Sitzungsberichte der Leibniz-Sozietät der Wissenschaften zu Berlin *130 (2017), 99–129*

Marek Hauptmann, Jens-Peter Majschak

Die Rolle der Nachhaltigkeit in der Konsumgüterproduktion, ihre Einschätzung, Kommunikation und Nutzung am Beispiel der Verpackungstechnik

1 Gesellschaftliche Entwicklungen in der Konsumgüterproduktion

Die Bevölkerung der Erde wächst seit Beginn der Zeitrechnung annähernd kontinuierlich. Bis 1804 ist der Gradient der Wachstumskurve gering. Die Weltbevölkerung erreicht innerhalb dieser ca. 1800 Jahre eine Milliarde Menschen. In den darauf folgenden 123 Jahren steigt sie bereits um eine weitere Milliarde Menschen. Die Intervalle, in denen jeweils eine weitere Milliarde Menschen hinzukommen, werden in der Folge zunehmend kürzer und haben derzeit ihren Minimalwert mit zwölf Jahren angenommen (vgl. UNFPA 2011). Die Entstehung des sprunghaften Wachstums der Weltbevölkerung zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts wird auf die technischen Entwicklungen zur Unterstützung der Produktion von Konsumgütern zurückgeführt. Diese Entwicklungen werden nach Henning Kagemann, Wolfgang Wahlster und Johannes Helbig in vier Stufen der Industrialisierung untergliedert, die jeweils als industrielle Revolution bezeichnet werden (vgl. Kagemann et al. 2013). Eine differenziertere Betrachtung des Bevölkerungswachstums unter Berücksichtigung der Gesellschaftsentwicklungen auf Kontinenten bzw. in einzelnen Ländern zeigt, dass derzeit mehrere gesellschaftliche Entwicklungsstadien parallel ablaufen, die durch ihre Wechselwirkungen nicht vollständig unabhängig voneinander sind und demnach nicht nach identischem, aber dennoch vergleichbarem Schema ablaufen. Diese Stadien werden in der Soziologie durch das Modell des demographischen Wandels beschrieben, was auf die Interpretation der demographischen Geschichte von Warren Thompson aus dem Jahr 1929 zurückgeht (vgl. Demeney/McNicoll 2003).

Neben der Lebenserwartung steigt mit den höheren Entwicklungsstadien der Gesellschaft auch der Lebensstandard, für den das Pro-Kopf-Einkommen ein Indikator ist. Mit der Veränderung des Lebensstandards verändern sich die Bedürfnisse der Menschen, die durch die Konsumgüterproduktion befriedigt werden sollen. Nach Abraham H. Maslow setzen sich die Bedürf-

nisse der Menschen über ihren Lebenszyklus aus physiologischen Bedürfnissen (Ernährung, Schlaf ect.), Sicherheitsbedürfnissen (Schutz vor Gefahren), sozialen Bedürfnissen (soziale Rolle im Umfeld, Freundschaft etc.), Individualbedürfnissen (Unabhängigkeit, Freiheit, Wertschätzung etc.) und dem Drang nach Selbstverwirklichung zusammen (vgl. Maslow 1943). 1971 ergänzt er diese Theorie um kognitive und ästhetische Bedürfnisse und die Transzendenz als Suche nach etwas, das außerhalb des betrachteten Systems liegt (vgl. Maslow 1971). Nach Maslow überlagern sich die Bedürfnisse; diese sind aber dennoch in ihrer Prioritätsabstufung nacheinander priorisiert. Auch der Entwicklungsstand der Gesellschaft und die daraus resultierenden Lebensbedingungen haben wesentlichen Einfluss auf die Prioritäten und die Persönlichkeitsentwicklung. In den Ländern, die höheren Entwicklungsstufen zugerechnet werden, bestehen demnach wesentlich höhere Ansprüche an die Vielfalt der Konsumgüter als in Entwicklungsländern, in denen meist schon die Nahrungsmittelbereitstellung das Primärziel ist. Durch die Entkoppelung von Wohn- und Arbeitsort aufgrund der sich durchsetzenden arbeitsteiligen Produktion beginnt die Urbanisierung, die sich als wesentlicher Trend durch alle Stadien fortsetzt und progressiv verläuft. Aktuell leben bereits über 50% der Bevölkerung in Städten (vgl. UNDESA 2012). Mit der breitflächigen Zentralisierung und dementsprechend großtechnisch angelegten Energieerzeugung wird diese Entwicklung bestärkt.

Aus diesen gesellschaftlichen Entwicklungen heraus wird eine Globalisierung von Märkten der Konsumgüterindustrie erzeugt. Die primären Ressourcen wie Energieträger, Wasser, Boden usw. und der Bedarf an Gütern höherer Wertschöpfung lassen zunächst einen internationalen Handel entstehen. Die Grundlage dieser Globalisierung ist die Nutzung der Ressource Erdöl als Energieträger für Transportmittel, die mit wirtschaftlicher Förderung und Verteilung in großen Mengen eine weltweite Distribution von Konsumgütern und der Rohstoffe, die zu deren Herstellung notwendig sind, ermöglicht. Als politischer Startpunkt der Globalisierung gilt das GATT-Abkommen (General Agreement on Tariffs and Trade) von Genf 1947.

Die Globalisierung eröffnet den Unternehmen die Möglichkeit, die Arbeitskraft auszunutzen und kostenintensive Regularien wie beispielsweise Umweltschutzvorschriften zu umgehen. Der Drang nach Produktivitätssteigerung, um die Versorgung der Menschen mit Konsumgütern zu sichern, diese aber möglichst kostengünstig zu produzieren, bewirkt eine Spezialisierung von Unternehmen auf bestimmte Verarbeitungsschritte (z.B. Beschichtung von Packmitteln). Eine weitgehende Automatisierung dieser Schritte lässt eine wesentliche Steigerung der Produktivität in der Arbeitsteilung zu

und es gelingt, in den höheren Entwicklungsstadien die Versorgung der anspruchsvollen Bedürfnisse der Menschen sicher zu stellen. Die Verlagerung von Produktionskapazitäten zieht sich durch alle Stufen der Wertschöpfungskette und erzeugt eine Ausweitung der Transport-, Umschlag- und Lager-Prozesse (TUL-Prozesse). Es entsteht ein internationaler Wettbewerb, der Konsumgüter global verteilt und zugänglich macht. Durch den internationalen Austausch werden Technologien nutzbar gemacht und auf verwandte Anwendungsgebiete übertragen. Neue Märkte und ansteigende Umsätze der Unternehmen aus Industrieländern wirken als Entwicklungs- und Innovationsbeschleuniger. Es werden Produkte in neuen Regionen eingeführt, die den Lebensstandard erhöhen. Der globale Wettbewerb reagiert jedoch nicht ausschließlich auf Bedürfnisse der Konsumenten, sondern unterstützt den Verkauf, indem er den Konsumenten die Notwendigkeit neuer Konsumgüter und ihres Mehrverbrauchs suggeriert. Es entsteht ein ständiges Überangebot an Waren, das nicht immer im Verhältnis zum tatsächlichen Konsum und Bedarf steht. Beides sind Faktoren, die den Bedarf an Ressourcen steigern und zu einem weltweiten Abfallproblem führen. Die Verluste werden vor allem in der Wertschöpfungskette von Lebensmitteln aufgedeckt und von Jenny Gustavsson, Christel Cederberg und Ulf Sonesson auf über 30% der weltweiten Agrarproduktion für Lebensmittel beziffert. In Industrieländern sind die Verluste tendenziell nur geringfügig höher als in Entwicklungsländern. Die Art der Verluste nach dem Ort ihres Auftretens innerhalb der Wertschöpfungskette unterscheidet sich aber signifikant. In Regionen höherer Entwicklungsstufen werden durch effizientere Technik bei der agrartechnischen Produktion und der Nachverarbeitung der Ernte geringere Verluste erzielt als in Entwicklungsregionen, in denen diese Verluste den größten Anteil darstellen. Das Verbraucherverhalten erzeugt hingegen in Industrieländern einen starken Anstieg der Verluste beim Verbrauch der hergestellten Produkte (vgl. Gustavsson et al. 2011).

In Deutschland gehen ca. 11 Mio. Tonnen Lebensmittel verloren. Davon sind 61% privaten Haushalten zuzurechnen. Allein 65% der gesamten Verluste in der Wertschöpfungskette werden als vermeidbar oder zumindest bedingt vermeidbar eingestuft (vgl. Kranert et al. 2012). Die Ursachen sind vielfältig. Bei der Verarbeitung inklusive Verpackung von Lebensmitteln gehen die Arten der Verluste und deren Ursachen weitgehend konform mit dem in der Verarbeitungstechnik bekannten Fachgebiet „Betriebsverhalten“ (vgl. Bleisch et al. 2011). Beispiele sind hier Verluste durch Ausfälle der Maschine, Fehlverhalten von Personal oder Fehlorganisation des Produktionsablaufes. Im Handel prägen Wettbewerb und globale Vernetzung die

Verluste, die beispielsweise durch volle Regale bis Ladenschluss, Ablauf von Mindesthaltbarkeiten, Überbestände aufgrund kaum kalkulierbaren Kaufverhaltens oder durch Überbeanspruchung während Transport-, Lager- und Umschlagprozessen entstehen. Bei Einzelverbrauchern dagegen reduziert das ständige Überangebot die Wertschätzung der Lebensmittel. Dadurch entstehen beispielsweise Fehlkäufe aufgrund fehlenden Überblicks über Vorräte (vgl. Kranert et al. 2012).

Mit der Entwicklung und schnellen Verbreitung des Internets seit 1980 werden die Reaktionszeiten auf Produktionsanfragen verringert und die kurzfristige Vergleichbarkeit von Angeboten sowie die zunehmende weltweite Vergabe von Aufträgen sind Beschleunigungsfaktoren für Innovationstätigkeiten (vgl. Röhrig et al. 2010). Das begünstigt einen anhaltenden Trend hin zur Entwicklung von Konzernstrukturen auf der Seite des Handels, der in diesen Strukturen im Wesentlichen nur noch auf Informationssammlung, -verarbeitung und -verteilung besteht und global handlungsfähig ist.

