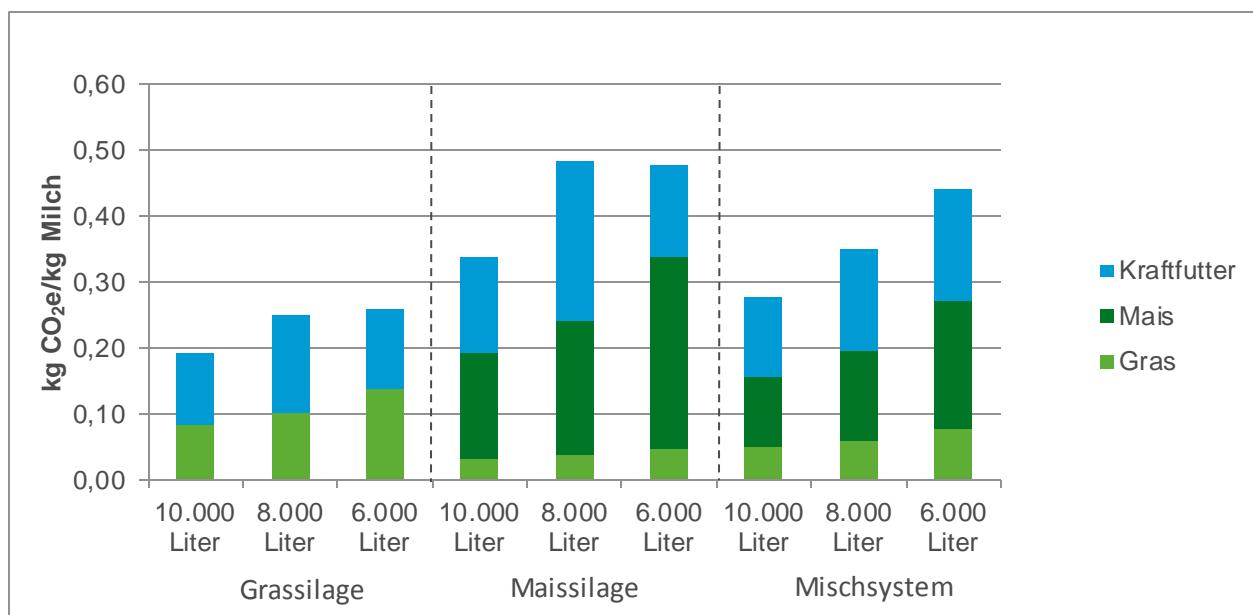
Quelle: Eigene Darstellung

Es kann grundsätzlich festgestellt werden, dass bei allen drei Milchleistungssystemen und sowohl im Best Mix (Abbildung 38) als auch im Worst Mix (Abbildung 39), das auf „Maissilage“ beruhende Futtermittelsystem hinsichtlich der THG-Emissionen am schlechtesten und das auf „Grasslage“ basierte Futtermittelsystem am besten abschneidet.

Außerdem zeigt sich, dass die auf 10.000 l basierenden Milchleistungssysteme durchweg besser abschneiden als die vergleichbaren 8.000 l und 6.000 l Milchleistungssysteme.

Die 6.000 l Milchleistungssysteme schneiden mit Ausnahme der Varianten „Grasslage -Worst Mix“ und „Maissilage – Worst Mix“ schlechter ab als die Systeme mit einer höheren Milchleistung (vgl. Abbildung 39). Die Ergebnisse der Kraftfuttermittelmischung „Worst Mix“ (vgl. Abbildung 39) zeigen außerdem auch deutlich, wie groß der Einfluss der verwendeten Kraftfuttermischung auf den PCF der Gesamtfuttermischung ist. Da Kraftfuttermischungen von Landwirt zu Landwirt und von Jahr zu Jahr (je nach Erntesituationen und Preis einzelner Kraftfutterkomponenten) sehr variabel zusammengesetzt werden, wird hiermit deutlich welchen Schwankungsbreiten der tatsächliche PCF einer Futtermittelmischung unterliegt.

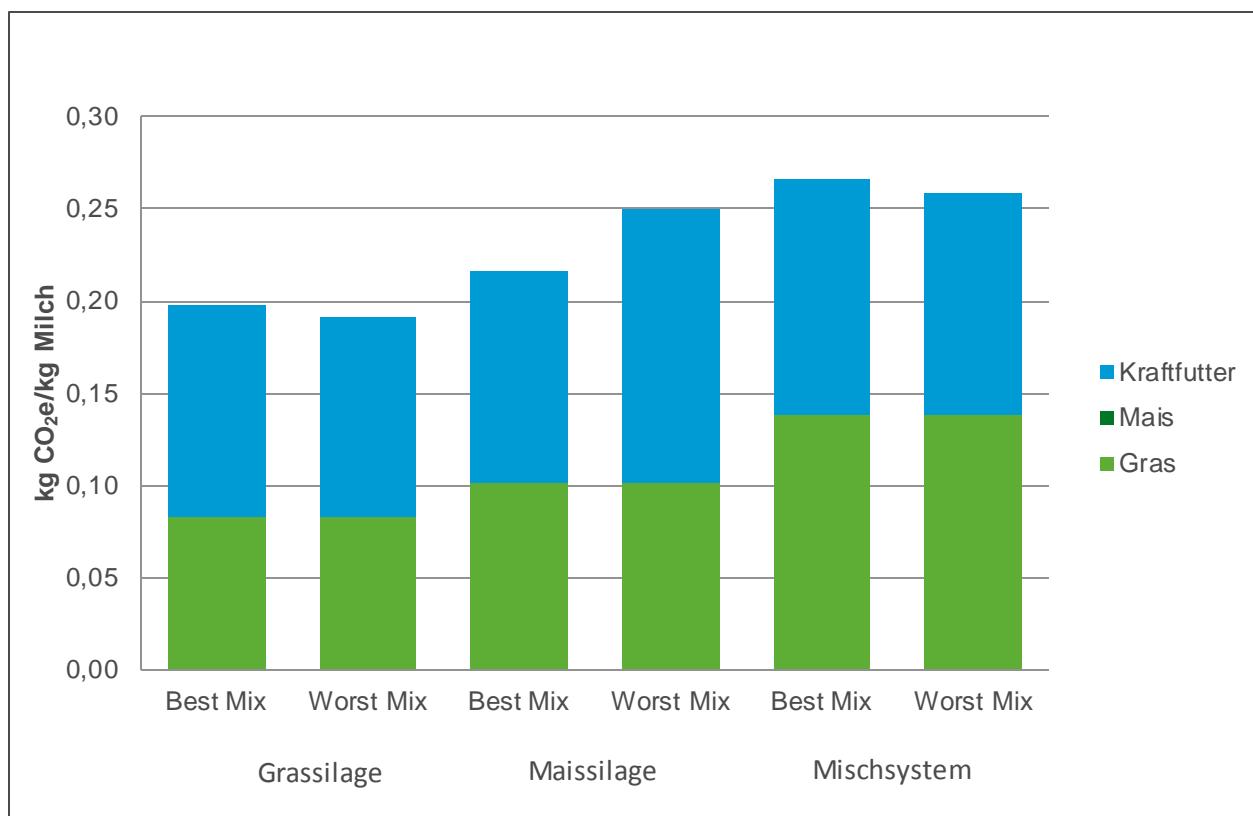
Abbildung 39 Vergleich der THG-Emissionen für die drei Futtermittel-Szenarien – Worst Mix



Quelle: Eigene Darstellung

Um die Unterschiede zwischen den Szenarien Best Mix und Worst Mix besser erkennen zu können, werden nachstehend für die Szenarien Grassilage (Abbildung 40) und Maissilage (Abbildung 41) die Ergebnisse direkt gegenübergestellt.

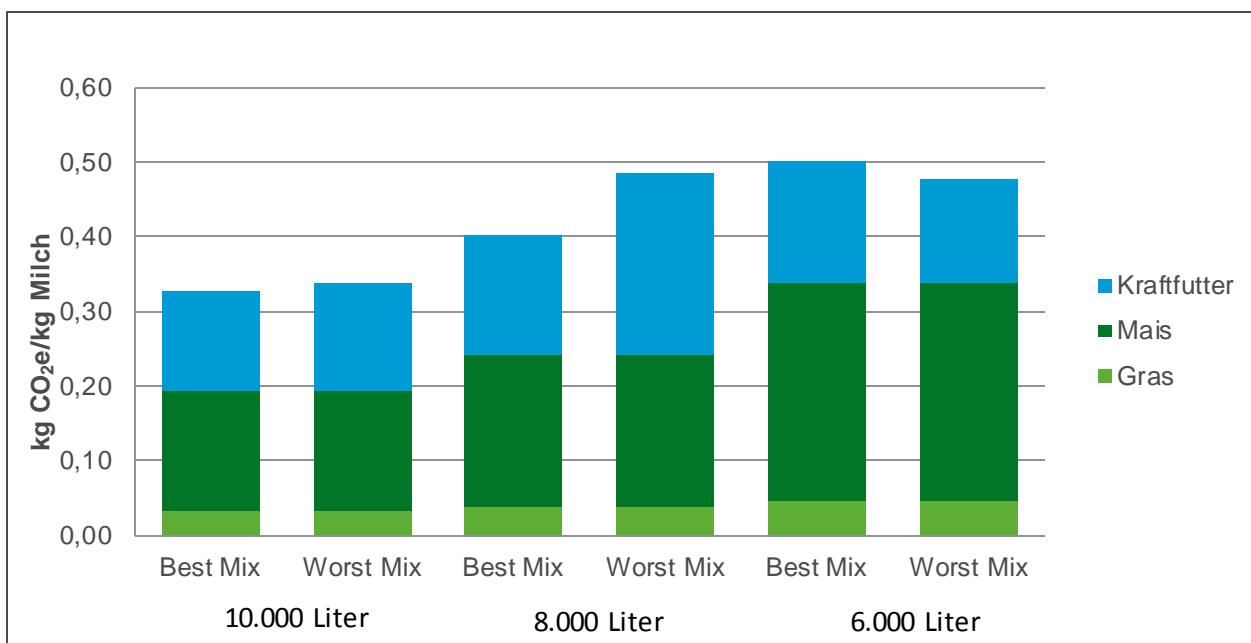
Abbildung 40 Beitragsanalyse für das Szenario Grassilage



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 40 zeigt, dass im Szenario Grassilage die THG-Emissionen zwischen Worst und Best Mix vor allem beim 6.000 Liter und 10.000 Liter System sehr nahe beieinander liegen. Sowohl beim Hochleistungssystem mit 10.000 Liter als auch beim System mit 6.000 Liter liegen die Emissionen im Worst Mix etwas unter denen des Best Mix. Beim System mit 8.000 Liter Jahresmilchleistung liegen die THG-Emissionen im Best Mix tiefer als im Worst Mix. Außerdem hat der Anteil des Kraftfutters insgesamt einen höheren Beitrag an den THG-Emissionen als der Grobfutteranteil. Der große Einfluss des Kraftfutteranteils bzw. der spezifischen Kraftfuttermischung auf die THG-Emissionen der Gesamtfuttermischung zeigt sich hier vor allem bei einer Jahresleistung von 8.000 Liter Milch. Hier liegen die THG-Emissionen des Worst Mix deutlich über denen des Best Mix.

Abbildung 41 Beitragsanalyse für das Szenario Maissilage



Quelle: Eigene Darstellung

Beim Szenario Maissilage (Abbildung 41) hat der Anteil des Kraftfutters insgesamt einen niedrigeren Beitrag an den THG-Emissionen als beim oben diskutierten Szenario Grassilage, wodurch die Unterschiede zwischen Worst Mix und Best Mix höher ins Gewicht fallen. Während bei einer Jahresleistung von 6.000 Liter Milch der Worst Mix noch etwas geringere THG-Emissionen als Best Mix hat, liegen bei 8.000 Liter Milch die THG-Emissionen im Worst Mix deutlich, bei 10.000 Liter Milch geringfügig über denen im Best Mix.

4.6.6 Sensitivitätsbetrachtung: Vergleich der Treibhausgasemissionspotenziale von Soja aus verschiedenen Anbauländern

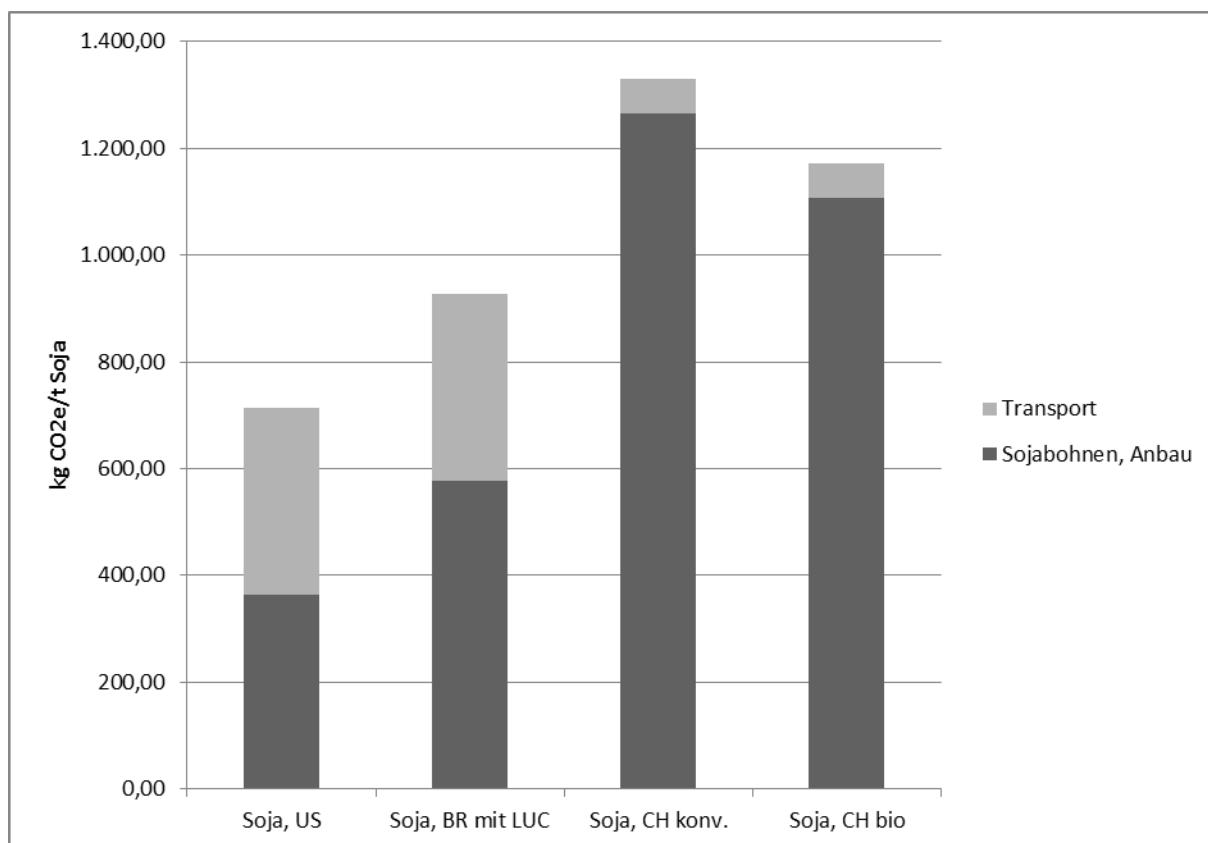
Das in den verschiedenen konventionell Milch produzierenden Systemen eingesetzte importierte Kraftfutter setzt sich aus verschiedenen Einzelkomponenten zusammen. Hierzu gehört u.a. auch Sojaschrot. Rund 16% des Sojas, das im Rahmen der Milchproduktion eingesetzt wird, stammt aus Argentinien, weitere rund 47% aus den USA, rund 29% aus Brasilien und rund 8% aus China.

Der Sojaanbau hat in den letzten 20 Jahren vor allem in Brasilien und Argentinien stark zugenommen. Dieser Anbauzuwachs ging außerdem einher mit einer Zunahme der gesamten landwirtschaftlichen Anbaufläche und einer Abnahme von Waldfäche bzw. von Grasland. Es ist also davon auszugehen, dass die Neuanlage von Sojafeldern auf Kosten von Primärwaldfläche bzw. von Graslandsystemen erfolgte. Vor diesem Hintergrund stellt sich hier die Frage, welchen zusätzlichen Einfluss Landnutzungsänderungen (land use change, abgekürzt LUC) an den THG-Emissionen einnehmen.

In Abbildung 42 sind die Treibhausgasemissionspotenziale von Soja aus verschiedenen Anbauländern bzw. aus verschiedenen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungen dargestellt. Soja aus Brasilien hat aufgrund der oben erwähnten mit dem Anbau einhergehenden Landnutzungsänderungen ein Treibhausgasemissionspotenzial von rund 580 kg CO₂e/t Soja. Soja aus den USA hat hingegen nur ein Treibhausgasemissionspotenzial von rund 360 kg CO₂e/t Soja. Soja aus der Schweiz weist ein Treibhausgasemissionspotenzial von rund 1265 kg CO₂e/t Soja aus konventionellem Anbau bzw. ein Treibhausgasemissionspotenzial von rund 1100 kg CO₂e/t Soja aus biologischem Anbau auf. Das höhere Treibhausgasemissionspotenzial für Soja aus der Schweiz geht vermutlich auf die für den Sojaanbau weniger gut geeigneten Anbaubedingungen in der Schweiz zurück.

Die Herkunft eines Kraftfuttermittels hat also durchaus aufgrund verschiedener Ursachen einen Einfluss auf die Höhe der Treibhausgasemissionen. Das Beispiel „Soja“ macht deutlich, dass detaillierte Empfehlungen zum Bezug von Futtermitteln nur auf der Basis einer soliden Datenlage zu den verschiedenen Anbauarten ausgearbeitet werden können. In dieser Hinsicht umfassende Daten stehen bislang nicht allerdings zur Verfügung.

Abbildung 42 Vergleich des Treibhausgasemissionspotenzials von Soja aus verschiedenen Anbauländern bzw. aus unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftung



Quelle: Eigene Darstellung

4.6.7 Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die Entwicklung von Vergabekriterien

Für die Vergabe des Blauen Engels bedeuten die in den vorangegangenen Abschnitten diskutierten Ergebnisse zum Water Footprint und zum Carbon Footprint gleichermaßen, dass der Kraftfuttermitteleinsatz nicht als Indikator verwendet werden sollte, da der Wasserverbrauch sowie die THG-Emissionen je nach Zusammensetzung sehr schwanken. Zur Bestimmung des Wasserverbrauchs eines Betriebes müssten die genauen Futtermittelzusammensetzungen bekannt sein. Zudem wäre es dann

auch notwendig über einen längeren Zeitraum Daten von mehreren Betrieben zu sammeln und darauf aufbauend Grenzwerte für die Ermittlung von Vergabekriterien ableiten zu können.

Die Untersuchung hat auch gezeigt, dass vor allem die importierten Futtermittel einen großen Einfluss sowohl auf den Water Footprint als auch den Carbon Footprint haben. Kriterien, die auf die Zusammensetzung der Kraftfuttermischung und/oder die Herkunft des Kraftfutters beziehen, wie dies beispielsweise im Rahmen der Initiative „Climate Marking“ praktiziert wurde, lassen sich aus Sicht des PCFs aufgrund der mangelnden Datenlage nicht formulieren. Aus der Perspektive des PWF wäre es denkbar ein Kriterium im Hinblick auf die Herkunft der Futtermittel zu formulieren: z.B. Blauer Engel, wenn Futtermittelanbau nur in Ländern mit WSI < 0,4.

Bei einem solchen Vorgehen besteht allerdings die Gefahr von Rebound-Effekten, sowohl auf ökologischer als auch sozialer Ebene.

Des Weiteren wäre es möglich ein Vergabekriterium auf Grundlage der Szenarien festzulegen. Das Szenario Grassilage schneidet zum einen mit Blick auf den Carbon Footprint und zum anderen beim Water Footprint, und hier sowohl auf Inventar- als auch auf Impactebene, am besten ab. Allerdings wird davon ausgegangen, dass die Kühe in diesem Szenario neben dem Kraftfuttermittel, Heu und Stroh zu 100% mit Grassilage gefüttert werden. Die breite Realisierbarkeit eines solchen Fütterungssystems müsste geprüft werden. Eine weitere Möglichkeit böte die Anzahl der Laktationsphasen. In Hochleistungsbetrieben sind drei Laktationsphasen bereits viel. In Biobetrieben werden oftmals deutlich mehr als drei Laktationsphasen durchlaufen. Allerdings sinkt auch mit steigender Laktationsphase die Milchausbeute, so dass ein System mit mehreren Laktationsphasen erneut hinsichtlich des Wasserverbrauchs und der THG-Emissionen bezüglich eines Liters Rohmilch analysiert werden müsste.

Die vorliegende Studie untersucht nur den Water Footprint und den Carbon Footprint und kann keine Aussagen über andere wichtige Faktoren zur Label-Vergabe wie beispielsweise den Tierschutz treffen. Aufbauend auf den hier untersuchten Systemen kann z.B. nicht auf das Tierwohlsein geschlossen werden. Weitere Umweltwirkungen und potenzielle negative Effekte müssen für jedes System individuell bestimmt werden und im Zuge dessen eigene Kriterien erarbeitet werden. Eine Anlehnung an existierende Label der Ökolandbau-Verbände oder des EU Bio-Siegels ist hier jedoch denkbar.

4.7 Weitere mögliche Maßnahmen zur Reduktion des Treibhausgasemissionspotenzial von Milchprodukten

In den Kapiteln 4.4 und 4.5 sind neben der Reduktion des Treibhausgasemissionspotenzials von Rohmilch über eine Reduktion des Beitrags, der durch die eingesetzten Futtermittel erzeugt wird, weitere Emissionsquellen und Minderungsoptionen dargestellt.

Im Folgenden sollen die wichtigsten Reduktionspotenziale noch einmal zusammengefasst werden und mögliche Maßnahmen zur Ausschöpfung dieser Reduktionspotenziale genannt werden.

Zusammenfassend können folgende weitere wichtige Reduktionspotenziale in der Rohmilchherstellung genannt werden:

- ▶ **Nutzung des Wirtschaftsdüngers als Koferment in betriebseigenen oder gemeinschaftlichen Biogasanlagen in Kombination mit dem Biomasseaufwuchs von Grünbrachen, Zwischenfrüchten und/oder Kulturen auf wiedervernässt Moorfläche.** Nach Hirschfeld et al. (2008) ergibt sich je nach Modellbetrieb ein Reduktionspotenzial von bis zu 13%⁴³ für den PCF von Rohmilch. Eine weitere Reduktion der Treibhausgasemissionen kann hier durch die Nutzung der bei der Stromerzeugung entstehenden Abwärme erzielt werden

⁴³ Deutlich höher sind die Reduktionspotenziale bei der Rindermast, wo durch den Einsatz einer Biogasanlage bis zu 24% der Emissionen reduziert werden können (Hirschfeld et al. 2008).

(z.B. zu Heizzwecken, zur Trocknung von Erntegut oder Brennholz, zur Warmwasserbereitstellung) (vgl. Kapitel 4.5.3 und Abbildung 11).

- ▶ **Renaturierung bzw. Wiedervernässung von Moorböen und Nutzung als Paludikultur bzw. kein Umbruch von Grünland auf Moorböden und auf anderen humusreichen Standorten.** Laut Nationalem Inventarbericht werden bei Ackernutzung von Moorböden rund 40 t CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr freigesetzt (zitiert aus Hirschfeld et al. 2008). Die Agrarproduktion auf Moorböden verursacht knapp 30% der Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft. Mit Maßnahmen in diesem Bereich ließen sich bis zu 37 Mio t CO₂-Äquivalente pro Jahr vermeiden (Hirschfeld et al. ebd.).
- ▶ **Verbesserung des betrieblichen Stickstoffmanagements (u.a. basierend auf Wirtschaftsdüngeranalysen, Pflanzenanalysen) durch Erarbeitung von Maßnahmenplänen auf Betriebsebene.** Nach Dämmgen (2006) zitiert aus Hirschfeld (2008) werden 30% der direkten N2O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden durch die Gabe von Mineraldünger (10,6 Mio t CO₂-Äquivalente) verursacht. Laut Osterburg et al. (2009a und b) sind erhebliche Potenziale für eine Steigerung der N-Ausnutzung zu vermuten. Hierfür stehen verschiedene Maßnahmen angefangen von einer verbesserten N-Mineraldüngerausbringungstechnik(Exaktstreuer) über die Nutzung des Biomasseaufwuchses von Grünbrachen zur Biogasgewinnung bis hin zur Grünlandextensivierung zur Verfügung (vergleiche Osterburg et al. 2009).

Aus unserer Sicht ist die Formulierung von Vergabekriterien im Rahmen eines „Blauen Engels für klimafreundliche Milchprodukte“ nicht der richtige Ansatz, um die Realisierung der Ausnutzung dieser Reduktionspotenziale voran zu treiben. Dies trifft vor allem auf die beiden zuerst genannten Minde rungspotenziale „**Nutzung des Wirtschaftsdünger als Koferment“ und „Renaturierung bzw. Wiedervernässung von Moorböden**“ zu. Hier erscheint es sinnvoller entsprechende Förderanreize zu schaffen, um diese Reduktionspotenziale auszunutzen. Dies könnte die Vergabe von günstigen Krediten zum Bau von Biogasanlagen sein oder die Entlohnung von landschaftspflegerischen Maßnahmen bei einer Nutzungsänderung von humusreichen Standorten. Es ist jedoch anzumerken, dass Flächen nutzungsänderungen bzw. damit verbundene Einschränkungen der Produktionsmöglichkeiten durch Verlagerungseffekte zu Intensivierung und Landnutzungsänderung an anderen Orten führen können (Osterburg et al. 2009). Daher sollte die Schaffung von Förderreizen, die auf die Nutzungsänderung von humusreichen Standorten abzielt, nur in Kombination mit einer sorgfältigen Prüfung der Wirkungen von landnutzungsbezogenen Maßnahmen erfolgen. Im Rahmen dieser Prüfung sollten auch Empfehlungen erarbeitet werden, wie entsprechende Bumerang-Effekte vermieden werden können. Eine solche Prüfung könnte auch eine Studie beinhalten, die die Treibhausgasemissionspotenziale von weltweit angebauten Futtermittelpflanzen ermittelt. Hieraus könnten dann auf den Klimaschutz abzie lende herkunftsbezogene Empfehlungen abgeleitet werden.

4.8 Diskussion der Klimaschutzkriterien für Milchprodukte der schwedischen Initiative „Climate certification for Food“ bzw. „Climate Marking“

Im Falle der schwedischen Initiative „Climate Marking“ wurden basierend auf den Ergebnissen von bereits verfügbaren Ökobilanzen und im Rahmen von Fachexpertengesprächen klimaschutzbezogene Kriterien für die Produktion von verschiedenen Lebensmitteln, u.a. Milchprodukte erarbeitet (vgl. Kapitel 2.2.2 und 2.2.3). Die Kriterien wurden entlang des gesamten Lebensweges (Futtermittelproduktion und Tierzucht – Verarbeitung – Verpackung, Transport und Lagerung) formuliert. Die so entwickelten Kriterien sollen in existierende Nachhaltigkeitskennzeichnungen für Lebensmittel in Schweden integriert werden. So sollen über die nächsten Jahre hinweg alle Produkte, die mit dem schwedischen Ökolabel „KRAV“ für Lebensmittel gekennzeichnet sind, auch nach den entwickelten Klimaschutzkrite rien zertifiziert werden⁴⁴.

⁴⁴ Die Kriterien sind im Quellenverzeichnis unter KLIMATCERTIFYING FÖR MAT (2010) aufgeführt.

Produkte, die die gestellten Anforderungen erfüllen, können mit der Auszeichnung „Klimazertifizierte Produktion“ ausgezeichnet werden. Die Überprüfung der Erfüllung der Anforderungen muss durch eine unabhängige nach EN 45011 (oder einem gleichwertigem Akkreditierungssystem) akkreditierte Zertifizierungsorganisation erfolgen.

Die Kriterien, die im Rahmen der schwedischen Initiative für **Milchprodukte** entwickelt wurden, sind im Anhang aufgelistet und sollen hier kurz diskutiert werden.

Die im Rahmen der Initiative „Climate Marking“ entwickelten Anforderungen für Milchprodukte lassen sich für die Lebenszyklusabschnitte bis zur Rohmilcherzeugung in vier verschiedene Bereiche untergliedern:

- ▶ Anforderungen auf Betriebsebene mit dem Ziel „Energieeffizienterer Energieverbrauch und Ersatz fossiler Energieträger durch erneuerbarer Energieträger im landwirtschaftlichen Betrieb“, sowie Ersatz klimaschädlicher Kühlmittel im landwirtschaftlichen Betrieb
- ▶ Anforderungen an die Nutzung von torfreichen Böden
- ▶ Anforderungen an den Futtermittelanbau mit dem Ziel durch Düngung verursachte N2O-Emissionen zu reduzieren
- ▶ Anforderungen an die Milchproduktion mit dem Ziel die Tiergesundheit zu erhöhen und Ausfallraten zu minimieren, sowie den Beitrag des Treibhausgasemissionspotenzials der durch den Futtermitteleinsatz hervorgerufen wird, zu reduzieren.

Des Weiteren enthält der Kriterienkatalog allgemeine Kriterien zum Transport, Verarbeitung und Verpackung von Lebensmitteln, die sehr allgemein formulierte Vergabeanforderungen darstellen, wie beispielsweise die Wahl von klimafreundlichen Verpackungsalternativen, eine verpflichtende Verbesserung der Energieeffizienz von weiterverarbeitenden Unternehmen, der Bezug von Strom aus erneuerbaren Energien, etc.

Für die Vergabe des Labels „Klimazertifizierte Produktion“ für Milchprodukte sind eine Reihe von Anforderungen formuliert, die darauf abzielen, dass die Energieverbräuche im landwirtschaftlichen Betrieb reduziert werden, bzw. fossile Energieträger durch erneuerbare Energieträger ersetzt werden. Die landwirtschaftliche Produktion hat zwar den größten Anteil am Treibhausgasemissionspotenzial von Rohmilch, jedoch tragen hier der Verbrauch an Energie und Treibstoff im landwirtschaftlichen Betrieb (z.B. Treibstoffbedarf für den Maschineneinsatz im Futtermittelanbau, Energiebedarf zum Melken und Kühlen der Rohmilch, etc.) nur im verschwindend geringen Maße zum Treibhausgasemissionspotenzial von Rohmilch bei (vgl. beispielsweise Lindenthal et al. 2009, Hirschfeld et al. 2008). Die Wirkungen dieser Anforderungen hinsichtlich der Senkung des Treibhausgasemissionspotenzials von Rohmilch sind folglich verschwindend gering und angesichts bestehender Unsicherheiten bei der Berechnung der großen Beitragspotenziale zum PCF von Rohmilch, nicht richtungssicher quantifizierbar. Der Ersatz von fossilen Energieträgern durch erneuerbare Energieträger, beispielsweise der Einsatz von Biokraftstoffen ist außerdem umstritten, nicht zuletzt durch das Problem der Flächennutzungskonkurrenz für den Nahrungsmittelanbau (vgl. WBGU 2009). Hier sollte die Anforderung weiter zugespitzt werden in Richtung einer nachhaltigen Nutzung von Biomasse als erneuerbarer Energieträger. Weiterhin ist in den Anforderungen ein verpflichtender Bezug von Strom aus regenerativen Energien formuliert. Eine entsprechende Formulierung wäre jedoch nicht konsistent mit der Kriterienentwicklung für Produkte, die im Rahmen des Clusters „Schützt das Klima“ mit dem Blauen Engel gekennzeichnet werden.

Insgesamt ist aus unserer Sicht der mit diesen Anforderungen erzielte Effekt zu gering als das diese – angesichts des hierfür erforderlichen Aufwands - gerechtfertigt erscheinen.

Weiterhin werden Anforderungen zur Nutzung von torfreichen Böden gestellt. Diese adressieren eine der großen landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionsquellen. Eine Quantifizierung dieses Reduktionspotenzials auf Produktebene ist kaum möglich. Hier könnten nur Reduktionspotenziale auf Be-

triebsebene erfasst werden. Je nach Region stellt diese Anforderung jedoch auch eine Benachteiligung von Betrieben dar, die einen hohen Anteil an Flächen mit torfreichen Böden besitzen. Es stellt sich hier die Frage, ob es zur Erreichung des Ziels nicht sinnvoller ist, entsprechende Anreize zu schaffen, dass die Landwirte diese Flächen aus der ackerbaulichen Nutzung heraus nehmen, wie beispielsweise die Entlohnung von landschaftspflegerischen Maßnahmen mit entsprechenden Auflagen für die Pflege der Flächen (vgl. Kapitel 4.7).

Ein weiterer großer Teil der formulierten Anforderungen zielt auf die Verringerung der durch Düngung verursachten N₂O-Emissionen ab. Diese adressieren einen der größeren Beiträge zum Treibhausgasemissionspotenzial von Rohmilch (vgl. Kapitel 4.5.2). Wie in Kapitel 4.5.2 dargestellt, ist eine Quantifizierung der Lachgasemissionen aus gedüngten landwirtschaftlich genutzten Böden jedoch extrem schwierig, da sowohl bodenphysische Parameter, als auch die Bodenbewirtschaftungsweise die Höhe der Emissionen beeinflussen. Aus diesem Grund ist auch eine Abschätzung des Reduktionspotenzials schwer durchführbar und mit Unsicherheiten verbunden. Lachgasemissionen können nur einzelfallspezifisch auf Betriebsebene reduziert werden. Diese Vorgehensweise wird im Rahmen der formulierten Anforderungen auch verfolgt. Prinzipiell werden diese Anforderungen auch quasi schon über die Anforderungen im Rahmen der Vergabe des europäischen Bio-Siegels bzw. der Bio-Siegel der verschiedenen biologischen Anbauverbände abgedeckt. Hier gehen die Anforderungen jedoch weiter, in dem die Verwendung von Mineraldünger nicht zugelassen ist.

Schließlich adressiert eine Reihe von weiteren Anforderungen den Zukauf von Futtermitteln bzw. die Forderung des lokalen Anbaus von Futtermitteln. Aus unserer Sicht reicht die Datenbasis zum Treibhausgasemissionspotenzial von verschiedenen Futtermitteln noch nicht aus, um hier detaillierte Anforderungen zu formulieren. Die Initiative „Climate Marking“ geht hier den Weg, dass der Landwirt beim Futtermittelzukauf den PCF der angebotenen Futtermittel berücksichtigt. Aus unserer Sicht ist es jedoch für richtungssichere Ergebnisse erforderlich, weitere Anforderungen, beispielsweise im Rahmen von sogenannten „Product Category Rules“ für die Futtermittelbilanzierung zu erarbeiten. Die bislang existierenden Bilanzierungsnormen, bzw. -entwürfe sind hierfür nicht ausreichend spezifiziert, insbesondere im Blick auf ergebnisrelevante Sachverhalte wie Landnutzungsänderungen.

4.9 Fazit

Die Betrachtung des Status Quo und der grundsätzlichen Möglichkeiten zur Verminderung von THG-Emissionen der Milchbereitstellung macht deutlich, dass grundsätzlich Optimierungsansätze und -potenziale vorhanden sind. Die quantitativen Betrachtungen zum Water Footprint und zum Carbon Footprint, bei denen schwerpunktmäßig der Futtermittelleinsatz betrachtet und die Auswirkungen quantifiziert wurden, zeigen aber deutlich, dass der Kraftfuttermittelleinsatz nicht als Indikator verwendet werden sollte, da der Wasserverbrauch sowie die THG-Emissionen je nach Zusammensetzung der Kraftfuttermittel sehr schwanken. Zur Bestimmung des Wasserverbrauchs eines Betriebes müssen die genauen Futtermittelzusammensetzungen bekannt sein. Zudem wäre es dann auch notwendig über einen längeren Zeitraum Daten von mehreren Betrieben zu sammeln und darauf aufbauend Grenzwerte für die Ermittlung von Vergabekriterien ableiten zu können.

Importierte Futtermittel haben einen großen Einfluss auf sowohl auf den Water Footprint als auch den Carbon Footprint. Kriterien, die sich auf die Zusammensetzung der Kraftfuttermischung und/oder die Herkunft des Kraftfutters beziehen, wie dies beispielsweise im Rahmen der Initiative „Climate Marking“ praktiziert wurde, lassen sich aus Sicht des PCFs aufgrund der mangelnden Datenlage nicht formulieren. Aus der Perspektive des WFP wäre es denkbar ein Kriterium im Hinblick auf die Herkunft der Futtermittel zu formulieren: z.B. Blauer Engel, wenn Futtermittelanbau nur in Ländern mit WSI < 0,4 erfolgt, alternativ dazu könnte eine Länder-Liste definiert werden, die festlegt aus welchen Ländern Futtermittel importiert werden dürfen, um ein Siegel zu erhalten. Hier besteht allerdings die Gefahr von Rebound-Effekten, sowohl auf ökologischer als auch sozialer Ebene.

Des Weiteren wäre es möglich ein Vergabekriterium auf Grundlage der Szenarien festzulegen. Das Szenario Grassilage, das auf einem Futtermix aus Kraftfutter, Heu und Grassilage basiert, schneidet zum einen mit Blick auf den Carbon Footprint und zum anderen beim Water Footprint, und hier sowohl auf Inventar- als auch auf Impactebene, am besten ab.

Zusammengefasst bestehen also mehrere Zugänge zur Festlegung von Vergabekriterien. Zur abschließenden Beurteilung der Machbarkeit und von Fragen der praktischen Umsetzung wären allerdings eingehende Abstimmungen sowohl mit anderen Ministerien als auch mit den Fachverbänden der betroffenen Kreise erforderlich.

5 Fallbeispiel Onlinespeicherdienste

5.1 Ziel der Entwicklung von klimarelevanten Kriterien bei IKT-Produkten und Dienstleistungen

Produkte der Informations- und Kommunikationstechnik (IKT) haben in den vergangenen Jahrzehnten in großem Umfang Einzug in die privaten Haushalte genommen. Die Verbreitung dieser Geräte ist mit einer der Ursachen, dass trotz Effizienzgewinnen bei einzelnen Haushaltsgeräten der absolute Stromverbrauch gleich hoch geblieben ist.

Gröger et al. 2013 geben unter anderem für die wichtige Produkte der Informations- und Kommunikationstechnik in Haushalt und Büro jeweils den typischen Jahresstromverbrauch für konventionelle Produkte sowie für energieeffiziente Umweltzeichen-Produkte an, vgl. Tabelle 30. Die Einsparpotenziale beruhen dabei zu einem großen Anteil auf reduzierten Leistungsaufnahmen im Standby- bzw. Bereitschaftszustands-Moduls.