Die Verwendung der Ressourcen, die für die Produktion von Konsumgütern notwendig sind, nimmt durch das rasante Bevölkerungswachstum und die zunehmenden Ansprüche an die Versorgung mit Gütern drastisch zu. Neben dem Industrialisierungsbeschleuniger Energie sind vor allem Wasser sowie Raum für den Anbau und die Nutzung nachwachsender Rohstoffe Ressourcen, deren Überbeanspruchung bereits eingesetzt hat. Die Nutzung fossiler Rohstoffe ist zeitlich begrenzt und es besteht die Herausforderung, die benötigte Energie aus erneuerbarer Quelle zu generieren.

Der Wasserverbrauch der Menschheit ist seit 1950 deutlich angestiegen, hat sich inzwischen mehr als verdreifacht und wächst kontinuierlich weiter. Über 70% der durch den Menschen genutzten Wassermenge wird durchschnittlich in der Landwirtschaft eingesetzt. In der verarbeitenden Industrie werden durchschnittlich ca. 20% des weltweit verfügbaren Wassers verwendet und nur 10% werden durch die Menschen direkt genutzt (vgl. Shiklomanov 1999). Dennoch ist ein Fünftel der Weltbevölkerung in Regionen mit Wasserengpässen angesiedelt und Wasser wird bereits weltweit als verknappende Ressource betrachtet (vgl. UNESCO 2012).

Die Versorgung der Menschen mit Lebensmitteln und anderen Bedarfsgütern führt zu einem breitflächigen Umbruch von Land zur agrartechnischen Nutzung (vgl. WRI 2005), und das Wachstum der Bevölkerung erfordert zudem fortlaufend die Erweiterung des Lebensraums. Eine weitere Ausweitung des nutzfähigen Raumes ist nicht mehr in ausreichendem Maße möglich, wie es für das Bevölkerungswachstum notwendig wäre. Die projizierten Szenarien des Bevölkerungswachstums bis 2050 auf über 9 Mrd.

Menschen bedeuten einen notwendigen Zuwachs in der Nahrungsmittelproduktion von bis zu 70%, um ausreichende Ernährungssicherheit zu gewährleisten (vgl. UNESCO 2012). Eine zunehmende Bewässerung in der Landwirtschaft kann bis zu 55% Zuwachs in der Nahrungsmittelproduktion bringen, würde aber einen Mehrverbrauch an Wasser um 40% bedeuten (vgl. IWMI 2007). Die Ressourcen stehen miteinander in Wechselwirkung und führen zu einem Nexus, der in der Produktion von Konsumgütern in seiner ganzen Komplexität präsent ist.

Diese Entwicklungen führen zu einer breiten Wahrnehmung und zunehmender Akzeptanz gegenüber ökologischen Gesichtspunkten. Der Begriff Nachhaltigkeit beinhaltet eine Reihe von Implikationen, die mit fortlaufender Zeit von der reinen Ausrichtung an ökologischen Gesichtspunkten auch auf gesellschaftliche Aspekte übertragen wurden. Nach dem 1987 veröffentlichten Brundtland-Bericht wird eine nachhaltige Entwicklung definiert als

> „Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können.“ (WCED 1987, p. 1)

Zu diesem Zeitpunkt bemerkt eine breite Öffentlichkeit, dass der sparsame Umgang mit Ressourcen sowie ein veränderter Umgang mit Ökosystemen und deren Leistungen notwendig ist.

2 Methoden zur Bewertung und Kommunikation der Nachhaltigkeit

2.1 Wasser-Fußabdruck

Die Charakterisierung und Darstellung von Einflüssen der Produktion von Konsumgütern auf die Umwelt und ihre Ökosysteme ist eine grundlegende Voraussetzung für die gezielte Steigerung der Effizienz der Ressourcennutzung sowie ihrer Einschätzung und Kommunikation. Dazu haben sich in jüngerer Vergangenheit unterschiedliche Methoden und Werkzeuge entwickelt. Einzelbilanzen werden in Bezug auf vitale Medien wie Wasser, CO_2, Energie bzw. genutzte Landfläche erstellt. Da Wasser als eine strategische und verknappende Ressource betrachtet wird, etablierten Arjen Y. Hoekstra, Ashok K. Chapagain, Maite M. Aldaya und Mesfin M. Mekonnen den Wasser-Fußabdruck (WF) als Kenngröße für die Verwendung von Wasser (vgl. Hoekstra et al. 2011) und unterteilen diesen in den

– *Blauen Wasser-Fußabdruck*, der die Menge entnommenen und verwendeten Oberflächen- bzw. Grundwassers kennzeichnet;

- *Grünen Wasser-Fußabdruck*, der die Menge genutzten Regen- und Bodenwassers darstellt;
- *Grauen Wasser-Fußabdruck*, der die Menge des Wassers kennzeichnet, das benötigt wird, um Wasseremissionen so zu verdünnen, dass die darin enthaltenen Schadstoffe unterhalb der festgelegten Emissionsgrenzwerte liegen.

Diese Differenzierung ist eine wichtige Grundlage für die Einschätzung der Wassereffizienz. Während der Grüne WF im Grunde ein passives Maß für die Nutzung der natürlichen Bedingungen ist, kennzeichnet der Graue Wasser-Fußabdruck im Grunde direkt die Umweltverschmutzungen. Der Blaue WF stellt nicht wirklich einen Verlust dar, da das Wasser im Kreislauf erhalten bleibt, beinhaltet aber dennoch eine indirekte Beurteilung der Umweltbeeinflussung, da eine Nutzbarmachung von Wasserressourcen und eine spürbare Änderung ihrer Verteilung im Kreislauf häufig gravierende Eingriffe zur Folge hat (z.B. Entwässerung von Mooren).

Für die Bestimmung des WF wird zunächst der direkte Wasserverbrauch von Prozessen, wie z.B. der Energiegewinnung, dem landwirtschaftlichen Anbau, dem Transport von Gütern oder deren Verarbeitung als Basis ermittelt (vgl. Hoekstra et al. 2011). Diese Werte lassen sich dann zu einem WF von Personen, Personengruppen, ganzer Gebiete (z.B. Länder) oder Produkten akkumulieren. Die in der Wertschöpfungskette entstehenden Wassermengen einzelner Stufen werden als „virtuelles Wasser“ bezeichnet. Durch diese differenzierte Betrachtung werden einerseits die Ortsbedingungen der Prozesse berücksichtigt, von denen der Betrag des WF maßgeblich abhängen kann (siehe Tab. 1), und andererseits die Handelsbeziehungen aufgelöst, die vor allem bei der Ermittlung des Wasser-Fußabdrucks von Personen und Personengruppen großen Einfluss auf das Ergebnis haben. Es ist aus dem WF nicht auflösbar, ob Oberflächenwasser verwendet wird oder Grundwasser. Der hohe Wasserbedarf zum Wachstum von Pflanzen (siehe Tab. 1) führt auch zu einem bedeutend höheren WF einiger erneuerbarer Energieträger im Vergleich zu konventionellen Energieträgern (vgl. Gerbens-Leenes et al. 2009; siehe Tab. 2).

Neben den für die Produktion notwendigen direkten Wasserverbräuchen ist ein indirekter Verbrauch von Wasser als „Overhead“ erfasst und im WF eines Produktes oder Zwischenproduktes enthalten. Dieser Overhead erfasst z.B. Trinkwasser von Personal in Betrieben oder Abwässer von Toiletten und wird in der Bilanz bei Wasseraufbereitung und -rückfluss Null. Dennoch werden auch bei der Produktion bzw. Verarbeitung von Produkten und

Packmitteln signifikanten Mengen Wasser verwendet und müssen aus den Ressourcen aktiviert werden. Die Ermittlung des WF kann einen Überblick über die Effizienz des Anbaus von Agrargütern in verschiedenen Regionen geben. Es sind auch komparative Studien von Produkten möglich.

Tab. 1: Wasser-Fußabdruck unterschiedlicher Agrarprodukte in m^3 Wasser je Tonne

Produkt	USA	Brasilien	Zimbabwe
Mais	308	664	3.363
Weizen	1.388	1360	1.133
Zuckerrohr	153	128	160
Zuckerrübe	88	–	–
Baumwolle	2.414	1710	6.359
Holz	397–1.081	214-233	–

Quelle: nach Gerbens-Leenes et al. 2009; van Oel/Hoekstra 2012

Tab. 2: Durchschnittlicher Wasser-Fußabdruck (WF) verschiedener Energieträger

Energieträger	Ø WF m^3/GJ	Energieträger	Ø WF m^3/GJ
Windenergie	0	Erdöl	1.1
Nuklearenergie	0.1	Wasserkraft	22
Gas	0.1	Biomasse Niederlande	24
Kohle	0.2	Biomasse Brasilien	61
Solarenergie	0.3	Biomasse Zimbabwe	143

Quelle: nach Gerbens-Leenes et al. 2009; Daten nach Gleick 1994, Shiklomanov 1999

2.2 CO_2-Fußabdruck

Eine bereits länger bekannte Methode zur Beurteilung von Luftverunreinigungen ist der CO_2-Fußabdruck. Nach dem Bekanntwerden der Umweltwirkungen von Treibgasen wie z.B. FCKW und deren zunächst konsequenter Verringerung und dem wissenschaftlichen Nachweis des Wirkungsbeitrages anthropogener Treibhausgasemissionen durch das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC; vgl. IPCC 1990) wird 1997 das Kyoto Protocol abgestimmt (vgl. UN 1998), in dem sich die zunächst 39 Mitglieds-

staaten erstmals auf konkrete Emissionsziele zum Großteil mit geplanten Reduktionen des Ausstoßes einigen. Es werden sechs Treibhausgase bzw. Gasgruppen (Kohlenstoffdioxid, Methan, Distickstoffoxid, halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe, Perfluorkohlenwasserstoffe und Schwefelhexafluorid) benannt, die fortan zu bilanzieren und zu überwachen sind. Die einheitliche Betrachtung soll anhand von CO_2-Äquivalenten erfolgen, da CO_2 den mit Abstand größten Teil der Luftemissionen einnimmt. Die Umrechnung in CO_2-Äquivalente erfolgt durch Äquivalenzfaktoren, die nach der Infrarot-Strahlungserhöhung der Gase in der Atmosphäre sowie deren Lebensdauer fortwährend durch die Assessment-Berichte des IPCC angepasst werden. Für das Monitoring werden zu betrachtende Sektoren (Energie, industrielle Prozesse, Lösemittel und weiterer Hilfsmitteleinsatz, Landwirtschaft und Abfall) benannt, die in einer CO_2-Bilanz zu berücksichtigen sind. Dementsprechend sind zahlreiche Prozesse dieser Sektoren analysiert und der zugehörige CO_2-Ausstoß ermittelt worden, die in Form von Emmissionsfaktoren angegeben werden (vgl. USEPA 2014). In der Anwendung haben sich vier Nutzungsvarianten des CO_2-Fußabdrucks entwickelt:

- Der *gesellschaftliche* bzw. *organisationsbezogene* CO_2-Fußabdruck gibt den Ausstoß an Klimagasen an, der von einer Person, Personengruppe oder Regionen (Ländern) verursacht werden (DIN EN 14064);
- der *Gebäude-CO_2-Fußabdruck* gibt den Ausstoß von Klimagasen durch Einrichtungen an (DIN EN ISO 50001);
- der *Transport-CO_2-Fußabdruck* gibt den Ausstoß von Klimagasen für Transportwege und Transportvarianten an (DIN EN 16258);
- der *Produkt-CO_2-Fußabdruck* (Product Carbon Footprint, PCF) gibt den Ausstoß an Klimagasen an, der bei der Produktion eines Produktes verursacht wird (DIN EN 14067).

Für die Konsumgüterproduktion, vor allem in der Verpackungsentwicklung, sind auf Stoffebene der Transport- und der Produkt-CO_2-Fußabdruck (PCF) von Bedeutung, wobei dann bei der Erstellung des PCF auf Werte für Transportmittel zurückgegriffen wird. Für den PCF wird in der internationalen Norm DIN CEN ISO 14067 „Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation“ festgelegt, dass Rohstoffgewinnung, Produktion, Nutzung und Ende des Produktlebensweges in die Bilanz aufzunehmen sind.

2.3 Ökologischer Fußabdruck

Eine Methode mit dem Ziel, Emissionen mit Ökosystemleistungen zu vergleichen, ist der ökologische Fußabdruck nach Mathis Wackernagel und William Rees (vgl. Wackernagel/Rees 1997). Der ökologische Fußabdruck vergleicht den Bedarf an Landfläche auf Basis einer Bilanz verbrauchter Rohstoffe und vergleicht diesen mit der ökologischen Kapazität der Erde. Die Betrachtungsweise ist zunächst auf den Vergleich des Ressourcenverbrauchs von Regionen (vorrangig Länder) ausgelegt. Dazu wird der Verbrauch an Rohstoffen den sechs Flächenkategorien Ackerfläche, Gras- bzw. Weidefläche, Gewässer, Waldfläche, CO_2-Aufnahme-Fläche, bebaute Fläche zugeordnet (vgl. Borucke et al. 2013). Die Aufnahmefläche für CO_2 beschreibt dabei die Größe der Fläche, die notwendig ist, die emittierte Menge CO_2 als Senke aufzunehmen. Der ökologische Fußabdruck der Produktion (EF_P) wird danach durch

$$EF_p = \sum_i \frac{P_i}{Y_{w,i}} \bullet EQF_i$$

berechnet. P ist die Menge des Rohstoffes bzw. der Natur entnommener Produkte i (oder die Menge an emittierten CO_2). Diese Menge wird auf den weltweiten, durchschnittlichen jährlichen Ertrag des Rohstoffes $Y_{W,i}$ bezogen und mit einem Äquivalenzfaktor EQF_i multipliziert, der die sechs Flächenkategorien gewichtet und auf die Einheit des globalen Hektars (gha) harmonisiert. Für viele Handelsgüter ist mit Hilfe einer Extraktionsrate die aus der Biomasse gewonnene Menge des Gutes über ein Masseverhältnis zu ermitteln. Der Äquivalenzfaktor der drei Flächenkategorien Ackerfläche, Waldfläche und Gras- bzw. Weidefläche wird mit dem GAEZ-Modell (Global Agro-Ecological Zones, GAEZ) bestimmt. Dazu wird mit Hilfe von fünf Eignungsklassen von 0.9 bis 0.1 die Bioproduktivität von Flächenanteilen gewichtet, die jährlich vergeben und angepasst werden. Die restlichen Flächen werden durch Annahmen eingeordnet:

- Bebaute Fläche wird mit Ackerfläche gleichgesetzt, außer sie ist direkt auf dieser platziert;
- die CO_2-Aufnahmefläche wird mit Waldfläche gleichgesetzt, da angenommen wird, dass überwiegend der Wald das anthropogene CO_2 aufnimmt;
- Wasserspeicher werden in ihrer Eignung gleich eins gesetzt, da sie die bioproduktive Fläche (mit durchschnittlicher Produktivität) bewässern können;

– für marine Gebiete wird, aufgrund der Annahme, dass Fisch einen identischen kalorischen Wert wie Fleisch hat, der gleiche Wert wie für Weidefläche verwendet, Inlandwasserfläche wird mit der von mariner Wasserfläche gleichgesetzt.

Im Ergebnis wird für den Pro-Kopf-Verbrauch der Menschen unter Berücksichtigung der verbrauchten Rohstoffe ein Konsum-EF ermittelt und für Nationen mit der Anzahl der Einwohner multipliziert, um den EF eines Landes mit dessen ökologischer Kapazität zu vergleichen. Diese ist dann unter Berücksichtigung der konkreten zur Verfügung stehenden Flächen und deren Eignung bestimmbar. Import und Export werden durch den Konsum-EF berücksichtigt, indem der EF von Importen mit dem Produktions-EF addiert und der EF von Exporten davon subtrahiert wird. Für Produkte ist diese Methodik ebenfalls anwendbar und wird beispielsweise durch Mark A. J. Huijbregts, Stefanie Hellweg, Rolf Frischknecht, Konrad Hungerbühler und A. Jan Hendriks für Produktgruppen modifiziert angewendet (vgl. Huijbregts et al. 2008; siehe Abb. 1).

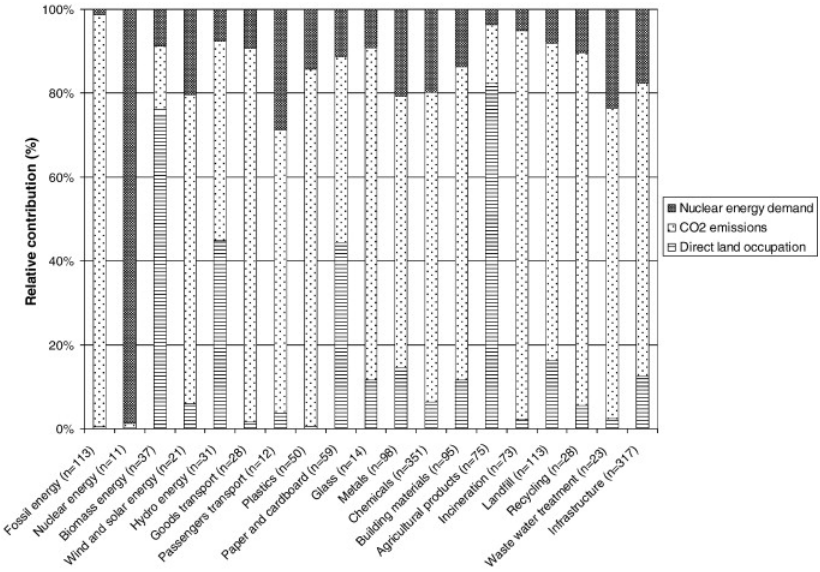

Abb. 1: Ökologischer Fußabdruck (links) und dessen Zusammensetzung (rechts) für unterschiedliche Produktgruppen

Quelle: nach Huijbregts et al. 2008

Der EF für das jeweilige Produkt setzt sich danach aus einem direkten Anteil, einem Energie bzw. CO_2 bezogenen Anteil und einem der nuklearen Energiegewinnung zugerechneten Anteil der Landnutzung zusammen. Zudem werden produktspezifische Erträge eingesetzt, die eine bessere Auflösung erlauben als der weltweite Durchschnitt.

Jeder Fußabdruck berücksichtigt einen bestimmten Aspekt der Einwirkungen des Menschen auf die Umwelt, jedoch können damit nicht die vielfältigen Schadensursachen für Ökosysteme abgebildet werden.

2.4 Ökobilanzierung

Wesentlich umfangreicher gibt die Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment, LCA) die Wirkungen auf die Umwelt wieder, indem neben Luftemissionen auch andere Schadstoffe bilanziert werden, die in die Umwelt entlassen werden. CO_2-Emissionen, Wasser- und Landbedarf werden darin ebenso einbezogen wie die Wirkung anderer Schadstoffe auf Umwelt und Mensch. Die Ökobilanzierung ist nach DIN EN ISO 14040 „Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen“ in vier grundlegende Phasen eingeteilt:

(1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens;
(2) Sachbilanzierung;
(3) Wirkungsabschätzung;
(4) Auswertung.

In Phase (1) wird der grundlegende Gegenstand festgelegt, der zunächst die Art der Ökobilanz bestimmt. Eine Ökobilanz kann die Umweltaspekte eines einzelnen Produktes beschreiben, mit dem Ziel, die wichtigsten Einflussgrößen festzustellen (deskriptiv). Es kann ein komparativer Ansatz verfolgt werden, der verschiedene Produkte miteinander vergleicht, und es kann ein ganzheitlicher Ansatz verfolgt werden, der wirtschaftliche, technische und soziale Aspekte berücksichtigt. Darüber hinaus wird in Phase (1) das System mit seinen Systemgrenzen und eine funktionelle Einheit (z.B. 1 Tonne Packstoff oder eine bestimmte Anzahl Produkte) festgelegt. Ein System kann flexibel gestaltet werden und sich von der Rohstoffgewinnung bis zum produzierten Produkt Packstoff (z.B. Kunststoffgranulat) erstrecken (auch als „Cradle to Gate“ LCA bezeichnet) oder bis zum Lebensende betrachtet werden („Cradle to Grave“ bei Verwertung, „Cradle to Cradle“ bei Wiederbenutzung oder Recycling). Bei Prozessanalysen ist auch die Betrachtung eines Teilsystems einzeln (Gate to Gate) möglich.