Tabelle 30 Überblick zu IKT-Produkten: Verbrauch von konventioneller Produkten und energieeffizienten Umweltzeichen-Produkten sowie Einsparpotenzial klimarelevanter Emissionen (eigene Darstellung nach Daten aus Gröger et al. 2013)

Produkt	Verbrauch konventionelles Produkt [kWh/a]	Verbrauch energieeffizientes Produkt [kWh/a]	CO ₂ e-Einsparung [kg CO ₂ e/a]
Fernsehgerät	124	62	36
DVD-Rekorder/-Player	15	10	3
HiFi-Kompaktanlage	73	24	29
Tragbarer Computer	40	30	6
Stationärer Computer	148	89	34
Router	88	53	21
VoIP-Telefon	30	23	4
Computerbildschirm	52	36	10
Kleiner Netzwerkspeicher	95	58	22

Zusätzlich zu diesen Endprodukten der IKT in Haushalten oder Büros müssen auch die zugehörigen Infrastrukturen mit berücksichtigt werden. Neben den Telekommunikationsnetzen sind hier Rechenzentren relevant. Diese können sich in ihrem Leistungsumfang und ihrer technischen Ausstattung stark unterscheiden. Beim Umweltzeichen Blauer Engel für energieeffizienten Rechenzentrumsbetrieb⁴⁵ wird zur Beurteilung der Energieeffizienz von Rechenzentren die Energy Usage Effectiveness (EUE) herangezogen. Die EUE beschreibt das Verhältnis des jährlichen Energiebedarfs des gesamten Rechenzentrums (inklusive Stromversorgung, Kühlsystem, Beleuchtung usw.) zum Energiebedarf des eigentlichen IKT-Systems (Server, Speicher, Netzwerk usw.). Je größer der EUE-Wert ist, desto ineffizienter ist das Rechenzentrum, ein energieeffizientes Rechenzentrum nähert sich dem Wert von 1. Zur Erfüllung der Anforderungen des Umweltzeichens darf der EUE-Wert abhängig vom Inbetriebnahme-Zeitpunkt des Rechenzentrums einen Wert zwischen 1,4 (neue Rechenzentren) und 1,8 (ältere Rechenzentren) nicht überschreiten. Zusätzlich werden Anforderungen an die einzelnen Komponenten sowie an das Energiemanagement gestellt. Der Betreiber muss das Rechenzentrum einem kontinuierlichen Verbesserungsprozess unterziehen.

⁴⁵ Vgl. RAL-UZ 161 Energieeffizienter Rechenzentrumsbetrieb, Ausgabe Februar 2015, https://www.blauer-engel.de/sites/default/files/raluz-downloads/vergabegrundlagen_de/UZ-161-2015.zip

rungsprozess zur Optimierung der Energienutzung unterziehen, was sich in sinkenden EU-E-Werten bemerkbar machen sollte. Die Nutzung des Umweltzeichens beinhaltet eine externe Auditierung sowie eine regelmäßige Berichterstattung an die Vergabestelle RAL.

In der hier vorliegenden Studie wurde mit der Auswahl des zweiten Fallbeispiels ein Ansatz gewählt, der quer zur bisherigen Herangehensweise liegt. Konkret wird untersucht, ob es durch den Fokus auf typische, durch Rechenzentren vermittelte IT-Dienstleistungen möglich ist, klimarelevante Kriterien abzuleiten. Die Idee besteht also darin zu prüfen, ob durch auf die IT-Dienstleistung bezogene Kriterien klimarelevante Einsparpotenziale erschlossen werden können, die über die oben dargestellten auf Endprodukte oder auf den Rechenzentrumsbetrieb bezogenen Kriterien hinausgehen. Die Betrachtung schließt somit alle Komponenten (anteilig) mit ein, die für die Bereitstellung und Nutzung einer IT-Dienstleistung erforderlich sind; dies sind

- ▶ die IKT-Endgeräte,
- ▶ die erforderlichen Netze und
- ▶ die Rechenzentren.

5.2 Auswahl „Onlinespeicherdienste“ als Fallbeispiel

Für die Modellierung von IT-Dienstleistungen zur Berechnung des PCF (oder der Ökobilanz) ist es erforderlich, auf der Grundlage der nachgefragten Funktionen die Funktionelle Einheit sowie die damit zusammenhängenden Referenzflüsse festzulegen. Zur Bestimmung dieser Referenzflüsse kann auf ein vom Fachgebiet Informations- und Kommunikationsmanagement der TU Berlin entwickeltes hierarchisches Modell zurückgegriffen werden, vgl. Abbildung 43. Dieses Modell beruht auf einem Funktionsmodell von Diensten, die durch Rechenzentren bereitgestellt werden. Es beruht auf einer Struktur von fünf Ebenen, die sich wie folgt beschreiben lassen:

- ▶ IT-Dienstleistungen (oberste Ebene) werden aus den jeweils erforderlichen sogenannten Applikationsdiensten zusammengestellt (Ebene 2), das können ja nach Art der Dienstleistung Emaildienste, Druckdienste, Webdienste u.a.m. sein.
- ▶ Diese Applikationsdienste setzen sich wiederum aus zusammengesetzten Basisdiensten zusammen (Ebene 3, bspw. POP⁴⁶, SMTP⁴⁷ etc.).
- ▶ Die zusammengesetzten Basisdienste der dritten Ebene beruhen wiederum auf sogenannten elementaren Basisdiensten wie DNS⁴⁸ oder TCP-IP⁴⁹ (Ebene 4).
- ▶ Diese elementaren Basisdienste werden schließlich von der Infrastruktur der Rechenzentren bereitgestellt, also DNS- oder Mailserver, Netzwerkkomponenten, Speicher etc. (Ebene 5).

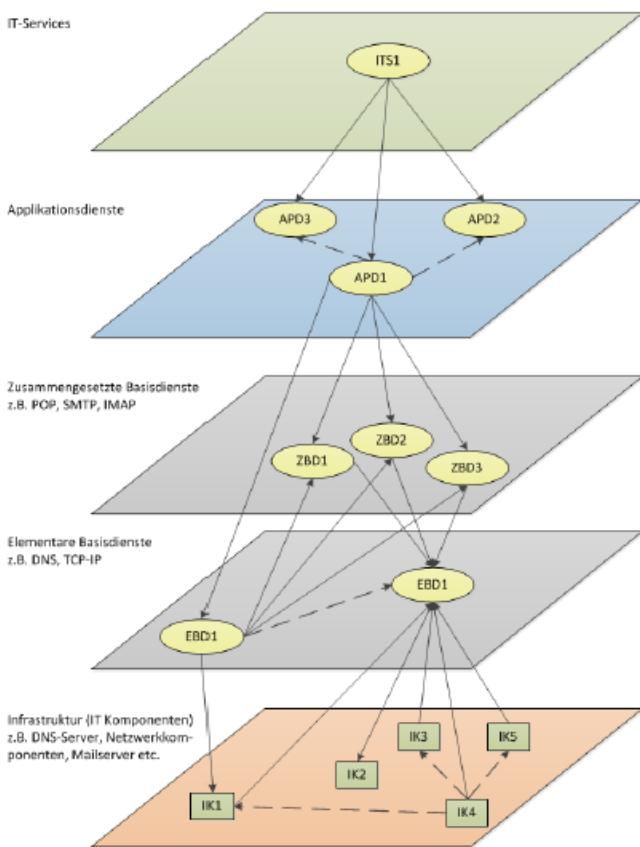
⁴⁶ Das Post Office Protocol (POP) ist ein Übertragungsprotokoll mit dessen Hilfe ein Anwender E-Mails von einem Server abrufen kann.

⁴⁷ SMTP ist die Abkürzung für Simple Mail Transfer Protocol. Dieses Protokoll dient zum Austausch von E-Mails in Computernetzen.

⁴⁸ Der Dienst „Domain Name System“ (DNS) dient in Netzwerken zur Namensauflösung, das heißt eine eingegebene Namensadresse wie bspw. „uba.de“ wird in die zugehörige IP-Adresse umgewandelt.

⁴⁹ Das Übertragungssteuerungsprotokoll TCP (Transmission Control Protocol) stellt eine Verbindung zwischen zwei Endpunkten einer Netzverbindung her und ist sehr weit verbreitet zur Datenübertragung. TCP setzt in den meisten Fällen auf das IP (Internet-Protokoll) auf.

Abbildung 43 Hierarchisches Modell eines IT-Dienstes zur Ableitung der Referenzflüsse als Grundlage



Quelle: Grimm et al. 2012

Ursprünglich war geplant, dass in diesem Vorhaben gleich mehrere, etwa die fünf wichtigsten von Rechenzentren zur Verfügung gestellten IT-Dienstleistungen auf der Grundlage dieses hierarchischen Modells als zweites Fallbeispiel gebündelt behandelt werden. Es stellte sich allerdings heraus, dass die dafür erforderliche Analyse der horizontalen und vertikalen Dienstabhängigkeiten innerhalb und zwischen den dargestellten Ebenen den zeitlichen Rahmen dieses Vorhabens deutlich gesprengt hätte. Daher wurde entschieden, die Betrachtung auf einen typischen Dienst zu beschränken. Die an diesem Dienst gewonnenen Erkenntnisse können zu einem späteren Zeitpunkt mit Hilfe des komplettierten Modells auf andere IT-Dienste übertragen werden.

Konkret wurde für das vorliegende Vorhaben der Dienst „Onlinespeicher“ ausgewählt. Die wesentliche Funktion von Onlinespeicherdielen besteht darin, Dateien zwischen Rechnern, Tablets und Smartphones zu verteilen und synchron zu halten. Durch die starke Verbreitung insbesondere der mobilen Geräte stellen Onlinespeicherdielen ein stark wachsendes und gleichzeitig stark umkämpftes Marktsegment mit fallenden Preisen dar (N.N. 2014). Zudem bauen Konzerne wie Microsoft aktuell die sogenannte Cloud-Infrastruktur weiterkräftig aus, weil von weiter stark wachsender Nachfrage ausgegangen wird (Bleich 2014).

Technisch gesehen können zwei Wege unterschieden werden: Gängig und weit verbreitet ist die Nutzung von Anbietern wie beispielsweise Dropbox; hier werden die Daten extern in Rechenzentren abgelegt. Daneben ist es auch möglich, private Onlinespeicher mit entsprechender Software (Beispiele sind Owncloud oder Sparkleshare) einzurichten (Kaps 2014, Siering 2014). Diese Variante setzt allerdings IT-Kenntnisse voraus, die über die Möglichkeiten gewöhnlicher Nutzer hinausgehen dürften. Vor diesem Hintergrund werden in dieser Studie ausschließlich kommerziell angebotene Onlinespeicherdielen betrachtet, bei denen die Daten in externen Rechenzentren („in der Cloud“) gespeichert und verwaltet werden.

5.3 Methodische Herangehensweise

5.3.1 Zielsetzung und Untersuchungsrahmen, einbezogene Systeme

Grundsätzlich zielt die Berechnung des PCF für Onlinespeicher darauf ab, die wesentlichen Einflussfaktoren dieser IT-Dienstleistung zu erkennen. Aus einer Analyse der Beiträge zum PCF entlang des Lebenswegs der erforderlichen Systemkomponenten sollen Hinweise erhalten werden, wo Belastungsschwerpunkte liegen. Auf dieser Grundlage kann dann in einem weiteren Schritt analysiert werden, ob sich aus den identifizierten Belastungsschwerpunkten und Einflussfaktoren Ansatzpunkte für Optimierungen ergeben und ob daraus klimaschutzbezogene Kriterien als Vergabegrundlage für ein Umweltzeichen abgeleitet werden können.

Die Bearbeitung dieses Fallbeispiels erfolgte in Kooperation und enger Abstimmung mit dem Fachgebiet Informations- und Kommunikationsmanagement der TU Berlin. Dabei konnte auf mehrere Ausarbeitungen der TU Berlin zurückgegriffen werden, bei denen die Nutzungsphase der Varianten Online- versus Offlinespeicherung untersucht wurden (Grimm et al. 2012; Grimm et al. 2013a; Grimm et al. 2013b; Grimm et al. 2014).

Wesentliche Daten für Onlinespeicher wurden dabei von der TU Berlin in Zusammenarbeit mit einem großen Internetdienstanbieter erhoben, der überwiegend in Deutschland, Österreich, der Schweiz, Großbritannien, Spanien und den USA tätig ist und seinen Kunden Dienstleistungen in den Bereichen Web Hosting, Domain- und Mailservices, Server Hosting und Cloudservices anbietet. Das Rechenzentrum des Internetdienstanbieters, welches die Infrastruktur für das Produkt Onlinespeicher beinhaltet, befindet sich in Deutschland. Weitere Einzelheiten zu den Datengrundlagen werden in Abschnitt 5.3.4 erläutert.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden im Wesentlichen folgende Erweiterungen der vorhandenen Ausarbeitungen der TU Berlin vorgenommen:

- ▶ Neben der betrachteten Nutzungsphase wurde auch die Herstellungsphase der verwendeten bzw. durch die Nutzung des Dienstes in Anspruch genommenen IT-Komponenten in den Rechenzentren mit bilanziert, da auf der Grundlage anderer Studien erwartet wird, dass von dieser Phase mit Blick auf den Carbon Footprint ein relevanter Beitrag ausgeht.
- ▶ Daneben wurden mehrere Sensitivitätsanalysen angestellt, um die Signifikanz von Annahmen bspw. zu den Nutzungsbedingungen bei der Festlegung der funktionellen Einheit und die Bedeutung von Einflussfaktoren besser einschätzen zu können (vgl. Abschnitt 5.4.2).
- ▶ Schließlich wurden die hier getroffenen Annahmen und berechneten Ergebnisse in den Kontext zu anderen Studien gestellt (Abschnitt 5.4.3).

In den bereits erwähnten Ausarbeitungen der TU Berlin werden nicht nur Onlinespeicherdiene untersucht, es wird auch ein Vergleich zwischen Online- und Offlinespeicher angestellt. Für die Alternative Offlinespeicher wurde die Verwendung eines sogenannten Network Attached Storage (NAS) Systems angenommen, das ausschließlich im Heimnetzwerk betrieben wird. Aufgrund seiner RAID-Funktionalitäten⁵⁰ bietet das verwendete System eine ähnliche Ausfallsicherheit wie professionelle Systeme im RZ, weshalb die NAS-Lösung einer einfachen externen USB-Festplatte zur Simulation der Alternative Offlinespeicher vorgezogen wurde.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wird analog zu den Ausarbeitungen der TU Berlin auch diese Offline-Lösung mit betrachtet, da dadurch die Relevanz von Einflussfaktoren besser dargestellt werden kann. **Es wird allerdings explizit darauf hingewiesen, dass die Zielsetzung dieser Betrachtung nicht in einem Systemvergleich zwischen der Online- und der Offlinespeicherung von Daten**

⁵⁰ Die englischsprachige Abkürzung RAID steht für „Redundant Array of Independent Disks“. Bei einem RAID-System werden mehrere Festplattenlaufwerke oder Solid-State-Speicher zu einem virtuellen Laufwerk organisiert. Dieses bietet eine höhere Ausfallsicherheit und einen größeren Datendurchsatz als ein einzelnes Speichermedium.

besteht. Hierfür wären weitergehende Untersuchungen auf der Grundlage repräsentativer Nutzungsdaten erforderlich, was im Rahmen dieser Studie nicht möglich war. Zudem ist eine vollständige funktionelle Äquivalenz der betrachteten Systeme nicht gegeben (siehe folgender Abschnitt).

5.3.2 Funktionen und funktionelle Einheit

Die grundlegende und allgemeine Funktion der hier betrachteten Online- und Offlinespeicher besteht im sicheren Speichern und Abrufen von Daten für private Nutzer. Unter „sicher“ wird hier sowohl der Schutz vor Ausfall und Verlust von Daten als auch der Schutz vor dem Ausspähen von Daten durch Unberechtigte verstanden. Insbesondere Video- und Audiodateien bei Nutzung mobiler Endgeräte wie Smartphones oder Tablet-Computern mit eingeschränkten internen Speicherkapazitäten steigern stetig den Bedarf an externen großen Speicherkapazitäten.

Bei der Nutzung von Onlinespeicherdiensten besteht unter der Voraussetzung eines (ausreichend schnellen) Internetzugangs die Möglichkeit, auf gespeicherte Daten „von überall“ zuzugreifen bzw. neue Daten (etwa Videos aus dem Urlaub) hochzuladen. Diese Funktionalität ist mit Offlinespeichern in Heimnetzwerken nur bedingt möglich. Konkret müsste dazu der Zugriff auf das NAS-Gerät über das Internet freigegeben werden. Dies ist jedoch immer mit der Gefahr der Ausspähung von Daten verbunden und würde die Anwendung von weiteren Technologien erfordern, um die Datensicherheit zu gewährleisten. Unter den hier angenommenen Randbedingungen (vgl. dazu auch Abschnitt 5.3.4) ist somit eine vollständige funktionelle Äquivalenz der betrachteten Systeme nicht gegeben.

Analog zu Grimm et al. (2013a) wurde die funktionelle Einheit wie folgt definiert:

„Betrieb und Nutzung des IT-Dienstes Online- bzw. Offlinespeicher für einen Benutzer über den Zeitraum von 12 Monaten. Pro Nutzer wird ein täglicher Datei-Upload von 1,2 GB und ein Download von 1 GB angenommen.“

Die Festlegung dieser funktionellen Einheit hat sich bei der Analyse der Beiträge als ergebnisrelevant herausgestellt, weshalb zusätzlich in Sensitivitätsanalysen Variationen der Nutzungsbedingungen durchgeführt wurden (siehe Abschnitt 5.4.2).

5.3.3 Betrachtete Lebenswegphasen

Wie bereits eingangs beschrieben, wurde bei dieser Fallstudie neben der Nutzungsphase der IT-Komponenten auch ihre Herstellungsphase zumindest orientierend mit betrachtet und bilanziert. Bei der Herstellungsphase wurde allerdings auf die elektronischen IT-Komponenten („embedded emissions“) fokussiert, da es sich hierbei um aufwändig hergestellte Komponenten mit einer vergleichsweise kurzen Lebensdauer handelt. Auch unter Betracht der Ergebnisse anderer Studien (vgl. Abschnitt 5.4.3) wurden allerdings wegen der geringeren Beiträge und schwer erfassbarer Daten folgende Prozesse und Lebenswegabschnitte von der Betrachtung ausgenommen:

- ▶ Herstellung der Gebäude und der Hilfseinrichtungen („Ancillary Site Infrastructure – ASI“) der IT-Infrastruktur
- ▶ Aufwand zur Endfertigung und zur Montage / Demontage von IT-Komponenten („Refreshing“) in den Rechenzentren und bei der Internet-Infrastruktur
- ▶ Entsorgung und Recycling der IT-Komponenten

Auf der Grundlage der Ergebnisse anderer Studien (vgl. Abschnitt 5.4.3) und mit Blick auf die Einenung der Betrachtung auf Treibhausgasemissionen sind diese getroffenen Vereinfachungen für die hier verfolgte Fragestellung von untergeordneter Bedeutung.

5.3.4 Systembeschreibung und Datengrundlagen

Um die Funktion eines **Onlinespeichers** anbieten zu können muss der IT-Dienstleister die erforderliche IT-Hardware (z.B. Server, Netzwerkkomponenten und Speichersysteme) sowie weitere Peripheriesysteme (z.B. Kühlsysteme, Energieversorgungs- und Ausfallsysteme sowie weiter Unterstüt-

zungssysteme) in Rechenzentren betreiben. Die Kunden nutzen den zur Verfügung gestellten Onlinespeicher nach Bedarf und benötigen dazu typische IT-Einrichtungen, wie Personalcomputer oder Laptops sowie Netzwerkkomponenten. Ferner wird für die Nutzung des Onlinespeichers eine Datenverbindung über das Internet benötigt.

Bei dem von Grimm et al. (2013a) entwickelten Netzwerkmodell wird angenommen, dass sich der Kunde über die Infrastruktur eines Internet Service Providers mit dem Internet verbindet. Diese Infrastruktur wird auch als Point-of-Presence (PoP) bezeichnet. Die PoP-Infrastruktur ist mit dem Internet Backbone verbunden, welches im Netzwerkmodell als Sammlung hochperformanter Router verstanden wird, die große Mengen Internet-Datenverkehrs verarbeiten können. Mithilfe von Traceroute⁵¹-Befehlen wurde von der TU Berlin die Anzahl aktiver Netzwerkkomponenten (Router und Switches) abgeschätzt, welche sich zwischen der IT-Infrastruktur des Kunden und dem Speicherserver im Rechenzentrum (RZ) befinden. Für das so abgegrenzte System wurde anschließend der Energieverbrauch für die Bereitstellung und Nutzung von Onlinespeicher im RZ, im Haushalt des Kunden sowie induziert durch die Nutzung der Internetinfrastruktur ermittelt.