In Phase (2) werden inventurmäßig in einer Sachbilanz (Life Cycle Inventory, LCI) für alle zugehörigen Teilsysteme die Elementarflüsse und Energieflüsse erfasst und generierte Schadstoffe festgestellt. Alle Daten werden auf die funktionelle Einheit bezogen, was die Ökobilanzierung von anderen Methoden abhebt und einen klaren Bezug schafft. In dieser Phase ist auch die Betrachtung von Koppelprodukten näher zu beschreiben, bei denen entweder mehrere Inputs in einer Stoffmischung zu behandeln sind oder mehrere Outputs mit unterschiedlichen Nutzungsmethoden vorliegen. Dazu werden Allokationsverfahren verwendet, die möglichst anhand physikalischer Größen eine Unterscheidung zulassen (z.B. Massenanteile). Die Daten werden gemessen bzw. auf der Basis allgemein anerkannter Richtwerte und Faktoren berechnet oder abgeschätzt. Für Abschätzungen sind entsprechende Grundlagen zu schildern. Für jedes Teilsystem, was nicht mit betrachtet wird, sind Abschneidekriterien festzulegen und in der Bilanz offenzulegen (z.B. ein Elementarstrom hat einen Masseanteil von weniger als 5% am gesamten Stoffstrom etc.). In Prozessen entstehende Nebenprodukte oder Nutzen werden als Gutschrift erfasst (z.B. Rezyklate als Gutschrift in Höhe des Aufwandes für ihre Herstellung in den entsprechenden Kategorien oder bei Verbrennung energetischer Wert als Gutschrift in der Energiebilanz).

In Phase (3) werden die kumulierten Daten Wirkungskategorien bzw. -indikatoren zugeordnet, die durch die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) international in einer Empfehlung vereinheitlicht werden (siehe Tab. 3).

Es sind jedoch auch weitere Wirkungskategorien fallspezifisch wählbar, und es sind nach DIN EN ISO 14040 nicht notwendigerweise alle Wirkungskategorien zu ermitteln. Häufig mit ermittelt und mit angegeben wird der kumulierte Energieaufwand (KEA) nach VDI 4600 „Kumulierter Energieaufwand (KEA) – Begriffe, Berechnungsmethoden“. In jede dieser Kriterien gehen verschiedene Schadstoffe ein und sind in Ihrer Wirkintensität zu gewichten. Die Gewichtung und Bestimmung eines einheitlichen Wertes auf Basis von Ersatzgrößen (Äquivalenten) wird als Aggregation bezeichnet. Häufig werden Teilaggregationen verwendet und auf eine Zusammenführung bzw. einen Vergleich der Wirkungskategorien (Vollaggregation) verzichtet, da eine Abwägung des quantitativen Umweltschadens Grenz- und Schwellenwerten mit bestimmten Auswirkungsintensitäten gegenübergestellt werden müssen. Ein Beispiel für die Teilaggregation sind Schwefeldioxidäquivalente für die Wirkungskategorie Versauerung, in welche unter anderem Chlorwasserstoff (HCl) mit 0,88, Stickstoffoxide (NO_X) mit 0,7, Ammoniak (NH_3) mit 1,88 und Fluorwasserstoffsäure (HF) mit 1,6 als Äquivalenzfaktoren

umgerechnet werden, oder CO_2-Äquivalente für den Treibhauseffekt, in den eine Vielzahl Verbindungen einfließen kann. Eine derartige Einschätzung wird in der Vollaggregation vorgenommen, die allerdings nach DIN EN ISO 14040 nur veröffentlicht werden darf, wenn auch Einzelkategorien kommuniziert und diskutiert werden. Die bisherigen Ansätze zur Vollaggregation haben ähnliche Gewichtungssysteme und können in schadensbasierte (z.B. ReCiPe, Eco-Indicator 99, EDIP2003, Impact 2002+, deutscher Punkteansatz des Umweltbundesamtes, vgl. Schmitz/Paulini 1999), politisch zielorientierte (z.B. UBP06) und monetarisierte (z.B. EPS) Ansätze unterschieden werden. Die Gewichtung darf durch ihren Einfluss auf die Entscheidungsfindung nicht durch Auftraggeber, sondern muss durch neutrale Parteien festgelegt werden. Ein weiterer Kontrollmechanismus, der die Neutra-

Tab. 3: Wirkungskategorien

Input-bezogene Kategorien	**Output-bezogene Kategorien**
Abiotische Ressourcen (Wasser, fossile Rohstoffe, Mineralien) Biotische Ressourcen (Agrargüter, Holz etc.) Naturraumbeanspruchung	Treibhauseffekt/Klimawandel (CO_2-Fußabdruck) Abbau stratosphärischen Ozons (meist in R11-Äquivalenten; Abbau des Ozons in der Stratosphäre vorrangig durch Halogenradikale) Humantoxizität (Gesundheitsgefährdende Wirkung für Menschen, in verschiedene Kategorien unterteilbar z.B. respirative Effekte durch Feinstaub oder kanzerogene Wirkung durch Chemikalien, nach harmonisiertem Konsens-Modell USEtox (vgl. Hausschild et al. 2008) in comparative toxic units, CTUh) Ökotoxizität (Schadstoffe die Wachstum und Gesundheit von Pflanzen und Tieren beeinträchtigen nach USEtox in comparative toxic units, CTUe) Bildung von Photooxidantien (Sommersmog) (meist in Ethen-Äquivalenten, Bildung von bodennahen Spurengasen wie z.B. Ozon, die pflanzliche und tierische Gewebe schädigen und die Photosynthese hemmen) Versauerung (meist in SO_2-Äquivalenten; Senkung des ph-Wertes terrestrisch: durch atmosphärischen Säureeintrag wie sauren Regen oder Ammoniumeintrag im Rahmen der Düngung, aquatisch: durch Aufnahme von CO_2 in Ozeanen) Eutrophierung (meist in PO_4^{3-}-Äquivalenten, Übersteigerter Nährstoffeintrag inkl. Sauerstoffzehrung und Wärm-eleitung durch die eine biotische Überaktivität von Algen etc. und damit ein Ungleichgewicht im Ökosystem erzeugt wird) Geruch, Lärm, Strahlung, Unfälle,…

Quelle: nach de Haes et al. 1999

lität und Richtigkeit einer Ökobilanz sichern soll, ist eine unabhängige Begutachtung durch anerkannte wissenschaftliche Autoritäten, die als Phase (5) den vier Phasen der Ökobilanzierung angeschlossen werden kann.

Vergleichbar schwierig wie die Gewichtung ist die Einschätzung Input bezogener Kategorien, die theoretisch den jeweiligen Reserven bzw. Ökosystemleistungen gegenübergestellt werden müssen. Die Reserven bzw. Ökosystemleistungen sind jedoch nicht als gesicherte Werte zu betrachten, sondern werden mit teilweise beträchtlicher Unsicherheit abgeschätzt. Ökosystemleistungen sind von einer Vielzahl Bedingungen abhängig und unterliegen Schwankungen, die zudem mit Output-bezogenen Wirkungskategorien interagieren bzw. durch die entsprechenden Emissionen beeinträchtigt werden. In diesem Zusammenhang wurde 2010 ein Ansatz für die systematische Erfassung und ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen vorgestellt, der unter der Bezeichnung „Die Ökonomie von Ökosystemen und der Biodiversität“ (TEEB) erste Beispiele für den monetären Wert von Ökosystemleistungen oder Vermeidungsleistungen gibt. Leistungen wie z.B. der Ertrag von Früchten durch die Bestäubungsleistung von Insekten werden als für den Menschen relevante Ökosystemleistung identifiziert. Ihr Wert wird durch den Marktwert der Agrargüter eingeschätzt. Für die Bestäubungsleistung der Insekten wird ein Wert in Höhe von 153 Mrd. US Dollar jährlich errechnet (vgl. Gallai et al. 2009). Auf dieser Basis kann eine Beeinträchtigung der Aktivität bzw. der Anzahl bestäubender Insekten (z.B. durch Pestizide) als Schaden monetär sicht- und vergleichbar gemacht werden. Auf Produktebene entwickelt sich auf Basis von cradle-to-gate Ökobilanzen mit der Environmental Product Declaration (EPD) eine produktspezifische Umwelterklärung. Durch das Unternehmen BASF wird aufsetzend auf der Ökobilanz ein ökonomischer Anteil hinzugefügt. Die Kosten für die Produktion der Produkte werden einem vollaggregierten Umweltindikator gegenübergestellt und beschreiben die Ökoeffizienz eines Systems aus Sicht der Produktion, ohne allerdings dabei die Kosten ins Verhältnis zu beispielsweise Vermeidungsleistungen o.ä. zu setzen.

Die Durchführung, Detaillierung und Ausrichtung sowie die Festlegung der Systemgrenzen sind nach DIN EN ISO 14040 mit einer Reihe von Freiheitsgraden möglich, die zu grundlegenden Schwankungspotenzialen führen. Die wichtigsten Kritikpunkte an der aktuelle Methodik und der Art deren Verwendung sind u.a. (vgl. Pawelzik et al. 2013):

– Unsicherheit der Datenbasis (Nutzung von Durchschnittswerten aus Datenbanken, Alter von Daten, Messunsicherheit, Verfügbarkeit);

- indirekte Landnutzungsänderung wird nicht in der Bilanzierung berücksichtigt (z.B. Landumbruch, der nicht direkt mit der genutzten Fläche zu tun hat, sondern an anderer Stelle durch Verdrängung entsteht; gegebenenfalls Intensivierung der Landnutzung durch Düngemittel und Pestizide, um Erträge zu erhöhen);
- Degradation des Bodens (z.B. Erosion) wird nicht in ihren Effekten in der Bilanzierung berücksichtigt (z.B. chemische Degradation erfordert zusätzlichen Einsatz von Düngemitteln);
- die Nutzung von Wasser in der Produktion wird nur in Form von Wasserverschmutzungen berücksichtigt, nicht aber im Sinne der Beanspruchung der Wasserressourcen und ihrer Folgen bewertet;
- Allokation beim Auftreten von Nebenprodukten ist komplex und kann das Ergebnis signifikant beeinträchtigen;
- Gewichtungsfaktoren bei Aggregation werden teilweise unterschiedlich gesetzt und können zu gegensätzlichen Ergebnissen führen;
- Ressourcenknappheit wird nur bei Aggregation in einem bestimmten Ansatz berücksichtigt;
- die Herstellung und das Betriebsverhalten von Maschinen- und Anlagentechnik werden in der Regel nicht mit betrachtet;
- Effekte der globalen Marktsituation werden nicht einbezogen (Verlagerung von Produktionsstandorten bei Mehrverwendung bestimmter Rohstoffe und damit verbundene Veränderung der Produktionsbedingungen);
- temporäre Gültigkeit der Ökobilanz aufgrund ständiger Dynamik von Technologien und Wertschöpfungsketten.

Die Ökobilanz ist mit ihren Vor- und Nachteilen die am detailliertesten ausgearbeitete Methode spezifische Produkte und die davon ausgehenden Wirkungen auf die Umwelt einzuschätzen. Sie kann jedoch nicht zur Erarbeitung generalisierter Aussagen herangezogen werden. Dennoch ist der Bilanzansatz umfassend und fördert das Umdenken hin zu Lebenszyklen-Betrachtung und der Berücksichtigung von Kreislauffähigkeit.

Soziale Aspekte sowie die Art und Weise, wie Produktionsstandorte betrieben werden, können auf Unternehmensebene einbezogen werden. Unternehmen beginnen zunehmend, ihre Produktionsbedingungen und Einwirkung auf die Umwelt als Marketingwerkzeug zu verstehen und werden immer mehr auch durch Regulierungen gezwungen, diese offen zu legen und zu aktualisieren bzw. verbessern. Hierzu ist die Corporate Social Responsibility (CSR) ein Rahmenwerk, in dem sowohl Unternehmensstruktur, soziale, ökologische als auch ökonomische Aspekte bezogen auf eine Unternehmen und

seine Produktionsstandorte festgehalten und kommuniziert werden. Derartige Umwelterklärungen bilanzieren ebenfalls Emissionen und erfassen Daten zur Stoffnutzung der Betriebe und seines Personals sowie die Interaktion des Unternehmens mit den Ökosystemen seiner Standorte. Um derartige Anforderungen zu erfüllen, ist die Einführung eines Umweltmanagementsystems in den Unternehmen notwendig. Die Standardisierung und Zertifizierung des Inhaltes und der Anforderungen an eine Umwelterklärung sind bislang nicht einheitlich und werden durch verschiedene Rahmeninitiativen wie den UN Global Compact, die DIN EN ISO 14001 oder das Eco-Management and Audit Scheme (vgl. UGA 2012) geregelt. Diese Rahmenwerke fordern eine ständige, prüfbare Verbesserung der ökologischen Indikatoren. Ein weiterer sehr detaillierter und anspruchsvoller Berichterstattungsrahmen bzw. Standard wird durch sogenannte „Sustainability Reporting Guidelines" (vgl. GRI 2013) für die CSR-Erklärung vorgestellt.

3 Nachhaltigkeit am Beispiel Verpackung

Die Verpackung hat, aufgrund der ausgeprägten räumlichen Trennung von Produktion bzw. ihren arbeitsteiligen spezialisierten Schritten innerhalb von Wertschöpfungsketten und dem Konsum, zentrale Bedeutung für den globalen Handel erlangt. Auch unter den Entwicklungstendenzen der Weltbevölkerung, mit nach wie vor hohem Bevölkerungswachstum sowie zunehmender Urbanisierung ist die Verpackung das Schlüsselwerkzeug, die Versorgungssicherheit durch Vorratswirtschaft und die dazu notwendige ausgeprägte zeitliche Trennung zwischen Produktion und Konsumtion zu gewährleisten, gleichzeitig aber die Verluste durch Überbeanspruchung, Verderb oder gar Austritt von Gefahrenstoffen zu verhindern (vgl. Bleisch et al. 2011). Durch zunehmende Leistungsfähigkeit der Verpackungen wird eine Anpassung der Erzeugnisdistribution an demographische Entwicklungen wie beispielsweise die Verringerung der Haushaltsgrößen in Industriestaaten durch enger gefächerte Portionierungen ermöglicht.

Dennoch ist auch die Verwendung von Ressourcen für die Herstellung von Packmitteln nicht vernachlässigbar, sondern kann zur Verschärfung der Spannungen bei der Nutzung der Ressourcen beitragen. Zudem nimmt die Verpackung durch ihre Wirkung auf die Gestaltung von Wertschöpfungsketten indirekten Einfluss auf die Ressourcennutzung. Anfängliche Fehldimensionierungen von Verpackungen, eine zunächst noch nicht ausgeprägte Orientierung auf die Minimierung des eingesetzten Packmittels sowie die fehlende Verantwortlichkeit für Entsorgung und umweltorientierte Regulie-

rung führten zwischenzeitlich zur Verringerung der Akzeptanz bis hin zu einem Abfall-Image der Verpackung. Deutschland reagiert 1991 beispielgebend mit der Einführung der Verpackungsverordnung und leitet ein Umdenken im Umgang mit Verpackungen ein, die im Grunde ihre Produkte und die darin investierten Ressourcen schützt und seither zusätzlich selbst im Hinblick auf Ressourcen optimiert wird. Die Verpackungsverordnung nimmt die Hersteller von Konsumgütern in Bezug auf die Strategie der Verwertung nach dem Verbrauch in die Pflicht, was eine Verringerung der Packmittelmenge durch Minimierung des Materialeinsatzes zur Folge hat. Auf dieser Grundlage werden in Deutschland flächendeckend Rücknahme- oder Entsorgungssysteme in Verantwortung der Industrie eingerichtet. Ähnliche Systeme werden in Nachbarländern wie Österreich, den Niederlanden, Belgien eingeführt und münden in der Europäischen Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle. 1994 tritt als Zusatz zur Verpackungsverordnung das Kreislaufwirtschafts und Abfallgesetz (KrW/AbfG) in Kraft. Diese regulatorischen Schritte bewirken die Integration der Verwertung in die Entwicklung von Verpackungen und Verpackungsmaschinen und eine Ausrichtung der Verpackungstechnik auf effizienten Ressourceneinsatz. Weltweit sind jedoch die Regularien nicht auf vergleichbarem Stand. Es sind regional wesentliche Unterschiede in Bezug auf den Umgang mit Verpackungen nach Gebrauch der Produkte festzustellen, was durch andere gesellschaftliche Situationen (flächendeckende Armut, geringere Bildung) bedingt ist. Die Verpackung ist aber nicht mehr nur ein wichtiges Bindeglied zwischen Produktion und Verbraucher (vgl. Röhrig et al. 2010), sondern entwickelt sich im internationalen Wettbewerb vom notwendigen Übel zum Leistungsträger. Verpackungsmaterialien sind in modernen Verbundstrukturen Hochbarriereträger, teilweise aktiver Atmosphärenregulator, Schutz gegen mechanische Beanspruchungen bei minimalem Gewicht – also Leichtbauwerkstoff – Entnahme- und Wiederverschlussgarant und gleichzeitig dafür verantwortlich, möglichst geringe Ressourcen zu beanspruchen sowie die beanspruchten Ressourcen verwertbar zu halten.

Die Verpackung wird darüber hinaus im globalen Wettbewerb zu einem Instrument der Kommunikation und Vermarktung von Produkten, besonders bei Verkaufsverpackungen, die Einfluss auf den Konsumenten ausüben können (vgl. EHI 2008; FFI 2011). Nach der Association of European Cartonboard and Carton Manufacturers werden Verpackungen in der Bevölkerung nach Internet, Fernsehen und Radio als viertstärkstes Kommunikationsmedium wahrgenommen (vgl. PC/FFI 2012). Neben den Verkaufsargumenten am Point of Sale (PoS), wie beispielsweise Differenzierung oder Marken-

design, die im Markt inzwischen entscheidende Größen darstellen, und den etablierten Informationen zu Packungsinhalten, lassen sich durch die Verpackung auch Informationen zur Art des Packmittels, dessen Herkunft, seiner Zusammensetzung und damit auch zu den beanspruchten Ressourcen kommunizieren. Verbraucher sind vor allem in Industrieländern, aber auch in Regionen, in denen die Umwelt in kritischem Maße belastet ist, zunehmend umweltbewusst und durchaus bereit, höhere Preise zu zahlen, wenn Materialien eingesetzt werden, die recyclingfähig oder anderweitig umweltfreundlich sind (vgl. GfK 2010). Die Forderung nach minimalem Materialeinsatz bleibt erhalten, aber die Akzeptanz gegenüber Verpackungsmaterialien ist im Fall von naturfaserbasierten Materialien am höchsten (vgl. FFI 2011; GfK 2010). Der Trend zur Nutzung nachhaltiger Verpackungslösungen ist eine kontinuierlich zunehmende Anforderung an die Verpackungsbranche und beschreibt einen weiteren Wandel, der bei dem zur Disposition stehenden Stoffvolumen der Branche weitere Innovationen abverlangt. Der Gesamtumsatz der Verpackungsbranche betrug 2006 ca. 527 Mrd. Dollar, davon wurden 500 Mrd. durch Verpackungsmaterialien und 27 Mrd. durch Verpackungsmaschinen umgesetzt (vgl. Röhrig et al. 2010). Die Branche wächst seit 2000 jährlich kontinuierlich um ca. 4,2%. Bereits an diesen Zahlen wird die Bedeutung des Packstoffes deutlich, der inzwischen besonders bei der Primärverpackung zu großen Teilen durch petrochemisch synthetisierte Kunststoffe bestimmt wird. Die Umstellung der Verpackungsherstellung auf nachwachsende Rohstoffe, die zunächst in Nutzungskaskaden verwendet und anschließend zumindest verwertet oder im Idealfall direkt in einen Kreislauf intergiert werden können, ist als Notwendigkeit nicht nur durch den Verbraucher in Industrieländern akzeptiert und gewünscht, sondern wird durch die Politik zunehmend gefördert (vgl. BMELV 2013; EC 2012; EU 2011; OECD 2009) und kann in der Verpackungsindustrie dadurch als durchschlagendes Marketingargument genutzt werden. Dieser Wertewandel eröffnet die Chance, ökologische Gesichtspunkte mit den sonst wenig steuerbaren Marktdynamiken zu kombinieren.

Dennoch besteht in einer zunehmend umweltbewussteren Gesellschaft das Risiko einer Desensibilisierung, wenn die umweltbezogenen Leistungen und Wirkungen der Verpackung nicht vollständig und transparent kommuniziert werden. Eine Kommunikation durch die Verpackung am Verkaufsort ist bei der Komplexität der Wirkungen und der zu vermittelnden Informationsmenge bislang nicht möglich. Eine zusätzliche Kommunikation anhand von Ökobilanzen findet dagegen breitflächig Eingang in den Verpackungsmarkt und kann mit unterschiedlichen Strategien genutzt werden.