Bei der Alternative **Offlinespeicher** tritt anstelle der Nutzung der Internetinfrastruktur und des Onlinespeichers im RZ die Verwendung des NAS-Geräts das im Heimnetzwerk betrieben wird.

In Tabelle 31 wird für beide Alternativen ein Überblick zu den genutzten IT-Komponenten, zu den Datenquellen und zur jeweils gemessenen Wirkleistung in der Nutzungsphase gegeben:

- ▶ Auf der Grundlage eines Fragebogens konnte der IT-Dienstleister für Onlinespeicher angebotsbezogene Daten (Produktstruktur, genutzte Speicherkapazitäten, Anzahl der Kunden), Daten zu den verwendeten IT-Komponenten und zum Energieverbrauch (Anzahl verwendeter IT-Komponenten, deren Energieverbrauch und PUE des RZs) sowie relevante Leistungsmerkmale der IT-Komponenten (vorgehaltene Speicherkapazitäten und Netzwerkübertragungsleistung) mitteilen, wobei es sich um Primärdaten basierend auf eigenen Energie- und Performancemesungen handelte.
- ▶ Für die Gateway-Infrastruktur des IT-Dienstleisters sowie für die Internetinfrastruktur waren keine primären Daten verfügbar, weshalb für diese Subsysteme Schätzungen des Energieverbrauchs basierend auf Annahmen und sekundären Datenquellen (z.B. Netzwerkmodelle und Datenblätter von IT-Hardware) durchgeführt wurden.
- ▶ Der Energieverbrauch beim Nutzer wurde für beide betrachteten Alternativen mit Hilfe von experimentellen Simulationen und gleichzeitigen Energieverbrauchsmessungen erhoben. Hierzu wurde eine typische Umgebung mit den IT-Komponenten eines Heimnetzes (Internetrouter, Desktop Switch, Laptop Arbeitsplatz und NAS-System) etabliert und mit Hilfe einer automatisierten Messwerterfassung⁵² die Energieverbrauchsdaten ermittelt.

⁵¹ Traceroute ist ein Computerprogramm mit dem die Ermittlung möglich ist, über welche Router und Internet-Knoten Datenpakete bis zum abgefragten Rechner oder Server gelangen.

⁵² iPDU - Intelligent Power Distribution

Tabelle 31 Genutzte IT-Komponenten und Datenquellen zur Ermittlung des Energieverbrauchs in der Nutzungsphase der betrachteten Alternativen Online- und Offlinespeicher

Ort	Sub-system	IT-Komponente	Datenquelle, -qualität	Onlinespeicher Anzahl	Durchschnittliche Wirkleistung (W)	Offlinespeicher Anzahl	Durchschnittliche Wirkleistung (W)
Rechenzentrum	Data processing	Server incl. Storage ^d	Fragebogen, Messung	14 3	307 317	entfällt	
	LAN	Managed Switch ^d	Fragebogen, Messung	2	150	entfällt	
		Load balancer ^d	Fragebogen, Messung	2	150	entfällt	
	Gateway	Core Switch ^s	Sekundär Schätzung	2	5300	entfällt	
		Core Router ^s	Sekundär Schätzung	2	3500	entfällt	
Internet	Backbone	Backbone Router ^s	Sekundär Schätzung	2	3500	entfällt	
Kunde	Point of Presence	PoP Router ^s	Sekundär Schätzung	1	1300	entfällt	
	LAN	Home Router ^{a,d}	Simulation, Messung	1	11 / 10	1	11
		Desktop Switch ^{a,d}	Simulation, Messung	1	4 / 3	1	4
	Data processing	LT Workplace ^{m,d}	Simulation, Messung	1	68 / 12 / 2	1	68 / 12 / 2
		NAS ^{a,d}	Simulation, Messung	entfällt		1	28 / x / 2

d: Dedizierte IT-Hardware wird exklusiv zur Bereitstellung/Nutzung des untersuchten IT-Services verwendet; s: Shared (gemeinsame) IT-Hardware wird zur Bereitstellung/Nutzung mehrerer IT-Services verwendet; m: Beinhaltet Verbrauchsangaben für verschiedene Betriebsmodi (active / power saving (inactive) / off)

Wie bereits in Abschnitt 5.3.1 ausgeführt wurde, wird bei dieser Fallstudie über den Energieverbrauch in der Nutzungsphase hinausgehend auch die Herstellung der verwendeten IT-Komponenten bei der Berechnung der Carbon Footprint berücksichtigt. Bei den IT-Geräten des privaten Kunden konnte dazu auf vorliegende Daten aus anderen Studien zurückgegriffen werden. Angaben zur Ausstattung zum genutzten Server beruhen auf den Angaben des befragten IT-Dienstanbieters, ansonsten wurden die technischen Datenblätter der Hersteller der betreffenden Komponenten ausgewertet. Einen Überblick dazu bietet Tabelle 32.

Tabelle 32 Genutzte IT-Komponenten und Datenquellen zur Ermittlung der THG-Emissionen aus der Herstellung der verwendeten IT-Komponenten

Ort	Subsystem	IT-Komponente	Datenquellen und Annahmen
Rechenzentrum	Data processing	Server incl. Storage	Angabe des Dienstanbieters. Herstellung des Servers nach Stutz et al. 2012, vier zusätzliche Festplatten nach Ecoinvent 3.01
	LAN	Managed Switch	Technische Daten zu Juniper, EX4200-48T-DC 48 Gigabit Ethernet und eigene Modellannahmen (Tabelle 33)
		Load balancer	Technische Daten zu KEMP, LM-2600 Server Load Balancer und eigene Modellannahmen (Tabelle 33)
	Gateway	Core Switch	Technische Datzen zu Juniper, EX8208 und eigene Modellannahmen (Tabelle 33)
Internet		Core Router	Technische Daten zu Juniper, M320 und eigene Modellannahmen (Tabelle 33)
	Backbone	Backbone Router	Technische Daten zu Juniper, MX 480 3D Universal Edge Router und eigene Modellannahmen (Tabelle 33)
	Point of Presence	PoP Router	Technische Daten zu Juniper, ERX 1440 und eigene Modellannahmen (Tabelle 33)
Kunde	LAN	Internet Router	Router nach Ecoinvent 3.01
		Desktop Switch	
	Data processing	LT Workplace	Laptop Arbeitsplatz nach Ecoinvent 3.01
		NAS	Liu und Gröger 2013, zwei zusätzliche Festplatten nach Ecoinvent 3.01

Aus den ausgewerteten technischen Datenblätter der in professioneller Umgebung genutzten IT-Komponenten war ersichtlich, dass sich diese jeweils aus Metallteilen für das Gehäuse und die mechanischen Einschübe, aus Netzteilkomponenten für die Stromversorgung sowie aus elektronischen Komponenten (bestückte Leiterplatten, Leitungen und Steckverbindungen) zusammensetzen. Für diese drei Bauteilgruppen wurde jeweils eine generische Zusammensetzung angenommen, um eine Verknüpfung mit Grundlagendaten aus der genutzten Ökobilanzdatenbank Ecoinvent 3.01 zu ermöglichen. Die Datenquellen und Annahmen sind in Tabelle 33 aufgeführt. Dieses Bilanzmodell erhebt nicht den Anspruch einer umfassenden Bilanzierung der IT-Komponenten, es ermöglicht aber eine Einschätzung, ob bei dem ausgewählten Fallbeispiel Onlinespeicher neben der Nutzungsphase auch die Herstellungsphase der IT-Komponenten von Relevanz ist.

Tabelle 33 Modellannahmen: Angenommene generische Zusammensetzung und verwendete Datensätze zur Bilanzierung der Herstellung von IT-Komponenten in professioneller Umgebung

Materialgruppe	Datensatz Ecoinvent 3.01	Referenzfluss
Metallteile für IT-Komponenten in RZ und Netzwerken [kg]	aluminium, wrought alloy	0,20 kg
	metal working, average for aluminium product manufacturing	0,20 kg
	powder coat, aluminium sheet	0,04 m ²
	steel, low-alloyed	0,80 kg
	sheet rolling, steel	0,80 kg
	powder coat, steel	0,05 m ²
Netzteilkomponenten in RZ und Netzwerken [kg]	market for power supply unit, for desktop computer	0,625 unit
Elektronikkomponenten in RZ und Netzwerken [kg]	market for printed wiring board, through-hole mounted, Pb free	0,45 kg
	market for printed wiring board, surface mounted, Pb free	0,45 kg
	market for cable, unspecified	0,10 kg
	market for plug, inlet and outlet, for network cable	0,909 unit

5.3.5 Allokation auf der Ebene der verwendeten IT-Komponenten

Bei beiden betrachteten Alternativen, also Online- und Offlinespeicher, werden die IT-Systeme und die zugehörigen IT-Komponenten teilweise ausschließlich für den Dienst eingesetzt (Speichersystem in Rechenzentrum und NAS-Gerät im Heimnetzwerk), zu großen Teilen aber für mehrere IT-Dienste gemeinsam genutzt. In Tabelle 31 wurde dieser Sachverhalt für die betreffenden Komponenten mit „d“ (für die ausschließlich, dezidierte Verwendung) und „s“ (für shared, also die gemeinsame Verwendung) gekennzeichnet. Bei den gemeinsam genutzten IT-Komponenten wurden Allokationsverfahren angewandt, um sowohl den Energieverbrauch in der Nutzungsphase als auch den Herstellungsaufwand und die daraus resultierenden THG-Emissionen angemessen aufzuteilen. Die im Einzelnen angewendeten Verfahren sind in Tabelle 34 zusammen gefasst.

Tabelle 34 Angewandte Allokationsregeln für gemeinsam genutzte IT-Komponenten

Ort	Subsystem	Online-Storage	Offline-Storage
Provider-RZ	Server inkl. Storage	Nicht erforderlich, da exklusive Nutzung angenommen	Nicht relevant
	LAN-RZ		Nicht relevant
	Gateway	Allokation nach Performancefaktor	Nicht relevant
	RZ-ASI	Allokation nach Performancefaktor	Nicht relevant
Internet	Backbone	Allokation nach Performancefaktor	Nicht relevant
	PoP	Allokation nach Performancefaktor	Nicht relevant
	Internet-ASI	Allokation nach Performancefaktor	Nicht relevant
Kunde	LAN-Kunde	Allokation nach Verhältnis zwischen der Nutzungszeit für Speicherung und der Gesamtnutzungszeit	
	Laptop-Arbeitsplatz	Allokation nach Verhältnis zwischen der Nutzungszeit für Speicherung und der Gesamtnutzungszeit	
	NAS-System	Nicht relevant	Nicht erforderlich, da exklusive Nutzung angenommen

5.4 Auswertung der Ergebnisse

5.4.1 Basisszenario

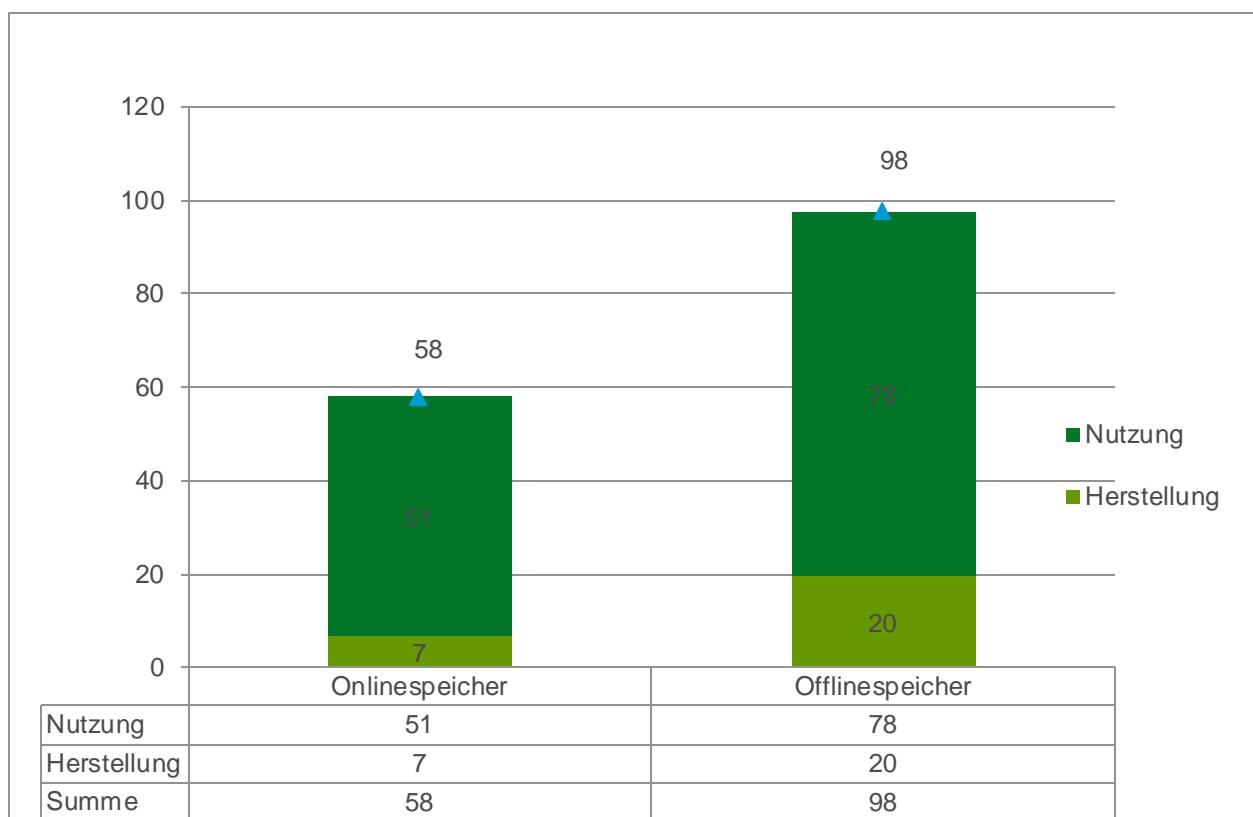
Die Analyse zeigt, dass unter den hier getroffenen methodischen Festlegungen die Verwendung des Onlinespeichers mit 58 kg CO₂e pro Jahr und die des Offlinespeichers mit 98 kg CO₂e pro Jahr verbunden sind. Wie später noch gezeigt werden wird, wird dieses Ergebnis allerdings stark von den angenommenen Nutzungsbedingungen bestimmt, so dass richtungssichere vergleichende Aussagen im Sinne von „Onlinespeicher sind unter Klimagesichtspunkten Offlinespeichern überlegen“ nicht gerechtfertigt wären. Festzuhalten ist, dass beide Alternativen immerhin zu großenordnungsmäßig ähnlich hohen Treibhausgasemissionen beitragen wie beispielsweise die Nutzung von Fernsehgeräten, vgl. Tabelle 30: bei einem Emissionsfaktor von rund 0,56 kg CO₂e/kWh Strom beträgt bei Fernsehgeräten die jährliche Emission rund 35 bis 70 kg CO₂e pro Jahr, je nach Energieeffizienz des betrachteten Geräts. Dieser Befund unterstreicht deutlich, die Entwicklungen im IKT-Bereich unter Klima-, Resourcen- und Umweltgesichtspunkten zu verfolgen.

Die durchgeführten Beitragsanalysen führen zu folgenden Ergebnissen:

- ▶ Bei beiden Alternativen ist die Nutzungsphase mit rund 80% der gesamten THG-Emissionen jeweils dominierend, vgl. Abbildung 44.
- ▶ Für die Alternative Onlinespeicher wird in Tabelle 35 gezeigt, an welchen Stellen des Datenverkehrs die THG-Emissionen anfallen: demnach sind knapp 2/3 beim Nutzer dieses Dienstes verortet während 1/3 auf das Rechenzentrum des Dienstanbieters entfallen. Dem Internet als „Übertragungsmedium“ der Daten sind hingegen nur rund 4% der THG-Emissionen zuzuordnen.
- ▶ In den Abbildungen Abbildung 45 und Abbildung 46 werden für beide betrachteten Alternativen für die bilanzierten THG-Emissionen die Beiträge feiner aufgeschlüsselt. Während beim

Offlinespeicher die Emissionen praktisch ausschließlich durch das genutzte NAS-Gerät bestimmt werden (rund 80% in der Nutzungs- und 20% für die Herstellungsphase) sind bei der Alternative Onlinespeicher die Beiträge verteilter. Auffallend und erklärendesbedürftig ist mit rund 1/3 der Emissionen die Nutzung des Laptop-Arbeitsplatzes. Zurückzuführen ist dieser Beitrag darauf, dass während des Up- und Downloads der Daten das Laptop eingeschaltet bleiben muss und daher der hierfür erforderliche Energiebedarf zum Tragen kommt. Durch die hohe zeitliche Beanspruchung des Geräts trägt nach dem Allokationsmodell auch dessen Herstellung mit 8% der gesamten Emissionen bei. Vergleichbares trifft für den Beitrag des LAN-Netzes beim Nutzer zu (18,4% der THG-Emissionen). Weitere relevante Beiträge sind im Rechenzentrum verortet: interessant ist auch hier, dass die für den Datenverkehr relevanten Subsysteme Gateway und LAN mit 9,6% und 1,4% praktisch einen gleich hohen Anteil annehmen wie der Server mit den zur Datenspeicherung eingesetzten Festplattensystemen (12,1%).