Deskriptive Ökobilanzen zeigen die wesentlichen Einflussgrößen in konkreten Wertschöpfungsketten auf und lassen die Beurteilung von Sensitivitäten zu. Am Beispiel von Milchverpackungen im spanischen Markt konnte gezeigt werden, dass die Produktion der Milch einen deutlich größeren Einfluss auf die Wirkungskategorien globales Erwärmungspotenzial und Versauerungspotenzial hat als ein 100 km langer Transport im 3,5 Tonnen LKW oder die Herstellung des Packmittels (vgl. Meneses et al. 2012; siehe Abb. 2). Gleichzeitig wird festgestellt, dass die Daten bei der Milchproduktion abhängig von den konkreten Bedingungen im Produktionsweg wesentliche Unterschiede in beiden Wirkungskategorien bewirken können. Der grundlegend höhere Einfluss bleibt jedoch erhalten.

Für die Verpackung bedeutet dies, dass die Schutzfunktion des Packmittels im Vordergrund steht, da ein Verlust des Gutes einen höheren Ressourcenverlust erzeugt als ein Mehreinsatz von Packmittel. Diese Erkenntnis trifft beispielsweise für die Verpackung von Tierprodukten (Fleisch, Milchprodukte etc.) zu, aber auch für Produkte höherer Wertschöpfung (z.B. Elektronikartikel), wie auch eine Studie von Helén Williams und Fredrik Wikström zeigt (vgl. Williams/Wikström 2011). Bei Produkten, die mit geringerem Aufwand produziert werden (pflanzliche Produkte wie z.B. Ketchup), haben hingegen der Einsatz des Packmittels und die verwendete Menge vergleichbaren Einfluss, und die Minimierung der Stoffmenge kann einen signifikanten Beitrag zur Verringerung ökologischen Indikatoren leisten (vgl. Williams/Wikström 2011). Sensitivitätenanalysen können auch die Wirkungen bei der Wahl der Transportlösung aufdecken. Bei einem Transport mit gleicher Entfernung wurde etwa am Beispiel von Klappschalen für unterschiedliche Kunststoffe gleichermaßen gezeigt, dass die Transportlösung einen wesentlichen Anteil haben kann und dass mit zunehmender Menge je Transportmittel der CO_2-Fussabdruck signifikant abnimmt (vgl. Madival et al. 2009). Bei einem 28 Tonnen-LKW wird der CO_2-Ausstoß danach bereits ca. 30% gegenüber einem 16 Tonnen LKW reduziert, und der Transport mittels Güterzügen verringert den Ausstoß nochmals auf einen Bruchteil.

Häufig werden jedoch auch komparative Studien verfolgt. Am Beispiel von Kunststoffen und dem Vergleich mit Biokunststoffen wird teilweise im Rahmen von Cradle-to-gate-Bilanzen nur die Materialherstellung bis zum Granulat betrachtet. Eine vollständige Verbesserung in allen Wirkungskategorien wird durch Biokunststoffe im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen dabei meist nicht erzielt. Bei der Herstellung von Granulaten erzielt nach der zusammenfassenden Studie das in der Verpackungstechnik am häu-

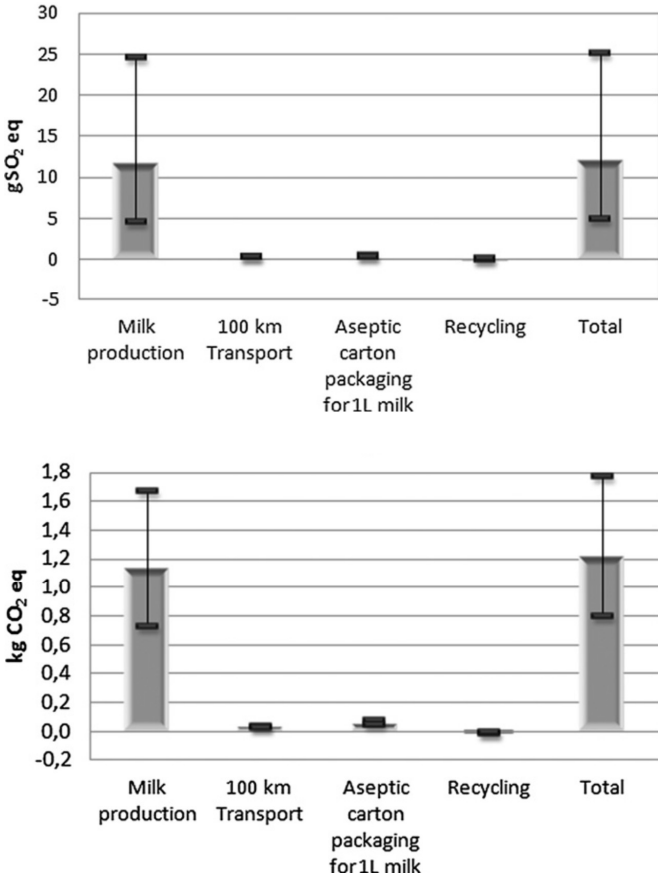

Abb. 2: Anteile von Milchherstellung, Transport, Verpackung und Recycling am CO_2-Ausstoß (oben) und dem Versauerungspotenzial (unten) am Beispiel der Milchproduktion in Spanien

Quelle: Meneses et al. 2012

figsten eingesetzte Biopolymer PLA[1] ohne Berücksichtigung von Additiven und Blendingpartnern nur in wenigen Wirkungskategorien gegenüber ausgewählten petrochemischen Kunststoffen Vorteile (vgl. Hottle et al. 2013). Leichte Vorteile werden beispielsweise in der Smogbildung und der Human-

1 Polymilchsäure (Poly Lactic Acid, PLA).

wirkung der Luftemissionen gegenüber der PET-[2] und PS-Herstellung gefunden. Beim Treibhauseffekt werden nur gegenüber PS[3] Vorteile erzielt, während PET, PE[4] (HD und LD) sowie PP[5] teilweise deutlich geringere Mengen Treibhausgasemissionen bei ihrer Herstellung verursachen. Die Ergebnisse weisen zwischen verschiedenen Studien meist große Schwankungen auf. Gründe dafür sind die Variation von Systemgrenzen und Annahmen z.B. in der Wahl von Transportmitteln oder dem Energiemix (vgl. (Hottle et al. 2013). Die Aussagen derartiger Cradle-to-Gate Bilanzen sind begrenzt, da die End-of-Life-Optionen nicht einbezogen werden. Dass diese Stufe des Lebenszyklus jedoch entscheidenden Einfluss hat, wurde ebenfalls am Beispiel der Klappschalen gezeigt (vgl. Madival et al. 2009). 100% Recycling ist dabei als überlegenes Verwertungsscenario in den Kategorien Treibhauseffekt und Energieverbrauch bezogen auf 1.000 Schalen dargestellt. Ebenfalls an Klappdeckelschalen wurde gezeigt, dass auch bei Einbeziehung der Verwertungsszenarien Biokunststoffe sowohl ökologische Vor- als auch Nachteile gegenüber petrochemischen Kunststoffen aufweisen (vgl. Detzel/Krüger 2006; siehe Abb. 3).

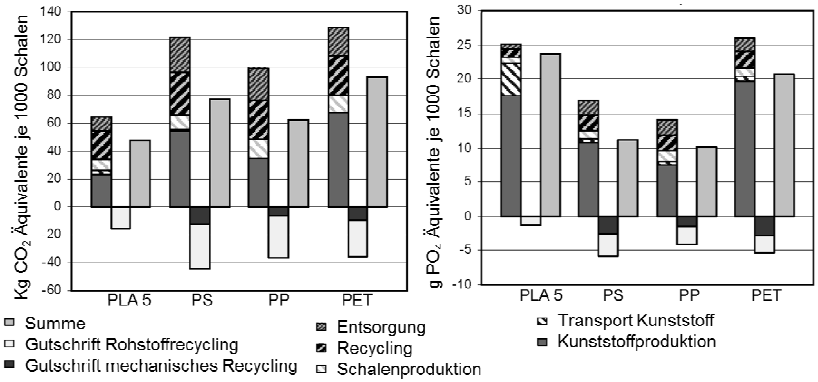

Abb. 3: Bilanzergebnisse am Beispiel von Klappdeckelschalen für unterschiedliche Materialien in den Wirkungskategorien CO_2 Ausstoß (links) und terrestrischer Eutrophierung (rechts)

Quelle: Detzel/Krüger 2006

2 Polyethylentherephthalat (PET).
3 Polystyrol (PS).
4 Polyethylen (High Density, HD; Low Density, LD).
5 Polypropylen (PP).

Durch die Betrachtung kompletter Lebenszyklen werden mehr signifikante Einflüsse berücksichtigt, die Unsicherheiten, die durch Annahmen entstehen, nehmen jedoch weiter zu. Ein direkter und generalisierter Vergleich von Packstoffen ist mit Hilfe von Ökobilanzen nicht möglich, auch nicht, wenn Packmittel und Packgut festgelegt sind. Die Wirkungsindikatoren sind unter anderem von der jeweiligen technischen Ausstattung verschiedener Werke oder vom Aussehen der Wertschöpfungskette abhängig, die besonders bei verschiedenen Materialien sehr unterschiedlich gestaltet sein kann. Ein Vergleich von Packstoffen kann nur an einem genau spezifizierten Anwendungsfall unter Zugrundelegung gleichartiger Wertschöpfungsketten und Produktionsbedingungen Ansatzpunkte für die Verbesserung der ökologischen Einflüsse einer Verpackungslösung liefern.

4 Wege der Nutzung des Nachhaltigkeitsgedanken

Durch Einbeziehung ökonomischer Aspekte in den Gedanken der Nachhaltigkeit entsteht ein Drei-Säulen-Modell, in dem ökologische, soziale und ökonomische Nachhaltigkeit in ihrem Rang gleichsetzt werden (vgl. DBT 1998), wobei eine Gewichtung zugunsten der Ökologie nahe liegt, denn ohne Ökosystem kann die Menschheit nicht existieren, aber das Ökosystem ohne den Menschen durchaus. Dementsprechend bilden sich unterschiedliche Standpunkte zur Handhabung und Gewichtung der ökologischen Nachhaltigkeit in der Wirtschaft, die von strikter (Erhalt des kompletten Naturkapitals) bis sehr schwacher ökologischer Nachhaltigkeit (Substitution von Naturkapital auch durch Geld-Kapital) stufenweise unterteilt werden können (vgl. Diefenbacher 2001). Nachhaltige Entwicklungen sind durch drei grundlegende strategische Ansätze erreichbar (vgl. Huber 1994):

- *Effizienz* ist der Ansatz, unbeschränkte Bedürfnisse durch eine Optimierung des Verhältnisses von Aufwand und Nutzen zu erfüllen und setzt das Bewusstsein der ökologischen Problematik voraus.
- *Suffizienz* impliziert eine Verringerung des Ressourcenverbrauchs durch die Einschränkung der Ressourcenverwendung auf ein geringeres, im Idealfall das minimal notwendige Maß. Im Konsum bedeutet das den Verzicht an bestimmten Stellen (z.B. auf Luxusgüter) und erfordert gegebenenfalls einen Wertewandel, da dieser Verzicht in der Regel an Akzeptanzschwellen stößt (vgl. Carnau 2011).
- *Konsistenz* bezieht die Beschaffenheit von Stoff- und Energieströmen ein und bewertet ihre Vereinbarkeit mit Naturkreisläufen und der Assimilationsfähigkeit ihrer Emissionen durch Ökosysteme. Im Idealfall

komplementieren sich industrielle und natürliche Stoffströme und führen zu einer dauerhaften industriellen Ökologie (vgl. Carnau 2011).

Im globalen Wettbewerb der Konsumgüter liegt die Entscheidung über den Einsatz von Verpackungslösungen bei den Unternehmen und ist auch durch den hohen Kosteneinfluss der verwendeten Rohstoffe im Vergleich zu deren kurzem Lebenszyklus grundlegend vorrangig ökonomisch geprägt. Eine Einflussnahme kann politisch durch Regulierungen erfolgen oder aus dem Verhalten von Konsumenten und den damit verbundenen Absatzchancen resultieren. Dementsprechend ist vor allem bei Anwendern (Brand-Ownern) die Entwicklung von Verpackungen von einer Vermarktungsstrategie abhängig. Innerhalb dieser Strategie werden Marktanalysen und -studien sowie die erreichbaren oder in Aussicht stehenden Kosten für die Entwicklung und Implementierung einer neuen Verpackung gegenübergestellt und durch eine Risikobewertung eingeschätzt. Eine ökologisch günstigere Verpackungslösung wird also nur in Verbindung mit einem zumindest anhand von Indizien abschätzbaren materiellen Nutzen durchzusetzen sein. Dieser Nutzen kann durch „harte“ Kriterien (Umsatzsteigerung, Steigerung von Marktanteilen) oder „weiche“ Kriterien (Image, Reputation des Unternehmens) beurteilt werden.

In der Verpackungstechnik haben sich verschiedene Strategien entwickelt, um die ökologische Nachhaltigkeit als Bestandteil des Marketing von Unternehmen, Marke (Brand) oder Produkt und dessen Verpackung zu nutzen. Sie lassen sich nach dem Ort ihres Ansatzes in die Kategorien *produktorientierte Strategien, technologieorientierte Strategien* und *Unternehmensstrukturstrategien* unterteilen. Alle drei Ansätze stehen häufig in Interaktion und sind nicht vollständig voneinander entkoppelbar. Die Umstellung oder Neuerschließung von Technologien hat beispielsweise immer eine enge Verbindung zur Unternehmensstruktur, da entsprechendes Know-how erforderlich ist und in Form neuer Abteilungen oder Spezialisten allokiert werden muss.

Produktorientierte Strategien haben die stärkste Wirkung in Richtung des Konsumenten, da sie am Point of Sale (PoS) vermittelt werden können. Dazu gehören Materialreduktion, Materialsubstitution, Funktionsoptimierung, Funktionsintegration, Änderung der Wahrnehmung („green appeal“) und Greenwashing.

– *Materialreduktion:* Diese Maßnahme ist in den Bereich der Effizienz einzuordnen. Ein Beispiel ist hier die Verringerung der Dicke von Folien bei gleichbleibender Barrierefunktion, die durch ein lineares simultanes

Recken der Folie verbessert werden kann und dementsprechend eine Verringerung der Dicke um ca. 50% zulässt (vgl. Langowski/Schönweitz 2006). Eine flächendeckende Anwendung der entsprechenden Folien ist dennoch nicht gelungen, da die Akzeptanz des Verbrauchers die Etablierung am Markt vor allem für Markenprodukte einen Wettbewerbsvorteil für Beutel mit dickeren Folien darstellt. Der Verbraucher ist nicht überzeugt von der Funktion der dünneren Folie bei Kontakt mit dieser.

- *Materialsubstitution:* Gemeint ist der Ersatz eines Packstoffes durch einen vermeintlich ökologisch günstigeren Packstoff, wie beispielsweise im Fall von „Drop-in“ Biokunststoffen, deren Herstellung auf der Verwendung nachwachsender Rohstoffe basiert. Dabei ist zu beachten, dass eine generelle Präferenz von Packstoffen nicht festgelegt werden kann, sondern in jedem Anwendungsfall unterschiedliche Präferenzen entstehen können.
- *Funktionsoptimierung:* Sie verbindet beide vorher genannten Aspekte, indem die notwendigen Funktionen des Packstoffes innerhalb eines Verbundmaterials jeweils der Stoffkomponente zugeordnet werden, die diese am effizientesten erfüllt. Es entstehen in der Regel Mehrstoffsysteme, die den grundlegenden Ressourceneinsatz minimieren, jedoch die Verwertungsoptionen einschränken können. Ein Beispiel sind Verbundfolien, in denen dünne Sperrschichten aus EVOH oder anderen hochbarrierefähigen Materialien die Permeation von Gasen (z.B. O_2) stark behindern und damit die notwendige Dicke der Folie minimieren.
- *Funktionsintegration:* Diese Methode führt zur Verringerung von Verpackungskomponenten, in dem eine die Funktionen der anderen mit übernimmt und ist demnach ein Suffizienzansatz. Ein Beispiel ist die Gruppierung von Primärverpackungen mit Hilfe von Verbindungsstegen, die eine Sammelverpackung ersetzen kann.
- *Änderung der Wahrnehmung durch „Green-Appeal“:* Die Verpackung kann entweder durch ihr Design tatsächliche oder nur fiktive ökologische Vorteile vermitteln bzw. beim Verbraucher assoziieren. Durch die Aufrauhung der Oberfläche von Kunststoffbechern für Joghurt wird beispielsweise der Eindruck vermittelt, dass der Becher aus Karton besteht oder zumindest einen Kartonmantel trägt. Diese Strategie birgt die Gefahr der Desensibilisierung des Konsumenten und der Resignation, ökologische Werte tatsächlich ausmachen zu können.
- *Greenwashing:* Im Gegensatz zum Green Appeal werden hier nicht Assoziation erzeugt, sondern übersteigert offensiv ökologische Vorteile der

Verpackung kommuniziert, ohne gleichzeitige Nachteile, Rahmenbedingungen bzw. eingesetzte Methoden offen zu legen. Diese Strategie ist geprägt von Intransparenz und führt zu einer Reduktion des Vertrauens der Verbraucher gegenüber ökologischen Gesichtspunkten.

Der Kommunikation des ökologischen Mehrwertes kommt demnach eine wichtige Rolle zu, um differenzierende Fakten zu vermitteln. Kaufentscheidungen werden zu 70% am PoS getroffen (vgl. GfK 2009), und die Verpackung ist einer der stärksten Kommunikationskanäle (vgl. FFI 2012). Die Wirkung der Verpackung auf die Kaufentscheidung am PoS steht nur wenig dem Preis nach und ist in der Erinnerung, die für den wiederkehrenden Kauf entscheidend ist, höher eingestuft als der Preis (vgl. FFI 2012). Die Kommunikation der Nachhaltigkeit ist inzwischen ein wichtiger Teil des Markenkonzeptes, welches an der Erinnerung und Identifikation an bzw. mit Produkten ansetzt. Die Vermittlung von ökologischen Werten ist vor allem durch Kennzeichnung mittels „Öko-Labels“ effektiv. Dabei sind Eigenlabels einzelner Unternehmen oder von Unternehmensgruppierungen sowie Fremdlabels, die durch neutrale Einrichtungen vergeben werden, zu unterscheiden. Dementsprechend entsteht eine Vielzahl von Kennzeichnungen (z.B. EU EcoLabel, BIO Siegel, Keimling, Blauer Engel etc.), denen nur teilweise standardisierte Prüfmethoden und zugehörige Zertifikate zugrunde liegen und die alle gemeinsam haben, dass der Verbraucher sie nicht kennt bzw. keine Kenntnis über Prüfkriterien und -methoden hat, ihnen nicht vertraut oder sich nicht die Zeit nimmt, diese am PoS zu bewerten. Zudem sind unter der Abkürzung Öko die Eigenschaften von Produkt und dessen Verpackung gemischt. Ein einheitliches und ausreichend umfassend informierendes Kennzeichen sowie eine entsprechende Methode, die direkt auf die Nachhaltigkeit von Verpackungslösungen abzielt und informiert, ist bislang nicht verfügbar. Entscheidend für die Akzeptanz und Kenntnis der Verbraucher ist u.a. die Bekanntheit, neutrale Vergabe, Standardisierung, Prozessorientierung, Freiwilligkeit und Transparenz zu den Kriterien der Vergabe und Kontrolle sowie die Einbeziehung von hinreichend umfassenden Informationen zu Umweltwirkungen (vgl. Eberle 2001). Eine andere Methode der Kommunikation von Nachhaltigkeitskriterien für Produkte ist die „Environmental Product Declaration“ (EPD), die nicht am PoS wirken kann, aber durch Markenbildung indirekt am PoS vertreten ist. Der EPD liegt eine Ökobilanz zugrunde und es entsteht eine transparente Kommunikation. Der Entwurf von Produkten und ihren Verpackungen kann bereits im Entwurfsprozess berücksichtigt werden. In einem solchen integrierten Entwurfspro-

zess (ökologisches Produktdesign nach ISO 14062 „Umweltmanagement – Integration von Umweltaspekten in Produktdesign und -entwicklung“) steht dann nicht das „Green Appeal“ im Vordergrund, sondern die Berücksichtigung umweltrelevanter Aspekte (z.B. Materialwahl, Lebenszyklus und Herstellungsoptionen) schon in der frühen Entwurfsphase.