Abbildung 44 Übersicht zu den THG-Emissionen für Online- und Offlinespeicher

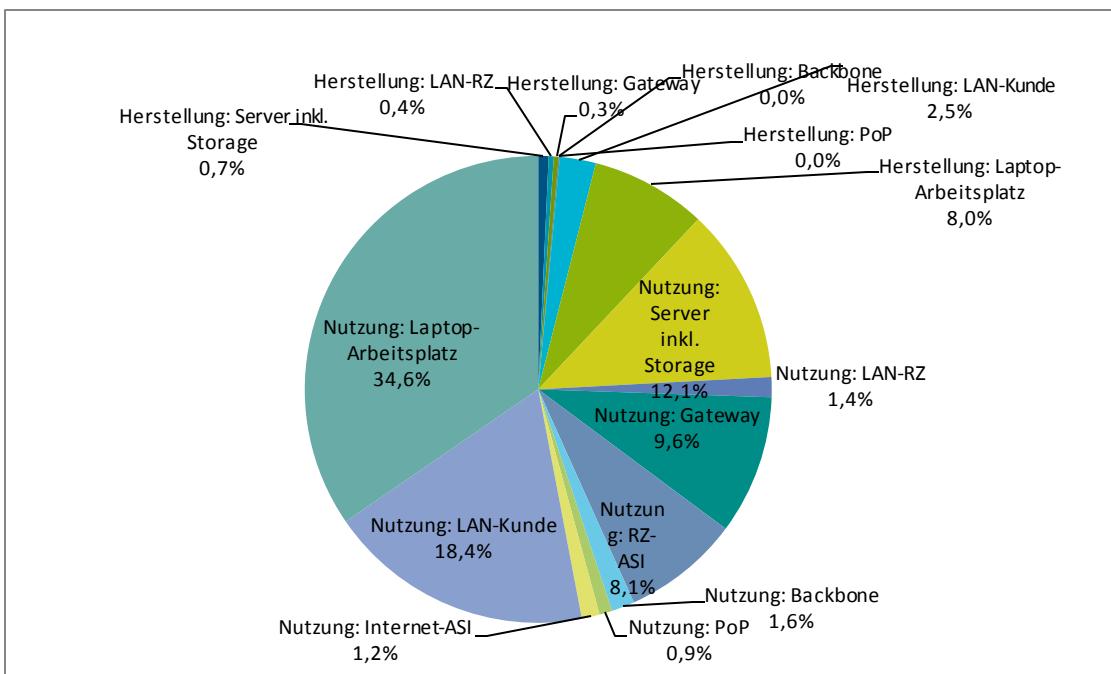


Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 35 Örtliche Zuordnung der THG-Emissionen für die Alternative Onlinespeicher nach Ort, absolute Beiträge (relative Beiträge in Klammern)

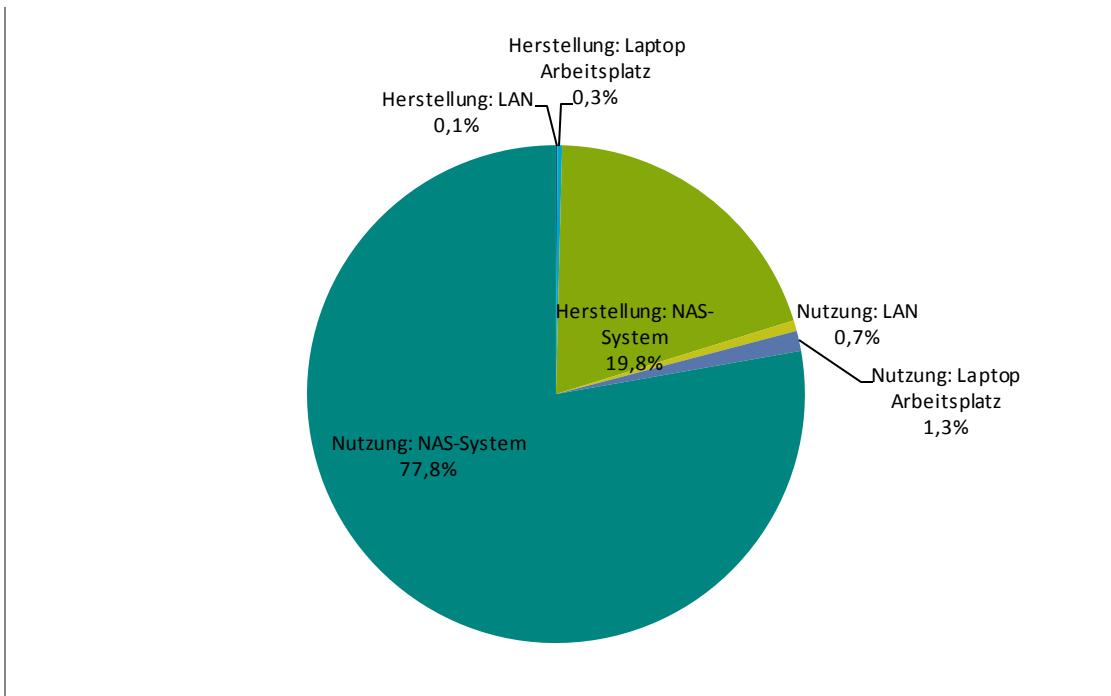
Ort	THG-Emissionen	kg CO ₂ e (Anteil in %)
Provider-RZ		18,9 (33%)
Internet		2,2 (4%)
Kunde		36,8 (64%)
Summe		58,0 (100%)

Abbildung 45 Beitragsanalyse für die THG-Emissionen bei Onlinespeicher



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 46 Beitragsanalyse für die THG-Emissionen bei Offlinespeicher



Quelle: Eigene Darstellung

5.4.2 Sensitivitätsanalysen

5.4.2.1 Variation von Annahmen zum Nutzungsprofil und zu Datengrundlagen

Für die Bilanzierung mussten bei beiden betrachteten Alternativen einige Annahmen insbesondere mit Blick auf das Nutzungsprofil (Datenverkehrsvolumen, Anzahl der Nutzer) getroffen werden, zudem beruhen einige der verwendeten Daten nur auf einfachen Abschätzungen (Modellierung der Herstellung der IT-Komponenten im professionellen Bereich). Vor diesem Hintergrund werden in diesem Abschnitt Sensitivitätsanalysen durchgeführt um festzustellen, inwiefern die Ergebnisse durch Unsicherheiten in den Daten und Annahmen sowie die gewählte methodischen Vorgehensweise beeinflusst werden.

Nachfolgend sind die gewählten Randbedingungen der durchgeführten Sensitivitätsanalysen jeweils mit den Änderungen gegenüber dem Basisszenario dargestellt:

- ▶ Sensitivitätsanalyse 1 (nur Onlinespeicher):
Senkung der angenommenen Lebensdauer der IT-Komponenten für das Rechenzentrum und im Internet von 5 Jahren (Basisszenario) auf 2 Jahre.
- ▶ Sensitivitätsanalyse 2 (nur Offlinespeicher):
Gemeinsame Verwendung des NAS-Geräts durch zwei Nutzer (anstelle durch einen Nutzer im Basisszenario).
- ▶ Sensitivitätsanalyse 3 (nur Offlinespeicher):
Verwendung eines NAS-Geräts mit zwei Festplatten mit 2 TB Speicherkapazität (anstelle eines NAS-Geräts mit vier Festplatten und 4 TB Speicherkapazität)
- ▶ Sensitivitätsanalyse 4 (Online- und Offlinespeicher):
Variation der Emissionsfaktoren für die IT-Geräte beim Endkunden (a) Internetrouter und Desktopswitch⁵³ mit jeweils 77 kg CO₂e statt 27 kg CO₂e pro Gerät und b) Laptop⁵⁴ mit 381 kg CO₂e statt 174 kg CO₂e pro Gerät).
- ▶ Sensitivitätsanalyse 5 (Online- und Offlinespeicher):
Niedrigeres Datenverkehrsvolumen mit 1 GB pro Tag anstatt 2,2 GB pro Tag im Basisszenario
- ▶ Sensitivitätsanalyse 6 (Online- und Offlinespeicher):
Höheres Datenverkehrsvolumen mit 5 GB pro Tag anstatt 2,2 GB pro Tag im Basisszenario
- ▶ Sensitivitätsanalyse 7 (nur Onlinespeicher):
Erhöhung der Auslastung gemeinsam genutzter Netzwerkkomponenten von 30% (Basisszenario) auf 50%
- ▶ Sensitivitätsanalyse 8 (nur Onlinespeicher):
Senkung der Auslastung gemeinsam genutzter Netzwerkkomponenten von 30% (Basisszenario) auf 15%
- ▶ Sensitivitätsanalyse 9 (nur Onlinespeicher):
Erhöhung der durchschnittlichen Internetgeschwindigkeit von 2,85 Mbps (upload) / 20,17 Mbps (download) im Basisszenario auf 4,3 Mbps (upload) / 29,9 Mbps

Die Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalysen sind in Tabelle 36 in absoluten Werten und in Abbildung 47 in relativer Darstellung im Verhältnis zu den Ergebniswerten des Basisszenarios dargestellt, wobei dort der Übersichtlichkeit halber nur Abweichungen größer 1% dargestellt wurden.

⁵³ Grundlage: unveröffentlichte Daten des Öko-Instituts

⁵⁴ MacBook Pro 15 inch (Apple 2012)

Tabelle 36 Ergebnis der Sensitivitätsanalysen: Abweichung der THG-Emissionen im Verhältnis zum Basisszenario

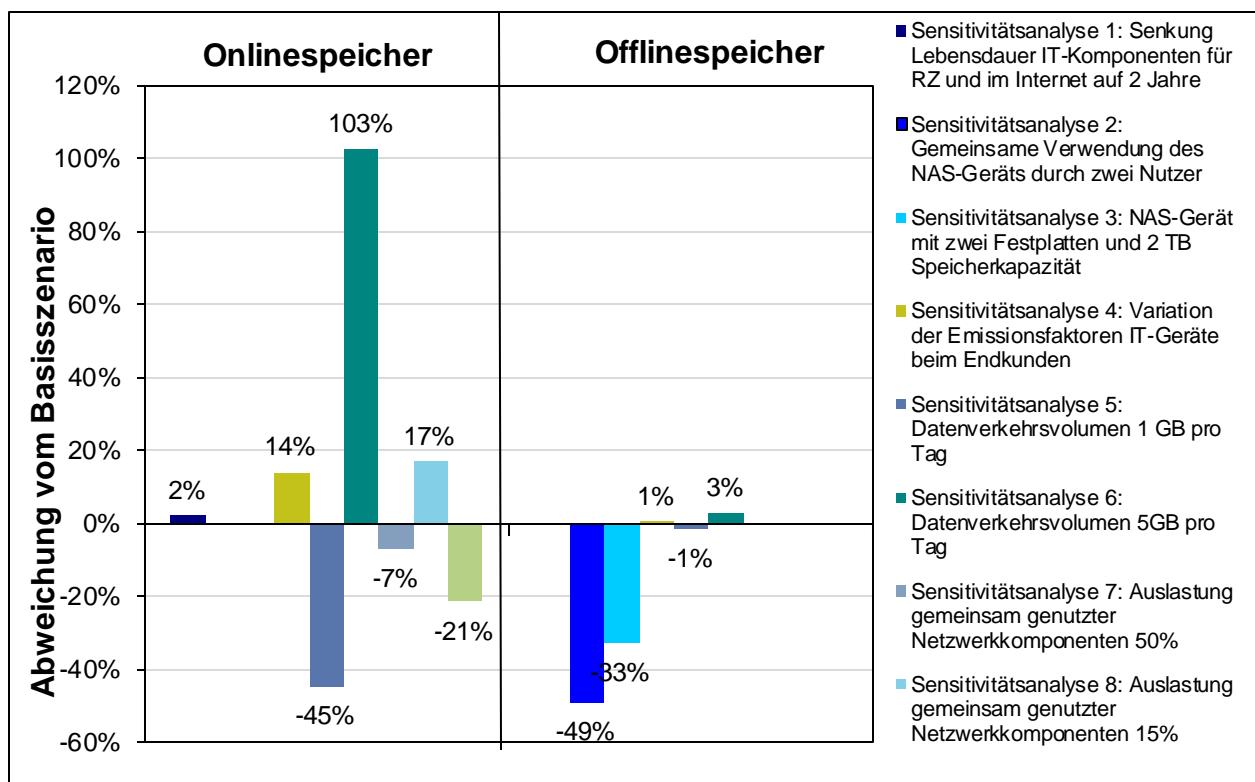
kg CO ₂ e/Funktionelle Einheit	Onlinespeicher	Offlinespeicher
Basisszenario	58	98
Sensitivitätsanalyse 1: Senkung Lebensdauer IT-Komponenten für RZ und im Internet auf 2 Jahre	59	nicht relevant
Sensitivitätsanalyse 2: Gemeinsame Verwendung des NAS-Geräts durch zwei Nutzer	nicht relevant	50
Sensitivitätsanalyse 3: NAS-Gerät mit zwei Festplatten und 2 TB Speicherkapazität	nicht relevant	66
Sensitivitätsanalyse 4: Variation der Emissionsfaktoren IT-Geräte beim Endkunden	66	98
Sensitivitätsanalyse 5: Datenverkehrsvolumen 1 GB pro Tag	32	96
Sensitivitätsanalyse 6: Datenverkehrsvolumen 5 GB pro Tag	117	100
Sensitivitätsanalyse 7: Auslastung gemeinsam genutzter Netzwerkkomponenten 50%	54	nicht relevant
Sensitivitätsanalyse 8: Auslastung gemeinsam genutzter Netzwerkkomponenten 15%	68	98
Sensitivitätsanalyse 9: Erhöhung durchschnittliche Internetverbindungsgeschwindigkeit	46	98

Bei der Alternative **Onlinespeicher** wirkt sich eine geänderte Lebensdauer der IT-Komponenten im Rechenzentrum und im Internet (Verkürzung von fünf auf zwei Jahre) kaum aus (Erhöhung der THG-Emissionen um etwa 2% gegenüber dem Basisszenario). Einen höheren Einfluss auf die Ergebnisse hat beim Onlinespeicher die Annahme, wie hoch die prozentuale Auslastung bei gemeinsam genutzten Netzwerkkomponenten ist: eine Erhöhung dieser Auslastung von 30% auf 50% führt zu um 7% verringerten THG-Emissionen, eine Senkung der Auslastung von 30% auf 15% führt hingegen zu 17% höheren THG-Emissionen. Einen starken Einfluss auf die Ergebnisse haben bei der Alternative Online-speicher das zu übertragende Datenvolumen sowie die Übertragungsgeschwindigkeit im Internet. Eine Verringerung des täglich übertragenen Datenvolumens von 2,2 GB auf 1 GB führt gegenüber dem Basisszenario zu 45% geringeren THG-Emissionen, eine Erhöhung des Datenvolumens auf 5 GB führt praktisch zu einer Verdopplung der THG-Emissionen. Die Erhöhung der Übertragungsgeschwindigkeit im Internet verringert wiederum die THG-Emissionen deutlich, im hier angenommenen Fall um gut 20%. Der Grund für diese starke Abhängigkeit der THG-Emissionen vom übertragenen Datenvolumen und der Übertragungsgeschwindigkeit im Internet liegt im Wesentlichen am zeitabhängigen anteiligen Energieverbrauch der IT-Komponenten beim Nutzer des Dienstes, also für den Router und Switch sowie für das genutzte Laptop.

Bei der Alternative **Offlinespeicher** wirkt sich demgegenüber das zu übertragende Datenvolumen kaum aus, die angenommenen Variationen (Senkung von 2,2 GB auf 1 GB bzw. Erhöhung auf 5 GB) führen zu Veränderungen der THG-Emissionen von lediglich -1% bis +3% gegenüber dem Basisszenario. Dieses Ergebnis kann dadurch erklärt werden, dass die Übertragungsgeschwindigkeit des Heimnetzwerkes im Vergleich zum Internet größer ist, wodurch die aktive Zeitdauer und damit der anteilige Energieverbrauch der für die Datenübertragung verwendeten Komponenten geringer ausfallen. Von großem Einfluss sind bei dieser Alternative hingegen die Ausstattung des NAS-Gerätes sowie die Frage, ob das Gerät von mehreren Nutzern gemeinsam verwendet wird. Eine angenommene Verringe-

rung der Anzahl an Festplatten im NAS-Gerät von vier auf zwei würde die THG-Emissionen um rund ein Drittel gegenüber dem Basisszenario verringern. Allerdings müsste bei dieser Maßnahme die mögliche geringere Ausfallsicherheit gegenüber Datenverlust geprüft werden. Noch stärker wirkt sich die gemeinsame Nutzung des NAS-Geräts aus. Davon ausgehend, dass diese Maßnahme durch die technische Funktionalität in einem Heimnetzwerk durchaus gegeben ist, könnte beispielsweise bei einer Verwendung des Geräts durch zwei Nutzer die THG-Emissionen dieser Speicherlösung gegenüber dem Basisszenario halbiert werden.

Abbildung 47 Ergebnis der Sensitivitätsanalysen: Prozentuale Abweichung der THG-Emissionen im Verhältnis zum Basisszenario



Quelle: Eigene Darstellung

5.4.2.2 Variation der Ergebnisdarstellung

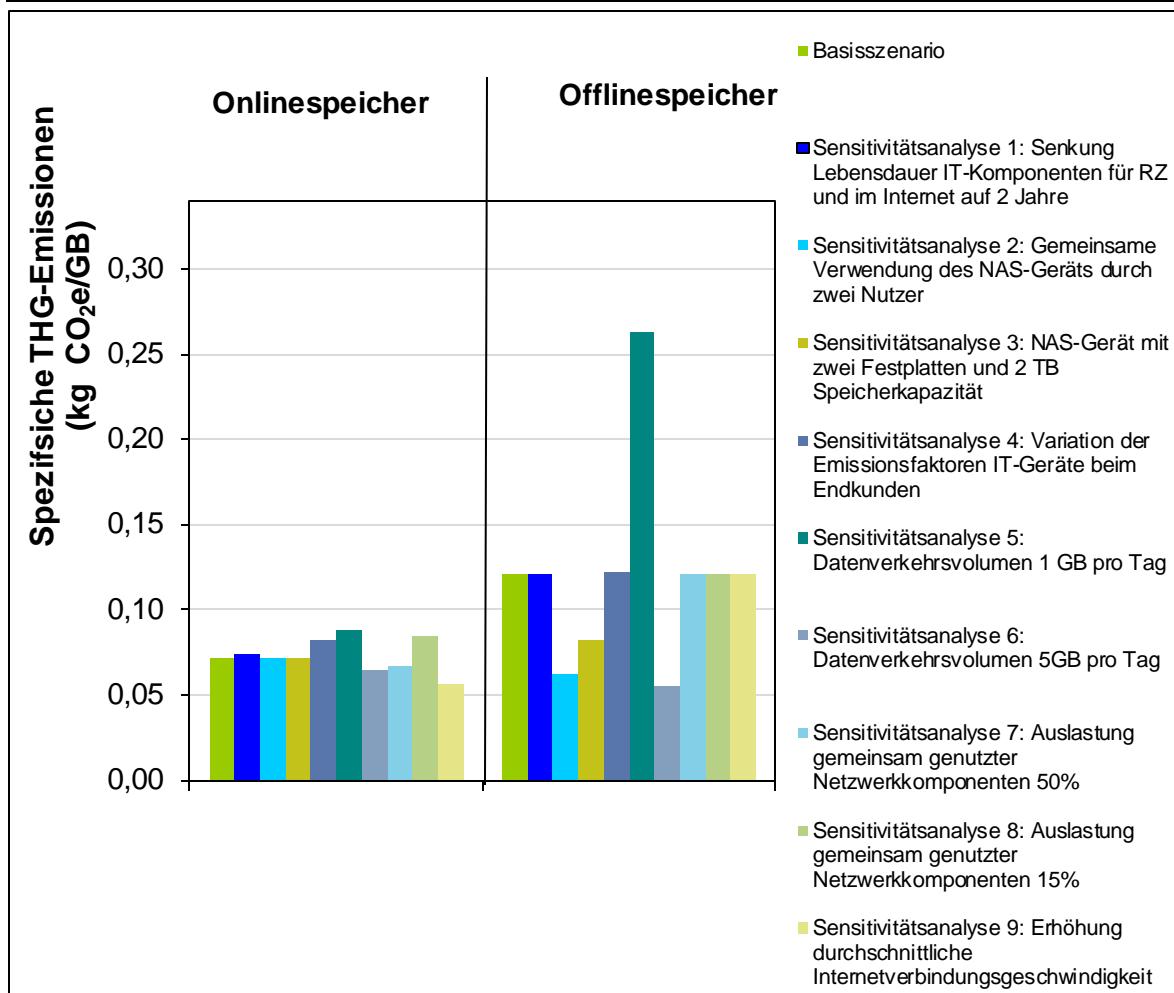
In den bisherigen Darstellungen wurden die Ergebnisse auf das mit der funktionellen Einheit festgelegte gesamte Datenvolumen bezogen, vgl. Abschnitt 5.3.2. Um die Abhängigkeit der Ergebnisse besser vom übertragenen Datenvolumen aufzeigen zu können, erfolgt in diesem Abschnitt bei ansonsten unveränderten Annahmen für das Basisszenario und die neun Sensitivitätsanalysen die Darstellung der Ergebnisse für beide betrachteten Alternativen bezogen auf das übertragene Datenvolumen. Den Definitionen der Sensitivitätsanalysen folgend ändert sich das übertragene Datenvolumen gegenüber dem Basisszenario ausschließlich in den Sensitivitätsanalysen 5 und 6, vgl. Tabelle 37.

Tabelle 37 Zusammenfassung der für die Berechnung zugrunde gelegten Datenvolumina für das Basisszenario und die Sensitivitätsanalysen

	Datenvolumen pro Jahr	Einheit
Basisszenario	803	GB
Sensitivitätsanalysen 1 bis 4 sowie 7 bis 9	803	GB
Sensitivitätsanalyse 5: Tägliches Datenverkehrsvolumen 1GB	365	GB
Sensitivitätsanalyse 6: Tägliches Datenverkehrsvolumen 5GB	1.825	GB

Die Ergebnisse dieser Betrachtung sind in Abbildung 48 dargestellt. Bei der Alternative **Onlinespeicher** (im linken Abbildungssegment dargestellt) weichen die Ergebnisse für die betrachteten Sensitivitätsanalysen nicht stark voneinander ab, wobei erkennbar ist, dass die auf das übertragene Datenvolumen bezogenen THG-Emissionen signifikant sinken, wenn das gesamte übertragene Datenvolumen steigt (Sensitivitätsanalyse 6) und wenn die durchschnittliche Übertragungsgeschwindigkeit im Internet größer wird (Sensitivitätsanalyse 9). Bei der Alternative **Offlinespeicher** (rechtes Abbildungssegment) ist demgegenüber eine stark ausgeprägte Abhängigkeit der THG-Emissionen von der Nutzungsintensität erkennbar: bei Verringerung des Datenverkehrsvolumens auf 1 GB täglich verdoppeln sich die spezifischen THG-Emissionen gegenüber dem Basisszenario, umgekehrt halbieren sich die spezifischen THG-Emissionen bei Erhöhung des Datenverkehrsvolumens auf 5 GB pro Tag oder bei gemeinsamer Verwendung des NAS-Geräts durch zwei Nutzer.

Abbildung 48 Darstellung der Ergebnisse bezogen auf das übertragene Datenvolumen



Quelle: Eigene Darstellung

5.4.3 Diskussion der Ergebnisse im Vergleich der vorliegenden Untersuchung mit den anderen Studien

Grundsätzlich wurden IT-Dienstleistungen bislang nur in wenigen Studien in einer lebenswegbezogenen Perspektive betrachtet. In diesem Abschnitt sollen die für dieses Fallbeispiel getroffenen Annahmen sowie die Ergebnisse vor dem Hintergrund aktueller Veröffentlichungen diskutiert werden.

Hischier et al. (2015) untersuchen die Bedeutung der sogenannten „grauen Energie“ (also den Energieverbrauch von der Nutzungsphase von IKT-Geräten vor- und nachgelagerten Lebenswegphasen) und der Umweltauswirkungen der Hardware. Die dargestellten Befunde decken sich soweit vergleichbar mit den Ergebnissen dieser Studie und bestätigen die hier getroffene methodische Festlegung, auch die Rechenzentren und Netze bei der Festlegung der Systemgrenzen mit einzubeziehen. Eine unmittelbare Vergleichbarkeit einzelner Ergebnisse ist nicht möglich, da die von Hischier et al. betrachteten IT-Komponenten zum Beispiel auf der Grundlage ihrer Gewichte deutlich unterschiedlich zu den hier betrachteten Geräten ausfallen.

Coroama et al. (2015) betrachten in einer Übersichtsarbeit die Energieintensität des Internets, wobei im Wesentlichen Studien (mehrheitlich aus den USA) ausgewertet wurden, in denen der Energieverbrauch in der Nutzungsphase (und nicht wie hier auch der Aufwand zur Herstellung der verwendeten IT-Komponenten) berücksichtigt wurde. Wegen unterschiedlichen Systemgrenzen und Datenquellen sind die von Coroama et al. festgestellten Bandbreiten enorm (0,006 kWh bis 136 kWh / GB), so dass eine Bezugnahme zu dem in dieser Studie verfolgten Fallbeispiel wenig Sinn macht. Allerdings spielen nach den Auswertungen von Coroama et al. das Kabel- und das Glasfasernetz bezogen auf die anderen Aufwendungen des Internets eine marginale Rolle. Vor diesem Hintergrund ist die bei dem hier untersuchten Fallbeispiel vorgenommene Vernachlässigung dieser Netzkomponenten offenbar vertretbar.

Whitehead et al. 2015 haben Rechenzentrum in Groß Britannien auf der Grundlage einer Lebewegsperspektive des gesamten Systems untersucht. Allerdings werden die Ergebnisse nicht auf Leistungskennwerte des Rechenzentrums bezogen, so dass ein Vergleich von Teilergebnissen mit dem hier untersuchten Fallbeispiel nicht möglich ist. Whitehead et al. bestätigen mit ihrer Untersuchung zum einen die in der vorliegenden Studie getroffene Festlegung, dass die sogenannten „embodied emissions“ (also Emissionen aus der Herstellung der IT-Komponenten und Infrastruktur) mit betrachtet werden müssen. Zum anderen kommen Whitehead et al. zu dem Ergebnis, dass der Bau und die Entsorgung des Gebäudes eines Rechenzentrums nur eine geringe Rolle spielen. Die hier vorgenommene Vernachlässigung deckt sich somit mit diesem Befund. Den sogenannten Refreshingprozess (also der Austausch von IT-Komponenten in Rechenzentren nach vergleichsweise kurzer Einsatzdauer) stufen Whitehead et al. als relevante Einflussgröße ein; der Anteil des Refreshingprozesses am Gesamtergebnis wird in der Veröffentlichung leider nicht dargestellt. Die in der vorliegenden Fallstudie vorgenommene Annahme samt Sensitivitätsanalyse dürfte allerdings die Bedeutung dieses Aspekts ausreichend abbilden.

5.5 Fazit: Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die Entwicklung von Vergabekriterien

Grundsätzlich führt der hier in der Fallstudie exemplarisch für Speicherdiene erprobte methodische Zugang, einen IT-Dienst nach dem Lebewegsprinzip und als Gesamtsystem zu betrachten, zu einer Darstellung von Ergebnissen und zu einer daraus ableitbaren Sicht auf Einflussfaktoren, die sich aus einer alleinigen Betrachtung und Analyse von Rechenzentren einerseits bzw. den IKT-Endgeräten bei den Nutzern andererseits nicht erschließen lässt. Zudem wird deutlich, dass der Beitrag dieser Dienstleistung zu den THG-Emissionen eines Haushalts im Bereich von IKT-Geräten keineswegs vernachlässigbar ist, sondern in ähnlicher Größenordnung wie beispielsweise die Nutzung von Fernsehgeräten steht.

Die Ergebnisse für die Alternative Onlinespeicher zeigen, dass relevante Beiträge der mit dieser Dienstleistung verbundenen THG-Emissionen sowohl durch die hierfür erforderliche Nutzung von IT-Geräten im Haushalt des Nutzers verursacht werden als auch in den Netzen und Rechenzentren zu verorten sind. Der zur Einordnung der Ergebnisse angestellte orientierende Vergleich mit der Alternative Offlinespeicher bei Nutzung eines NAS-Geräts im Heimnetzwerk verdeutlicht die hohe Relevanz der Nutzungsbedingungen in Bezug auf die Ergebnisse. Dementsprechend können auf der Grundlage der Fallstudie auch keine eindeutigen Vor- und Nachteile beider Speichermöglichkeiten mit Bezug auf ihre Klimarelevanz abgeleitet werden. In der Tendenz werden bei extensiver Nutzung Onlinespeicher unter Klimagesichtspunkten einer Offlinelösung überlegen sein, bzw. umgekehrt bei intensiver Nutzung wird eine Offlinenutzung mit geringeren THG-Emissionen als ein Onlinespeicher verbunden sein. Vor dem Hintergrund, dass im Rahmen dieser Fallstudie nur ein Dienstanbieter bzw. eine exemplarische Konfiguration für eine Offlinelösung untersucht werden konnte, kann daraus noch kein richtungssicherer „break-even-Point“ abgeleitet werden. Zudem muss an dieser Stelle nochmal darauf hingewiesen werden, dass beide Alternativen nur teilweise die gleichen Funktionalitäten aufweisen und daher nur eingeschränkt in dieser Hinsicht als äquivalent und vergleichbar angesehen werden können.

Die starke Nutzungs differenzierung bei IKT-Dienstleistungen dürfte eine der generellen Schwierigkeiten sein, einen Vergleich unterschiedlicher Anbieter und ihrer Angebote mit Blick auf die jeweiligen THG-Emissionen vorzunehmen. So werden beispielsweise alleine von dem Anbieter des hier beispielhaft betrachteten Onlinespeicherdienstes fünf unterschiedliche Produkte angeboten, die sich in der Speicherkapazität und in der Anzahl der FTP⁵⁵-Zugänge unterscheiden. Diese hochgradige Spezialisierung und der nicht unerhebliche Bedarf an Daten zu Performanceparametern der für die angebotene Dienste eingesetzten Rechenzentren erschweren die Vergleichbarkeit, ein Ranking oder das Setzen von Mindeststandards, um Kriterien zur Formulierung einer Vergabegrundlage abzuleiten.

Zudem muss berücksichtigt werden, dass sowohl für Rechenzentren als auch für die relevanten IKT-Endgeräte bereits Vergabegrundlagen für das Umweltzeichen Blauer Engel bestehen. Die in diesen Vergabegrundlagen aufgestellten Kriterien adressieren bereits die maßgebenden Einflussfaktoren, die sowohl für die Onlinespeicher als auch für die Alternative Offlinespeicher relevant sind. Darüber hinaus gehende Schlussfolgerungen im Sinne von zusätzlichen Kriterien können auf der Grundlage der hier durchgeföhrten Analyse der Speicherdiene nur sehr bedingt gezogen werden:

- ▶ Wie dargestellt würde bei Onlinespeichern eine höhere Übertragungsgeschwindigkeit der Daten im Internet die Nutzungszeiten der IT-Infrastruktur beim Nutzer und damit den Energiebedarf dieser Komponenten senken. Ob und in welchem Umgang höhere Übertragungsgeschwindigkeiten den Energie- und Hardwarebedarf im Netz steigern und in welchem Verhältnis dies zu den Energieeinsparungen bei den Nutzern steht, kann auf der Grundlage der vorhandenen Informationen nicht bestimmt werden. Zudem muss berücksichtigt werden, dass bei den momentanen durchschnittlichen Übertragungszeiten der Transfer großer Datenmengen für den Nutzer limitierend wirkt. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass eine Erhöhung der Übertragungsgeschwindigkeiten somit auch zu Rebound-Effekten führt.
- ▶ Bei der Alternative Offlinespeicher und den dabei genutzten NAS-Geräten könnten zum einen Geräte mit einer geringeren Anzahl von Festplatten die THG-Emissionen verringern. Die Abwägung, in welchem Umfang damit die Ausfallsicherheit und der Schutz vor Datenverlusten berührt werden, ist schwer zu föhren. Zum anderen könnte die gemeinsame Nutzung von NAS-Geräten anteilig zu einer Verringerung des Energiebedarfs und der THG-Emissionen beitragen. Bei einer Weiterentwicklung der Vergabegrundlagen könnte daher überlegt werden, ob sich die am Markt angebotenen Geräte von der Software gesehen im Einrichten und der Verwaltung von mehreren Nutzern unterscheiden und ob ggf. durch ein darauf abgestelltes zusätzliches Kriterium die gemeinsame Nutzung von NAS-Geräten gefördert werden könnte.

⁵⁵ FTP steht für File Transfer Protocol und beschreibt ein weit verbreitetes Netzwerkprotokoll zur Übertragung von Dateien über IP-Netzwerke. Die Anzahl der FTP-Zugänge ist mitbestimmend für die Übertragungsgeschwindigkeit.

6 Zusammenfassende Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Rahmen dieses Kapitels sollen die Erkenntnisse zu möglichen Ansatzpunkten für die Integration des PCF bzw. des Waterfootprints in das Umweltzeichen Blauer Engel als ein Umweltzeichen nach Typ I der ISO-Systematik vor dem Hintergrund der Ergebnisse aus den beiden Fallbeispielen zusammengeführt werden. Zusätzlich dazu muss hier auch die Entwicklung des Product Environmental Footprint (PEF) der EU Kommission mit betrachtet werden, da auch dieser Ansatz eine Kennzeichnung ermöglichen soll, bei der die quantitativen Ergebnisse einer auf den Lebensweg von Produkten bezogenen Analyse kommuniziert werden.

Mit der Veröffentlichung einer Mitteilung im Frühjahr 2013 hat die Kommission EU-weite Methoden zur Messung der Umweltleistung von Produkten und Organisationen vorgeschlagen. Den Mitgliedstaaten und der Privatwirtschaft wird in dieser Mitteilung die Anwendung dieser Methoden empfohlen. Ausgangspunkte für diesen Vorschlag waren vor allem folgende Beobachtungen:

- ▶ Das Fehlen belastbarer Informationen verhindert die Entfaltung des vollen Potenzials von grünen Märkten und grünem Wachstum.
- ▶ Aufgrund von nicht einheitlichen Methoden zur Erhebung und Kommunikation produktbezogener Umweltleistung entstehen am Markt ungleiche Wettbewerbsbedingungen.

Der Vorschlag der EU Kommission umfasst im Kern zwei Methoden zur Messung der Umweltleistung von Produkten oder Organisationen: der Umweltfußabdruck von Produkten (Product Environmental Footprint, PEF) und der Umweltfußabdruck von Organisationen (Organisation Environmental Footprint, OEF). Mitgliedstaaten, Unternehmen, private Organisationen und der Finanzsektor werden zur freiwilligen Anwendung dieser Methoden aufgefordert.

Im Rahmen einer inzwischen bei der Halbzeit angelangten Testphase werden 25 Produktkategorien (sowohl aus dem Bereich Non-Food als auch Lebensmittel und Getränke) unter Anwendung der vorgeschlagenen PEF-Methode untersucht; im Ergebnis sollen nach dieser dreijährigen Testphase unter Beteiligung verschiedener Interessenträger sogenannte PEFCR, also produkt(gruppen)spezifische Bilanzierungsregeln, die den Anforderungen der Rahmenmethode PEF folgen, ausgearbeitet werden.

Der Vorschlag der EU Kommission hat zum Teil heftige Kritik ausgelöst (vgl. beispielsweise Finkbeiner 2014 und die Replik von Galatola und Pant 2014). Im Mittelpunkt der Auseinandersetzung standen und stehen vor allem die von DIN EN ISO 14040 und 14044 abweichenden Begrifflichkeiten, die Durchführung einer Gewichtung von Wirkungsindikatorergebnissen sowie die Vorgabe von Wirkungsabschätzungsmethoden, die zum Teil nicht ausreichend erprobt sind und / oder als unsicher eingeschätzt werden. Neben diesen methodenbezogenen Einwänden wird politikbezogen kritisiert, dass es seitens der EU-Kommission keine konkreten bzw. transparenten Umsetzungspläne zum PEF gibt; so ist unklar, ob es auf der Grundlage des PEF eine freiwillige oder eine verbindliche Kennzeichnung von Produkten geben soll, und die Verknüpfung mit der bestehenden produktbezogenen Umweltpolitik und Umweltkennzeichen ist offen.

Trotz der hier nur in Ansätzen dargestellten strittigen Punkte können erstens einige Erfahrungen aus dem laufenden Prozess in einen Zusammenhang mit den im vorliegenden Vorhaben gestellten Fragen gebracht werden (siehe folgender Abschnitt), zweitens ergeben sich aus den Vorschlägen der EU-Kommission zur Kommunikation des PEF Aspekte, die für die hier interessierende mögliche Integration von PCF und Waterfootprint relevant sind (vgl. Abschnitt 6.2). Dies wird in den beiden folgenden Abschnitten näher betrachtet.

6.1 Wesentliche methoden- und prozessbezogene Erfahrungen aus der Halbzeit der laufenden Pilotphase

Bei den in Abschnitt 2.2 diskutierten grundsätzlichen Anwendungsmöglichkeiten des PCF wurde darauf hingewiesen, dass insbesondere für quantitative Kennzeichen in einigen methodischen Fällen noch methodische Fragen geklärt bzw. bei den beteiligten Akteuren Einigkeit bzw. ein gemeinsam getragener Konsens bei bestehenden methodischen Wahlmöglichkeiten hergestellt werden muss. Grundsätzlich könnte in dieser Hinsicht die Vorgehensweise der EU-Kommission trotz der beschriebenen grundsätzlichen Kritik eine Chance eröffnen, wenn unter den beteiligten Akteuren der Nutzen einer einheitlichen (oder zumindest einheitlicheren) Vorgehensweise bei der Erstellung von PEFCR und PEF für einzelne Produkte höher bewertet wird als die Risiken durch die dafür erforderliche Einschränkung von methodischen Wahlfreiheiten. Basierend auf Beiträgen und Diskussionen aus der Mitte November 2015 durchgeführten Halbzeitkonferenz werden nachstehend einige methodische und prozessbezogene Erfahrungen hervorgehoben, die nicht nur bei einzelnen, sondern wiederholt bei mehreren Pilotstudien als Herausforderungen benannt wurden und über die eingangs genannte, allgemeine Kritik hinausgehen.

Wiederholt genannte methodenbezogene Fragestellungen sind:

- ▶ Allokationsverfahren (sowohl im Herstellungsprozess v.a. bei Fleisch als auch beim Umgang mit Recycling). Offen ist hier vor allem, ob und inwiefern im weiteren Verlauf bzw. nach Abschluss der Pilotphase ggf. produktgruppenspezifische Abweichungen von der vorgegebenen Basisregel vereinbart werden. Bereits jetzt ist absehbar, dass sich die hier getroffenen Festlegungen bei Produkten mit landwirtschaftlicher Rohstoffbasis, bei chemiebasierten Produkten und bei Produkten und Verpackungen mit hohen Metallanteilen signifikant auf die Ergebnisse auswirken werden.
- ▶ Bei allen landwirtschaftlichen Produkten bzw. Produkten mit landwirtschaftlicher Rohstoffbasis stehen der Umgang mit nicht oder schwer quantifizierbaren Umweltauswirkungen (v.a. Biodiversität) und mit schwer zuordenbaren Ursachen von im Grundsatz unumstrittenen Umweltauswirkungen (v.a. Landnutzungsänderungen) in der Diskussion.
- ▶ In mehreren Pilotvorhaben wird die Notwendigkeit gesehen, eine neue bzw. besser geeignete Methode zur Wirkungsabschätzung der Ökotoxizität zu erarbeiten, die eine aussagekräftige und zuverlässige Differenzierung von Produkten ermöglicht (v.a. bei Waschmitteln, aber ähnliche Diskussionen bei Schuhen und Leder). Gleichzeitig wird darauf hingewiesen, dass es auch ohne PEF bei diesen Produkten in der EU einen dichten regulatorischen Rahmen zum Schutz von Mensch und Umwelt gibt.
- ▶ Vor allem bei weltweit erzeugten und gehandelten Produkten landwirtschaftlichen Ursprungs wird eine produktgenaue, konstante Datenerhebung als schwierig und zu komplex angesehen; Schwab und Prieß (2015) veranschaulichen diesen Aspekt am Beispiel Röstkaffee, dieser besteht in der Regel aus einer wechselnden Mischung aus bis zu fünf Ursprungsregionen.
- ▶ Allgemein scheint bei praktisch allen Pilotprojekten die Wahl eines repräsentativen Produkts (mit einer durchschnittlichen „Bill of Material“ auf Basis von Marktanteilen) eine der methodischen Hauptschwierigkeiten zu sein; noch schwieriger dürfte sich angesichts dieser Erfahrung die Bestimmung von Benchmarks gestalten, weil dann die Positionierung einzelner Produkte entlang einer Skala von marktgängigen Produkten und gegenüber einem virtuellen Durchschnittsprodukt vorgenommen werden müsste.
- ▶ Ähnlich schwierig ist nach den berichteten Erfahrungen die Wahl der Funktionellen Einheit, teilweise fehlen die dafür geforderten Informationen und die Vergleichbarkeit von Produkten wird in Zweifel gezogen.

Als wesentliche und übergreifende prozessbezogene Erfahrungen können festgehalten werden:

- ▶ Trotz der vorgegebenen Methode mit geringen methodischen Wahlfreiheiten und trotz des Vorhandenseins einer Leitlinie zur Anwendung wird eine geringe Konsistenz im Vorgehen der verschiedenen Pilotstudien beobachtet (Berger 2015); ein einheitliches Vorgehen nach der PEF-Leitlinie scheint kaum durchsetzbar zu sein.
- ▶ Mehrfach wird darauf hingewiesen, dass die Komplexität der gleichzeitigen Betrachtung von einer Vielzahl von Produkten und Lieferketten für die PEFCR einer Branche unterschätzt wurde. Der Aufwand zur Erhebung von repräsentativen (Primär-und Sekundär-)Daten ist deswegen höher als ursprünglich gedacht und zeit- sowie ressourcenmäßig eingeplant.
Dieser Aspekt könnte zwar zum Teil darauf zurückgeführt werden, dass im Rahmen des PEF-Pilotprozesses sich Branchen und Unternehmen engagieren, die keine Erfahrungen mit der Durchführung von Ökobilanzen haben und erstmalig lebenswegbezogene Daten von Produkten erheben. Interessant ist aber, dass auch von Branchen, bei denen in dieser Hinsicht bereits sehr lang währende Erfahrungen bestehen, der Aufwand als unerwartet hoch bewertet wird. So veranschlagt Schneider (2015) am Beispiel des Produkts Flüssigwaschmittel den Aufwand für die Erstellung der PEFCR auf über 4.500 Arbeitsstunden und die Kosten auf mehr als 155.000 Euro, wobei in dieser Zusammenstellung weder der Aufwand von Unterarbeitsgruppen für spezifische technische Fragestellungen sowie der Aufwand für die nun anstehenden vorgesehenen sechs Unterstützungsstudien, anhand derer die PEFCR erprobt werden soll, noch die Kosten für die Erprobung möglicher Kommunikationsformen enthalten sind.
- ▶ Die einzelnen Branchen entscheiden mit der eigenständigen Festlegung detaillierter Regeln für die PEFCR und insbesondere das Benchmarking quasi über die Auf- und Abwertung spezifischer Produktvarianten. Da hiermit möglicherweise über die zukünftige Wettbewerbsfähigkeit entschieden wird, ist zu erwarten, dass diese Festlegungen nicht in allen Fällen auf Basis ökologischer Vorteilhaftigkeit alleine erfolgen.

Hinsichtlich der für dieses Vorhaben zu beantwortenden Frage, nämlich ob die methodischen und die prozessbezogenen Voraussetzungen für eine Integration des PCF oder des Water Footprints (bzw. anderer, quantifizierter Ergebnisse aus lebenswegbezogenen Betrachtungen) in absehbarer Zeit für ein breites Set an Produktgruppen lösbar erscheint, sind angesichts dieser Erfahrungen deutliche Zweifel hinsichtlich der Machbarkeit angebracht. Bei aktuell rund 130 Vergabegrundlagen für das Umweltzeichen Blauer Engel müsste in jedem Fall eine klare Schwerpunktsetzung getroffen werden. Aber auch unter der Voraussetzung, dass beispielsweise nur 10 Produktgruppen pro Jahr behandelt würden und aus dem PEF-Prozess abgestimmte PEFCRs vorliegen, wäre der Aufwand sehr hoch. Insbesondere müsste für die ausgewählten Produktgruppen das Marktgeschehen regelmäßig und repräsentativ abgebildet sowie wesentliche Prozesse und Innovationen entlang des jeweiligen Lebenszyklus beobachtet werden, um eine vergleichende Einordnung ausgezeichneter Produkte vorzunehmen (und zwar unabhängig davon, ob im Sinne eines Rankings oder nach dem Best-in-Class-Konzept).

6.2 Mögliche Kommunikationsformen am Beispiel des PEF

Die Grundsätze sowie die möglichen Kommunikationsformen werden in einem Hintergrunddokument der EU-Kommission zum Test von Kommunikationsformen für den PEF im Rahmen der laufenden Pilotphase beschrieben (EU Commission 2014).

Die in diesem Dokument beschriebenen allgemeinen Grundsätze umfassen die Aspekte Transparenz, Verfügbarkeit und Zugänglichkeit der Informationen, Glaubwürdigkeit, Vollständigkeit, Vergleichbarkeit innerhalb der betreffenden Produktkategorie sowie Eindeutigkeit. Insbesondere werden die nachstehend aufgeführten Punkte hervorgehoben:

- ▶ Transparenz: Die Kommunikation darf sich nicht nur auf die Umwelteigenschaft des betreffenden Produktes beziehen, vielmehr muss auch mitgeteilt werden, wie diese Information erstellt wurde (Bewertungsverfahren, Datenquellen, Kriterien usw.)
- ▶ Die Wirtschaftsakteure sollten die Information zu den Umwelteigenschaften des Produkts mit Bezug auf die wichtigsten Umweltauswirkungen in einem einfachen, unmittelbar erfassbaren Format zur Verfügung stellen; weiterhin soll mit Hilfe von zusätzlichen Kommunikationskanälen (explizit als Beispiele werden hier Internetseiten und Smartphone-Anwendungen genannt) die erforderliche Information ergänzt werden.
- ▶ Die Anzahl an Indikatoren (zur zahlenmäßigen Darstellung der wichtigsten Umwelteigenschaften) ist auf drei zu beschränken, die zusätzliche oder auch ausschließliche Nutzung eines (gewichteten und aggregierten) Gesamtindikators sollte in Betracht gezogen werden.

Die des Weiteren im Hintergrunddokument aufgeführten möglichen Kommunikationsformen sind sehr breit gefasst und umfassen Beispiele am Verkaufsort (verschiedene Arten von Kennzeichen und kombinierte Kennzeichen auf den Produkten, Informationen im oder am Ladenregal oder besondere Bereiche auf den Verkaufsflächen), Beispiele in der Nähe des Verkaufsorts sowie weitere, vom Verkaufsort unabhängige Informationsmöglichkeiten wie beispielsweise Internetseiten, Werbekampagnen, Kampagnen die sich auf die umweltgerechte Nutzung der Produkte beziehen etc.

Die Eckpunkte des Tests möglicher Kommunikationsformen im Rahmen des aktuellen Pilotprozesses werden im Hintergrunddokument zusammengefasst wie folgt beschrieben:

- ▶ Beginn der Durchführung der Testphase im Anschluss an die zweite Konsultation der PEF-Pilotphase (dann sind die PEFCR und pro Kategorie mindestens jeweils drei Belegstudien durchgeführt) und vor dem Ende der Pilotphase, also voraussichtlich Mitte 2016.
- ▶ Grundsätzlich können unterschiedliche Kommunikationsformen getestet werden, wobei bevorzugt in Tests in realen Kaufsituationen durchgeführt werden sollen, daneben sind auch online-Simulationen und Fokusgruppen möglich.
- ▶ Die Durchführung der Testphase zur Kommunikation des PEF soll auch die Erkenntnisse der verhaltensökonomischen Forschung berücksichtigen, wonach v.a. Impulskäufe intuitiven und schnellen Entscheidungen folgen. Das Augenmerk sollte daher auch auf die Frage gerichtet werden, wie die Aufmerksamkeit bei schnellen Kaufentscheidungen geweckt werden kann. Als Beispiel wird hier die Möglichkeit beschrieben, auf dem Kassenbeleg neben dem Ergebnis des PEF-Rankings (beispielsweise „PEF A Milch“) eine zusätzliche Information aufzudrucken, wo die gesamten Umweltauswirkungen des Einkaufs bewertet werden und durch Zusatzinformationen im Ladengeschäft Informationen bereitgestellt werden, mit welchen Produkten der Einkauf umweltgerechter gestaltet werden könnte.
- ▶ Schließlich sollen im Rahmen der Auswertung der Testphase die Art der durchgeführten Kommunikation (einschließlich ggf. zusätzlicher Elemente), die Verständlichkeit gegenüber den Zielgruppen, die Aufmerksamkeit mit Blick auf die kommunizierten Umweltauswirkungen, die Effektivität hinsichtlich der Erhöhung der Aufmerksamkeit des ausgezeichneten Produkts bei den Zielgruppen, die konkrete Kaufentscheidung sowie ggf. Reaktionen zu Hinweisen bezüglich der umweltgerechten Nutzung und Entsorgung des Produktes überprüft werden.

Im Hintergrunddokument wird auch die Schwierigkeit mit Blick auf die Ko-Existenz zu bestehenden freiwilligen (wie Umweltzeichen) oder verbindlichen Kennzeichen wie die Energieverbrauchskennzeichnung sowie Zertifizierungen beschrieben. Grundsätzlich wird in diesem Zusammenhang ausgeführt, dass es keine Absicht ist, mit dem Test von Kommunikationsformen zum PEF zu einer (weiteren) Vergrößerung der Labelflut beizutragen. Vielmehr wird betont, dass das Ziel darin besteht, gerade mit Hilfe des PEF einer weiteren Ausbreitung von Kennzeichen entgegen zu wirken. Mit Hilfe der Testphase, bei der unvermeidlich PEF-Profile parallel zu vorhandenen Kennzeichen treten, sollten daher auch zu dieser Fragestellung neue Erkenntnisse und Lösungswege im Sinne eines kohärenten

Vorgehens gefunden werden. In diesem Zusammenhang werden zwei Beispiele zur Integration bestehender Zeichen mit dem PEF-Profil beschrieben: das FSC-Label sowie das EU-Bio-Logo. In beiden Fällen wird vorgeschlagen, dass das PEF-Profil die primäre Kommunikationsform darstellt und die beiden bekannten Kennzeichen als Zusatzinformation mit integriert werden.

Auch wenn mit dem Hintergrunddokument noch keine abschließenden Festlegungen getroffen werden, sondern lediglich die Grundsätze und Möglichkeiten in der Testphase aufgezeigt werden, sind die getroffenen Ansätze kritisch zu sehen. Zum einen ist keine Einbettung in ein allgemeines umweltpolitisches Produktkonzept erkennbar, zum anderen wird keine Konzeption zur Integration des PEF-Konzepts in bestehende Umweltkennzeichen vorgelegt. Vielmehr würden nach den Vorstellungen bestehende Umweltkennzeichen wie das Zeichen Blauer Engel als zusätzliches Element zum PEF eine deutliche Abwertung erfahren.

6.3 Empfehlungen

Die grundlegende Ausgangsfrage dieses Vorhabens, nämlich ob eine Integration im Sinne einer zusätzlichen Ausweisung von quantifizierten Umweltinformationen auf der Grundlage von berechneten Product Carbon Footprints und / oder des Water Footprints sinnvoll ist, kann auf der Grundlage der hier angestellten grundsätzlichen Überlegungen (Kapitel 2) und den Erfahrungen aus der Analyse von zwei sehr unterschiedlichen Fallbeispielen (Milchprodukte, Kapitel 4 und Onlinespeicherdienste, Kapitel 5) zusammenfassend verneint werden. Der zusätzliche informatorische Nutzen wäre mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand verbunden, der vor allem durch die Erstellung von mit Stakeholdern abgestimmten produktbezogenen Bilanzierungsregeln und durch die erforderliche kontinuierlichen Beobachtung des Marktgeschehens bestimmt ist, um Referenzprodukte und Benchmarks berechnen zu können. Unabhängig von dieser Überlegung würde ein solcher Integrationsansatz derzeit und in den nächsten Jahren aufgrund des parallelen Prozesses der EU-Kommission zum PEF ohnehin keinen Sinn machen.

Den allgemeinen Vergabegründsätzen gemäß werden mit dem Umweltzeichen Blauer Engel auf freiwilliger Basis Produkte und Dienstleistungen ausgezeichnet, die in einer ganzheitlichen Betrachtung besonders umweltfreundlich sind und zugleich hohe Ansprüche an Arbeits- und Gesundheitsschutz sowie an die Gebrauchstauglichkeit erfüllen. Demgegenüber zielt der PEF im Grundsatz auf eine Kennzeichnung von allen Produkten einer Produktgruppe ab, wobei es konzeptionell nicht festgelegt ist, ob es eine freiwillige Kennzeichnung geben wird (dann würden sich absehbar nur Anbieter um eine Kennzeichnung von Produkten bemühen, die einen guten gewichteten Umweltindikatorwert erreichen würden) oder ob eine verbindliche Kennzeichnung angestrebt wird. Aufgrund des im laufenden Pilotprozess erkennbaren hohen Aufwands kann angenommen werden, dass dieser Ansatz (wenn überhaupt) nur für eine eingeschränkte Anzahl an Produktgruppen realisierbar sein wird. Unabhängig von der also von der EU-Kommission noch nicht festgelegten Umsetzungsstrategie muss auf der Grundlage der derzeit vorgeschlagenen möglichen Kommunikationsformen eine Schwächung bestehender Umweltzeichen wie des Blauen Engels aber auch des Bio-Siegels befürchtet werden. Dieser Gefahr sollte bei den weiteren Konsultationen im PEF-Prozess besondere Aufmerksamkeit zukommen.

Im Gegensatz zur Ausweisung von Ergebniswerten macht die Nutzung des Product Carbon Footprints, des Water Footprints sowie vorhandener PCR-Dokumente bei der Festlegung der Kriterien für die Vergabegründlagen des Umweltzeichens Blauer Engel durchaus Sinn. So wurden beispielsweise bei der Erarbeitung von Vergabegründlagen im Rahmen des Vorhabens „TOP 100 – Umweltzeichen für klimarelevante Produkte“ sofern vorhanden bestehende PCR-Dokumente und Produkt-Deklarationen standardmäßig einbezogen.

Aus der Betrachtung der beiden Fallbeispiele in diesem Vorhaben wird deutlich, dass das konkrete Vorgehen und auch die Ableitung möglicher Kriterien für Vergabegründlagen überaus produkt- und kontextspezifisch ausfallen und keinesfalls aus einem generischen Gesamtkonzept wie dem PEF-

Konzept abgeleitet werden könnten. Beim Fallbeispiel Milch konnten auf der Grundlage der durchgeführten Berechnungen zum Product Carbon Footprint sowie zum Water Footprint verschiedene Optimierungsansätze aufgezeigt werden, die in Kriterien für die Ableitung von Vergabegrundlagen einfließen könnten, allerdings mit den beteiligten Kreisen noch intensiv abgestimmt werden müssten. Demgegenüber zeigt allein schon die Betrachtung des Product Carbon Footprints beim Fallbeispiel Online-Speicherdiensst die Grenzen dieser Betrachtungsweise auf. Da diese IT-basierte Dienstleistung am Markt sehr kundenspezifisch differenziert wird fällt es schwer, ein Referenzszenario zur Nutzung festzulegen. In diesem Fall macht es vielmehr Sinn, an den für diese Dienstleistung erforderlichen IT-Systemen (Endgeräte, Netze, Rechenzentren) anzusetzen. Die für diese Systeme bereits entwickelten Vergabegrundlagen sind daher als sinnvoller und wegweisender Ansatz anzusehen, eine an den Dienstleistungen ausgerichtete Vorgehensweise würde demgegenüber wie am Beispiel aufgezeigt an Machbarkeitsgrenzen stoßen.

7 Quellenverzeichnis

- Ackermann, R., T. Bergmann, and M. Finkbeiner; Yin-/Yang-Concept of Environmental Sustainability Assessment, in Proceedings of the 7th global conference on sustainable manufacturing 2.12.-4.12.2009: Chennai, India.
- Alcamo, J. and T. Heinrichs; 2002; Critical regions: A model-based estimation of world water resources sensitive to global changes. Aquatic Science 64: 352-362.
- Alcamo, J., P. Doll, T. Heinrichs, F. Kaspar, B. Lehner, T. Rosch, and S. Siebert; 2003; Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. Hydrological Science 48(3): 317-337.
- Allan, J.A.; 1998; Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. Ground Water 36: 545-546.
- Amon, B.; Fröhlich, M.; Kryvoruchko, V.; Amin, T.; 2004; Einfluss von "Effektiven Mikro-Organismen (EM)" auf Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen auf das Geruchspotential aus einem Schrägbodenstall für Mastschweine. Endbericht. Universität für Bodenkultur Wien. Studie im Auftrag von Multikraft GmbH.
- Apple 2012 ;15-inch MacBook Pro, Environmental Report,
http://images.apple.com/euro/environment/reports/docs/15inch_macbookpro_per_june2012.pdf, abgerufen am 03.09.2013
- Baedeker, C.; Lieck, C.; Welfens, M. J.; Analysis of Existing Concepts for Measuring Sustainable Consumption in Germany and Main Features of a Development Concept. Paper des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal 2007.
- Bakkenes, M., D. De Zwart, and J.R.M. Alkemade; MOVE nationaal Model voor de Vegetatie versie 3.2 Achtergronden en analyse van modelvarianten. National Institute of Public Health and the Environment: Bilthoven, NL, 2002.
- Baldo, G.L.; Massimo, M.; Montani, M. Ryding, S.-O.; Study for the EU Ecolabel Carbon Footprint measurement toolkit. Activity Report – Final Version. European Commission.
- Barthel, C.; Den European Way of Life im Blick – Spielraum der Konsumenten bei ihrer CO₂-Emission, In: Energie & Management, 2006, 15/2006, BASF 2009.
- Bayart, J.B., et al. (2009a); A Framework for Assessing Off-Stream Freshwater Use in LCA. Zur Publikation eingereicht im Int. J. LCA, 2009.
- Bayart, J.B. et al. (2009b), Operational characterisation method and factors for a new midpoint impact category: Freshwater Deprivation for Human Uses, in Proceedings of the SETAC Europe: 19th Annual Meeting. 2009: Gothenborg, Sweden.
- Berger, M. and M. Finkbeiner, Water footprinting – how to address water use in life cycle assessment? Sustainability, 2010, 2(4): p. 919-944.
- Bleich, H., Mehr Fläche für die Wolke. c't 2014, 3, 108-109
- BMU und BDI e.V. (Hrsg.), Produktbezogene Klimaschutzstrategien. Product Carbon Footprint verstehen und nutzen. Bonn 2010;
http://www.bdi.eu/download_content/PCF-Leitfaden_100810_Online.pdf
- Bonnet, A.; How far should policy « standardise » communication? Contribution to the mid-term Conference on the Environmental Footprint Pilot Phase. Brussels, 04.11.2015
- Boulay, A.-M., C. Bulle, J.-B. Bayart, L. Deschenes, and M. Margni. 2011. Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modelling Direct Impacts on Human Health. Environmental Science & Technology 45(20): 8948–8957.
- Brent, A.C., A life cycle impact assessment procedure with resource groups as area of protection. Int. J. LCA, 2004. 9: p. 172-179.
- Brohmann, B.; Barth, R.; Policies to promote sustainable consumption patterns in Europe. How effective are sustainable consumption policies in the EU-27? 2011. http://www.eupopp.net/docs/eupopp_brochure_110621.pdf
- CEAS Consultants (Wye) Ltd et al.; THE ENVIRONMENTAL IMPACT OF DAIRY PRODUCTION IN THE EU: PRACTICAL OPTIONS FOR THE IMPROVEMENT OF THE ENVIRONMENTAL IMPACT. Final report. European Commission, 2000. Abrufbar unter ff. link:
<http://ec.europa.eu/environment/agriculture/pdf/dairy.pdf>
- Coroama et al. 2015; The Energy Intensity of the Internet: Home and Access Networks, Coroama, V.C.; Schien, D.; Preist, C.; Hilz, L.M.; Springer International Publishing Switzerland 2015, L.M. Hilz and B. Aebscher (eds.), ICT Innovations for Sustainability, Advances in Intelligent Systems and Computing 310, DOI 10.1007/978-3-319-09228-7_8

- Dämmgen, U. (Hrsg.); Nationaler Inventarbericht 2006 – Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 291. 2006.
- Dewulf, J. et al.; Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): A Comprehensive Life Cycle Impact Assessment Method for Resource Accounting. Environ. Sci. Technol., 2007. 41: p. 8477-8483.
- Döll, P. 2009. Vulnerability to the impact of climate change on renewable groundwater resources: a global-scale assessment. Environmental Research Letters 4.
- Döll, P. and K. Fiedler. 2008. Global-scale modeling of groundwater recharge. Hydrology and Earth System Sciences 12: 863–885.
- Ecoinvent centre, 2008; <http://www.ecoinvent.org>; 12.03.2009.
- EEA (European Environment Agency); Land Cover Changes 1990-2000. 2008.
- EU Commission; Background Document for The Testing of Communication Vehicles in the Environmental Footprint Pilot Phase 2013-2016, ver.1.1. Abgerufen via Environmental Footprint Wiki, 24.07.2014
- Ernst&Young; Quantis; Product Carbon Footprinting – a study on methodologies and initiatives. Final report. European Commission, Brussels 2010.
- Falkenmark, M. 1989. The massive water scarcity now threatening Africa: Why isn't it being addressed? Ambio 18(2): 112-118.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations); DEFINITION AND CLASSIFICATION OF COMMODITIES - 11. FODDER CROPS AND PRODUCTS. 1994. <http://www.fao.org/es/faodef/fdef11e.htm>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations); Greenhouse gas emissions from the Dairy sector, a life cycle analysis. 2009.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>. Accessed 03 March 2011
- Fliessbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P.; Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agriculture, Ecosystems and Environment 118:pp. 273-284. 2007.
- Frischknecht, R., R. Steiner, and N. Jungbluth; The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006 – A method for impact assessment in LCA. Federal Office for the Environment: Bern 2006.
- Fritzsche, U.; Gattermann, M.; Herling, J.; Hünecke, K.; Rausch, L.; Teufel, J.; EUPOP Work Package 4 Deliverable 4.2.BAU and SC Scenario assumptions and the MFA Database. 2011. http://www.europop.net/docs/wp4.2_bau_sc_scenar.pdf
- GEMIS 2011; Software Gesamt-Emissionsmodell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 4.7. Stand 2011; Öko-Institut e.V. www.gemis.de.
- Goedkoop, M. and R. Spriensma; The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report. Product Ecology Consultants (PRe): Amersfoort 2001.
- Google Inc.; Google Earth (GE); <http://earth.google.com/>; 07.01.2010.
- Grießhammer, R. et al.; EcoTopTen – Innovationen für einen nachhaltigen Konsum. Öko-Institut Freiburg 2004.
- Grießhammer, R.; Brommer, E.; Gattermann, M.; Grether, S.; Krüger, M.; Teufel, J.; Zimmer, W; CO₂-Einsparpotenziale für Verbraucher. im Auftrag des Verbraucherzentrale Bundesverbandes e.V. im Rahmen des Projekts „Starke Verbraucher für ein gutes Klima“, Öko-Institut Freiburg 2010.
- Grießhammer, R.; Hochfeld, C.; Memorandum Product Carbon Footprint. Positionen zur Erfassung und Kommunikation des Product Carbon Footprint für die internationale Standardisierung und Harmonisierung. BMU, UBA, Öko-Institut e.V. (Hrsg.) 2009; http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/memorandum_pcf_lang_bf.pdf
- Grießhammer, R.; Prakash, S.; Brommer, E.; Lüders, B.; PROSA Master-Slave-Steckdosenleiste. Öko-Institut, Freiburg 2009
- Grimm, D., Erek, K., Wilkens, M. and Zarnekow, R. (2012); Towards a Production-related Carbon Footprint of IT-Services (CFIS). Electronic Goes Green (EGG'12), Berlin
- Grimm, D.; Erek, K.; Zarnekow, R.; Carbon Footprint of IT-Services – A comparative Study of Energy Consumption for Offline and Online Storage Usage. Proceedings of the Nineteenth Americas Conference on Information Systems, Chicago, Illinois, August 15-17, 2013a

Grimm, D.; Weiss, D.; Erek, K.; Zarnekow, R.; Product Carbon Footprint and Life Cycle Assessment of ICT – Literature Review and State of the Art. Working-Paper in the context of the research project “GreenIT Cockpit” funded by the German Federal Ministry of Economics and Technology. 2013b

Grimm, D.; Schödwell, B.; Erek, K.; Zarnekow, R.; Conceptualizing the quantification of the Carbon Footprint of IT-Services (CFIS). B. Funk et al. (eds.), Information Technology in Environmental Engineering, Environmental Science and Engineering. 2014

Gröger, J.; Quack, D.; Grießhammer, R.; Gattermann, M.; TOP 100 – Umweltzeichen für klimarelevante Produkte – Endbericht. Öko-Institut e.V., Freiburg 2013

Guinee, J. B., M. Gorree, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. W. Sleeswijk, S. Suh, H. A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin, and M. A. J. Huijbregts. 2002. Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards. Dordrecht, The Netherlands: Kulwer Academic Publishers.

Guinee, J.B. et al.; Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards, J.B. Guinee, Editor. Centre of Environmental Science – Leiden University (CML): Leiden 2001.

Harthan, R.O.; Brohmann, B.; Fritzsche, U.; Grießhammer, R.; Seebach, D. (2010); Positionspapier Klimakompensation. Öko-Institut, Freiburg. <http://www.oeko.de/oekodoc/1011/2010-071-de.pdf>

Hauschild, M. and H. Wenzel, Environmental Assessment of Products. Vol. 2., New York, NY, USA: Chapman & Hall, Thomson Science, 1998.

Hirschfeld, J.; Weiβ, J.; Preidl, M.; Korbun, T.; Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08. Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung. 2008.

Hischier et al. 2015; Grey Energy and Environmental Impacts of ICT Hardware, Hischier, R.; Coroama, V.C.; Schien, D.; Achachlouei, M.A.; Springer International Publishing Switzerland 2015, L.M. Hilty and B. Aebsicher (eds.), ICT Innovations for Sustainability, Advances in Intelligent Systems and Computing 310, DOI 10.1007/978-3-319-09228-7_10

Hoekstra, A. Y. and M. M. Mekonnen. 2011. Global water scarcity: the monthly blue water footprint compared to blue water availability for the world's major river basins. In Value of Water Research Report Series 53. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE.

Hoekstra, A.Y. et al.; The Water Footprint Assessment Manual – Setting the Global Standard. Earthscan: London, Washington D.C. 2011

Hoekstra, A. Y., W. Gerbens-Leenes, and T. H. van der Meer. 2009. Reply to Pfister and Hellweg: Water footprint accounting, impact assessment, and life-cycle assessment. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106: 114.

Hoekstra, A.Y. and P.Q. Hung; Virtual Water Trade: A Quantification of Virtual Water Flows between Nations in Relation to International Crop Trade, in Value of Water Research Report Series 11. UNESCO-IHE: Delft 2002.IFEU; Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1960 bis 2030. TREMOD Version 5.1. 2010.

IFEU; EcoTransIT World - Ecological Transport Information Tool for Worldwide Transport. Methodology and Data. Report and methodology development for International Union of Railways (UIC). 2011.

International Dairy Federation; A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin of the International Dairy Federation 445/2010. 2010.

International Water Management Institute (IWMI), Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, D. Molden, Editor. Earthscan: London 2007

IPPC (Intergovernmental panel on climate change); Fourth Assessment Report: Climate Change 2007, Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing; 2007. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>

ISO 14046 (working draft). 2011. Water footprint - principles, requirements and guidance (ISO 14046 working draft 2), edited by International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

KLIMATCERTIFERING FÖR MAT. Criteria for Mitigation of Climate Impact from Food Production and Distribution. Version 2010:3, accepted by the project steering group on October 5th, 2010. <http://www.klimatmarkningen.se/wp-content/uploads/2009/02/Climate-Certification-of-Food-2010-3.pdf>

Lindenthal, T.; Hörtenhuber, S.; Markut, T. Treibhausemissionen von Trinkmilch. Bericht an die externen Reviewer gemäß ISONORM 14040 und 14044 (Ökobilanzierungsnorm). 2009.

https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.person_wissenstransfer?sprache_in=de&menue_id_in=106&id_in=9887.

Liu und Gröger 2013; Top 100: PROSA Kleine Netzwerkspeicher (NAS) – Entwicklung der Vergabekriterien für ein klimaschutzbezogenes Umweltzeichen, Studie im Rahmen des Projektes "Top 100 – Umweltzeichen für klimarelevante Produkte", Liu, R.; Gröger, J.; 2013, Gefördert durch: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin / Projektträger Jülich Mäder, P. et al.; Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. Science, 296: 1694-1697. 2002.

Maendly, R. and S. Humbert, Empirical characterization model and factors assessing aquatic biodiversity damages of hydropower water use. Int. J. LCA (submitted) 2009.

Manhart, A.; Brommer, E.; Gattermann, M.; Stratmann, B.; Teufel, J.; Bewertung ausgesuchter Warengruppen nach ökologischen und sozialen Kriterien für den Landschaftsverband Rheinland – Aktualisierung des Gutachtens vom Dezember 2009. Öko-Institut 2011.

McDonald, M.G. and A.W. Harbaugh; A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model, in Techniques of Water-Resource Investigation. United States Geological Survey: Denver 1988.

Mila i Canals, L., J. Chenoweth, A. Chappagain, S. Orr, A. Anton, and R. Clift. 2008. Assessing freshwater use in LCA: Part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. International Journal of Life Cycle Assessment 14: 28-42.

Möller, K.; Leithold, G.; Schnell, S.; Stinner, W.; Weiske, A.; Auswirkungen der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchfolgen vielfältiger und vielseitiger ökologisch wirtschaftender Betriebe. Endbericht DBU AZ 15074, Giessen, 396 Seiten. 2006.

Motoshita, M., N. Itsubo, and A. Inaba. 2011. Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity. International Journal of Life Cycle Assessment 16(1): 65-73.

Motoshita, M. et al., Development of damage assessment model for infectious diseases arising from domestic water consumption, in Proceedings of the SETAC Europe: 19th Annual Meeting. 31 May-04 June 2009; Gothenburgborg, Sweden

Motoshita, M., N. Itsubo, and A. Inaba. 2008. Development of impact assessment method on health damages of undernourishment related to agricultural water scarcity. In Proceedings of the Eighth International Conference on EcoBalance 10-12 December 2008. Tokyo, Japan.

Murray, C. and A. Lopez, The Global Burden of Disease. Harvard School of Public Health (on behalf of the World Health Organization, World Bank): Boston 1996

Nemani, R.R. et al.; Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. Science, 2003, 300: p. 1560-1563.

Nunez, M., S. Pfister, A. Anton, P. Munoz, S. Hellweg, A. Koehler, and J. Rieradevall. 2010. Using geographic information systems and spatial data to assess water consumption of bioenergy. In Proceedings of the SETAC Europe: 20th Annual Meeting 23 - 27 May 2010. Seville, Spain.

N.N.; Cloud-Preise im Sturzflug, c't 2014 Heft 9, S.32

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD); OECD Key Environmental Indicators. OECD Environment Directorate: Paris 2004

Osterburg, B. et al. (2009a); Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/2009. Braunschweig 2009.

Osterburg, B. et al. (2009b); Analyse ausgewählter Studien und Dokumente in Hinblick auf Kosten und Potentiale der Minderung von Treibhausgasemissionen sowie des Aufbaus und der Erhaltung von C-Senken im deutschen Agrar- und Forstsektor. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/2009. Braunschweig 2009.

PE International (PE Int.); <http://www.gabi-software.com>; 08.07.2009.

- Pfister, S., A. Koehler, and S. Hellweg. 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science and Technology* 43: 4098-4104.
- Pfister, S.; <http://www.ifu.ethz.ch/staff/stpfiste>; 07.01.2010.
- Prakash, S.; Manhart, A.; Reintjes, N.; Stratmann, B.; Environmental product indicators and benchmarks in the context of environmental labels and declarations. Study commissioned by ANEC. Öko-Institut e.V. Freiburg 2008.
- Prüss-Üstün, A. et al.; Safe Water, Better Health. World Health Organization: Geneva 2008
- Quack, D.; Eberle, U.; Liu, R.; Stratmann, B.; Case study "Tchibo Privat Kaffee Rarity Machare". Documentation. Fallstudie innerhalb des PCF Pilotprojekts (<http://www.pcf-projekt.de>); Freiburg 2009.
- Quack, D.; Requirements on Consumer Information about Product Carbon Footprint. Study commissioned by ANEC. Öko-Institut e.V. Freiburg 2010.
- Quack, D.; Rüdenauer, I.; Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2001. Öko-Institut Freiburg 2004.
- Quack, D.; Rüdenauer, I.; Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen – Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2005. Öko-Institut, Freiburg 2007.
- Rahmann, G., Aulrich, K., Barth, K., Böhm, H., Koopmann, R., Oppermann, R., Paulsen, H.M., Weißmann, F.; Klimarelevanz des Ökologischen Landbaus – Stand des Wissens. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 1/2 (58), 71-89, 2008.
- Raskin, P. D., E. Hansen, and R. M. Margolis. 1996. Water and sustainability: global patterns and long-range problems. *Natural Resources Forum* 20(1): 1-5.
- Richert, A. 2010. Status Report: Climate Certification for Food.
- Ridoutt, B. G. and S. Pfister. 2010. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environmental Change* 1: 113-120.
- Rost, S., D. Gerten, and U. Heyder. 2008. Human alterations of the terrestrial water cycle through land management. *Advances in Geosciences* 18: 43-50.
- Rubik, F.; Scholl, G.; Stratmann, B.; Teufel, J. et al.; Untersuchung zur möglichen Ausgestaltung und Marktimplementierung eines Nachhaltigkeitslabels zur Verbraucherinformation, 2009; <http://download.ble.de/08HS031.pdf>
- SABMiller and WWF. 2009. Water Footprinting: Identifying and Addressing Water Risks in the Value Chain Working and Godalming, United Kingdom: SABMiller Plc and WWF-UK.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU): Lebensmittelkonsum als Gegenstand von Politik. In: Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. S. 103ff. Berlin, 2012
- Schächtele, K.; Hertle, H.; Recherche für ein internetbasiertes Tool zur Erstellung persönlicher CO₂-Bilanzen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, Förderkennzeichen 206 42 110, Heidelberg 2007.
- Schllich, M.; Product Carbon Footprint (PCF): Befragung von Endverbrauchern. *Hauswirtschaft und Wissenschaft*; 1, 20-27, 2011.
- Schmied, M.; Hochfeld, C.; Eine ökologische Bewertung der neuen intermodalen Verkehrsangebote DB-Carsharing und Call-a-Bike. Öko-Institut, Berlin 2004.
- Schneider, C.; Fortschrittsbericht zum AISE Waschmittelpiloten – Erkenntnisse und methodische Herausforderungen. Impulsbeitrag auf dem Dialogforum „Die Umweltfußabdruck(PEF)-Initiative der EU Kommission, eine Halbzeitbilanz. Berlin 17.11.2015
- Schwab, D.; Prieß, R.; Der PEF für Kaffee: die Sichtweise von Tchibo und Öko-Institut. Impulsbeitrag auf dem Dialogforum „Die Umweltfußabdruck(PEF)-Initiative der EU Kommission, eine Halbzeitbilanz. Berlin 17.11.2015
- Sevenster, M.; Verhagen, J.; GHG emissions of green coffee production. Towards a standard methodology for carbon footprinting. Report, Delft, 2010.
http://www.cedelft.eu/publicatie/ghg_emissions_of_green_coffee_production%3Cbr%3E_toward_a_standard_methodology_for_carbon_footprinting/1117?PHPSESSID=2f5831eec6724b978d442075bfc45d02
- Siering, P.; Deine Cloud. Was owncloud kann und wie Sie starten. c't 2014, Heft 21, 68ff.
- Smakhtin, V., C. Revenga, and P. Döll; A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity. *Water Int.*, 2004, 29(3): p. 307-317.

Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V.; Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production system through carbon sequestration in grasslands. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 6, page 1 of 17, 2009.

Statistisches Bundesamt (StaBu); Die Nutzung von Umweltressourcen durch die Aktivitäten privater Haushalte. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2006.

Stutz et al. 2012; Carbon Footprint of a Dell Rack Server, Stutz, M; O'Connel, S; Pflueger J.; Paper aus der Conference "Electronics Goes Green 2012+"

Systain Consulting GmbH; Carbon Footprint von Textilien. Hamburg 2009.

Teufel, J.; Blauer Engel für verbrauchernahe Produkte und Dienstleistungen. Teilleistung: Kurz-Expertise Wasch- und Reinigungsmittel (häuslicher und gewerblicher Bereich); Auftraggeber: Umweltbundesamt Dessau, Ausarbeitung: Öko-Institut, Freiburg 2009.

Teufel, J.; Brommer, E.; Gattermann, M.; Stratmann, B.; Grobscreening zur Typisierung von Produktgruppen im Lebensmittelbereich in Orientierung am zu erwartenden CO₂-Fußabdruck. Studie für das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, 2010. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe29/fabe29start.htm>

Teufel, J.; Gattermann, M.; Liu, R.; Stratmann, B.; Product Carbon Footprint von fünf ausgewählten Gebäckartikeln. Endbericht zur Erfassung des Product Carbon Footprint von fünf ausgewählten Gebäckartikeln der Griesson – de Beukelaer GmbH & Co. KG. Öko-Institut Freiburg. 2011.

Thema 1 (Hrsg.); Product Carbon Footprinting – einge eigneter Weg zu klimaverträglichen Produkten und deren Konsum? Ergebnisbericht des PCF-Pilotprojekts, Berlin 2009;

http://www.pcf-projekt.de/files/1241099725/ergebnisbericht_2009.pdf

UBA (2007a); Umweltdaten Deutschland Online. Treibhausgase und globale Auswirkungen. Download unter <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=8546>

UBA (2007b); Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 – 2005. Dessau 2007.

Van Zelm, R. et al., Characterization factors for groundwater extraction based on plant species occurrence in The Netherlands, in Proceedings of the SETAC Europe: 19th Annual Meeting. 31 May-04 June 2009: Gothenborg, Sweden.

Veolia. 2011. http://www.veoliawaterna.com/north-america-water/ressources/documents/1/10975/Water_Impact_Index-White_Paper.pdf. Accessed 05 September 2011

Verbraucherzentrale (VZ) NRW & Öko-Institut; „99 Wege Strom zu sparen“, Düsseldorf/Freiburg 2009

Vince, F.; Proposition for the LCI framework (unpublished), 2007

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen); Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin. 2009.

WFN. 2011. <http://www.waterfootprint.org>. Accessed 22 March 2011

Whitehead et al. 2015; The life cycle assessment of a UK data centre, Whitehead, B.; Andrews, D.; Shah, A.; Int J Life Cycle Assess (2015) 20:332–349 DOI 10.1007/s11367-014-0838-7

Wichmann, S.; Wichtmann, W.; Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsprojekt Energiebiomasse aus Niedermooren (ENIM). Institut für Botanik und Landschaftsökologie Greifswald. 192 pp. 2009.

http://paludikultur.de/fileadmin/user_upload/Dokumente/pub/enim_endbericht_2009.pdf

Wichtmann, W.; Tanneberger, F.; Wichmann, S.; Joosten, H.; Paludiculture is paludifuture: climate, biodiversity and economic benefits from agriculture and forestry on rewetted peatland. Peatlands International 1/2010.

Wiegmann et al.; Umweltauswirkungen von Ernährung – Stoffstromanalysen und Szenarien. Diskussionspapier Nr. 7. Öko-Institut e.V., 2005. http://www.ernaehrungswende.de/fr_ver.html

World Business Council on Sustainable Development (WBCSD) Available online: <http://www.wbcsd.org/web/watertool.htm>; accessed on 30 June 2010.

World Business Council on Sustainable Development (WBCSD); <http://www.wbcsd.org/web/watertool.htm>; 30.06.2009.