Technologieorientierte Strategien sind nicht vordergründig durch den Konsumenten wahrnehmbar und müssen zusätzlich kommuniziert werden (z.B. über Medien), können aber einen signifikanten Einfluss auf die Ökobilanz haben und sich in einer EPD auswirken. Nach dem Wirkort können *innerbetriebliche* oder *außerbetriebliche Maßnahmen* unterschieden werden. Innerbetriebliche Maßnahmen sind Weiterentwicklungen an bzw. Substitutionen von Verarbeitungstechnologien und -maschinen, die innerhalb des jeweiligen Unternehmens direkt umgesetzt werden, um eine effizientere Produktion zu ermöglichen. Änderungen am Produkt sind dabei nicht zwingend erforderlich. Beispielsweise kann bei Einsatz von Hochfrequenzsiegelverfahren gegenüber Wärmekontaktsiegelverfahren unter Umständen ein Großteil an Energie für einen Siegelvorgang eingespart werden. Ein anderes Beispiel ist der Einsatz eines zonalen Heizelementes zum Vorwärmen von Kunststoffen (vgl. Claus et al. 2015). Eine gezielt intensivere Vorwärmung in geometrischen Bereichen, in denen geringere Dehnungen im Thermoformprozess erzeugt werden, lässt eine gleichmäßiger Verteilung der Wanddicke zu und eröffnet die Möglichkeit, das Material effizienter einzusetzen. Außerbetriebliche Maßnahmen beziehen die vorgelagerten Stationen der Wertschöpfungskette mit ein und es wird auf Anbieter eingewirkt oder ein Anbieterwechsel vollzogen, um bestimmte technologische Merkmale am Produkt zu verankern.

Unternehmensstrukturstrategien sind geprägt durch die Entscheidungen von Unternehmen, an ihrer Ausstattung, Organisationsstruktur oder ihrem wettbewerblichen Verhalten Änderungen vorzunehmen, die dann entweder den Einfluss des Produktionsstandortes auf die Umwelt verringern oder die Ökobilanz ihrer Produkte verbessern bzw. im Idealfall beides. Die möglichen Maßnahmen können in drei Kategorien eingeteilt werden:

– *Änderungen der Produktionsorganisation* können auf die Ökobilanz der Produkte wesentlichen Einfluss nehmen, da Transportvorgänge und deren Anordnung großen Einfluss auf die Bilanzergebnisse von Verpackungen haben können (vgl. BMU 2007). Eine Verkürzung von Transportwegen innerhalb der Wertschöpfungskette kann beispielsweise durch die Anordnung von Produktionsschritten in regionaler Nähe oder die Funk-

tionsintegration erreicht werden. Durch den Einsatz von Form-Füll- und Verschließmaschinen an Stelle der Herstellung geformter Packmittel bei Zulieferern und einem Transport dieser zum Markeneigner werden beispielsweise Transportwege eingespart.

- *Investitionsmaßnahmen für zusätzliche Ausstattungen* ergänzen die Produktion und unterstützen bei der Bereitstellung wichtiger Medien. Ein Beispiel kann hier sein, dass Unternehmen zur Stützung ihres Energieverbrauches eigene Kapazitäten erneuerbarer Energien installieren oder bei hohem Wasserbedarf direkt Wasseraufbereitungsanlagen betreiben.
- Die *Organisation von Kompensationen* ist eine weitere Methode, umweltbezogene Aspekte zu adressieren, kann jedoch häufig keinen adäquaten Ersatz für bereits erfolgte Beeinträchtigungen der Umwelt Kompensation leisten können. Beispielsweise werden den CO_2-Emissionen bei der Herstellung eines Packmittels Projekte zur Aufforstung von Wäldern durch Verwendung eines Anteils am Packmittelpreis gegenübergestellt. Ein frisch angepflanzter Wald hat aber bei weitem nicht die CO_2-Aufnahmekapazität wie ein bestehender Dauerwald (Bodenbildung, Baumalter).

Die Unternehmensstrukturstrategien sind durch den Verbraucher in der Regel nicht direkt sichtbar und müssen dementsprechend wirksam abseits des PoS kommuniziert werden, können aber einen signifikanten Beitrag zur Markenbildung und -entwicklung bestimmter Produkte beitragen. Das ökonomische Potenzial dieser Maßnahmen ist schwer zu erfassen. Jede Maßnahme erfordert Investitionen in die Entwicklung von Technologien, die Qualifizierung und Allokation von Fachpersonal sowie die Implementierung und kann durch höhere Marktanteile (erreicht durch Imagegewinn) wieder amortisiert und überkompensiert werden.

Literatur

Bleisch, G.; Majschak, J.-P.; Weiß, U. (2011): Verpackungstechnische Prozesse. Lebensmittel-, Pharma-, Chemieindustrie. Hamburg

BMELV – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2013): Politikstrategie Bioökonomie, Nachwachsende Ressourcen und biotechnologische Verfahren als Basis für Ernährung, Industrie und Energie. Berlin (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz)

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen. Von der Idee zur Praxis: Managementansätze zur

Umsetzung von Corporate Social Responsibility und Corporate Sustainability. Berlin (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit)

Borucke, M.; Moore, D.; Cranston, G.; Gracey, K.; Iha, K.; Larson, J.; Lazarus, E.; Morales, J. C.; Wackernagel, M.; Galli, A. (2013): Accounting for Demand and Supply of the Biosphere's Regenerative Capacity: The National Footprint Accounts' Underlying Methodology and Framework. In: Ecological Indicators, Vol. 24, January, pp. 518–533

Carnau, P. (2011): Nachhaltigkeitsethik. Normativer Gestaltungsansatz für eine globale zukunftsfähige Entwicklung in Theorie und Praxis. München

Claus, R.; Stein, M.; Bach, S. (2015): Vorrichtung zum Beheizen von Vorformkörpern. Patentnr. DE 102014202302 B4

DBT – Deutscher Bundestag (1998): Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung". Konzept Nachhaltigkeit: Vom Leitbild zur Umsetzung. Berlin (Deutscher Bundestag)

de Haes, H. A. U.; Jolliet, O.; Finnveden, G.; Hauschild, M.; Krewitt, W. Müller-Wenk, R. (1999): Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Assessment. Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2). In: International Journal on Life Cycle Assessment, Vol. 4, Issue 2, pp. 66–74

Demeney, P.; McNicoll, G. (2003): Encyclopedia of Population. New York

Detzel, A.; Krüger, M. (2006): Life Cycle Assessment of PLA. A Comparison of Food Packaging Made from NatureWorks® PLA and Alternative Materials. Heidelberg

Diefenbacher, H. (2001): Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit. Zum Verhältnis von Ethik und Ökonomie. Darmstadt

Eberle, U. (2001): Das Nachhaltigkeitszeichen. Ein Instrument zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung? Dissertation. Gießen (Justus-Liebig-Universität)

EC – European Commission (2012): Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe. Communication from the Comission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels (European Commission)

EHI (2008): Spannungsfeld Verpackung, Erwartungen, Trends und Konfliktfelder aus Sicht von Handel und Herstellern. Köln (EHI Retail Institute GmbH)

EU – European Union (2011): The European Bioeconomy in 2030. White Paper. Brussels (European Union, Eurpean Technology Platforms)

FFI – Fachverband Faltschachtel-Industrie (2011): FFI Studie Shopper 2011. Die Bedeutung von Verpackungen bei Kaufentscheidungen. Frankfurt am Main (Fachverband Faltschachtel-Industrie e.V.)

FFI – Fachverband Faltschachtel-Industrie (2012): Das kommunikative Potenzial der Verpackung im Vergleich mit anderen Medien. Frankfurt am Main (Fachverband Faltschachtel-Industrie e.V.)

Gallai, N.; Salles, J.-M.; Settele, J.; Vaissière, B. (2009): Economic Valuation of the Vulnerability of World Agricultural Confronted to Pollinator Decline. In: Ecological Economics, Vol. 68, Issue 3, pp. 810–821

Gerbens-Leenes, P. W.; Hoekstra, A. Y.; van der Meer, Th. (2009): The Water Footprint of Energy from Biomass. A Quantitative Assessment and Consequences of an Increasing Share of Bio-energy in Energy Supply. In: Ecological Economics, Vol. 68, Issue 4, pp. 1052–1060

GfK – Gesellschaft für Konsumforschung (2009): STORE EFFECT-Studie. Nürnberg (Gesellschaft für Konsumforschung)

GfK – Gesellschaft für Konsumforschung (2010): Packaging and Sustainability. Nachhaltige Verpackungen – Was will der Verbraucher? Nürnberg (Gesellschaft für Konsumforschung)

Gleick, P. H. (1994): Water and Energy. In: Annual Review of Energy and the Environment, Vol. 19, pp. 267–299

GRI – Global Reporting Initiative (2013): G4 Sustainability Reporting Guidelines. Reporting Principles and Standard Disclosures. Amsterdam (Global Reporting Initiative)

Gustavsson, J.; Cederberg, Chr.; Sonesson, U. (2011): Global Food Losses and Food Waste. Rome (Food and Agriculture Organization of the United Nations)

Hoekstra, A. Y.; Chapagain, A. K.; Aldaya, M. M.; Mekonnen, M. M. (2011): The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. London, Washington/D.C.

Hottle, T.; Bilec, M.; Landis, A. (2013): Sustainability Assessments of Bio-based Polymers. In: Polymer Degradation and Stability, Vol. 98, Issue 9, pp. 1898–1907

Huber, J. (1994): Nachhaltige Entwicklung durch Suffizienz, Effizienz und Konsistenz. In: Fritz, P.; Huber, J.; Levi, H. W. (Hg): Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive. Stuttgart, S. 31–46

Huijbregts, M. A. J.; Hellweg, St.; Frischknecht, R.; Hungerbühler, K.; Hendriks, A. J. (2008): Ecological Footprint Accounting in the Life Cycle Assessment of Products. In: Ecological Economics, Vol. 64, pp. 798–807

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1990): Climate Change. The IPCC Scientific Assessment (1990). First Assessment Report. Cambridge

IWMI – International Water Management Institute (2007): Water for Food, Water for Life. A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. London, Colombo (International Water Management Institute)

Kagemann, H.; Wahlster, W.; Helbig, J. (2013): Umsetzungsempfehlungen für das Zukunftsprojekt Industrie 4.0. Abschlussbericht des Arbeitskreises Industrie 4.0. München (acatech, Deutsche Akademie der Technikwissenschaften e.V.)

Kranert, M.; Hafner, G.; Barabosz, J.; Schuller, H.; Leverenz, D.; Kölbig, A.; Schneider, F.; Lebersorger, S.; Scherhaufer, S. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Stuttgart (Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft)

Langowski, H.; Schönweitz, C. (2006): Dickenreduziertes Folienmaterial – Einsparungspotentiale und Verarbeitungseigenschaften. In: Tagungsband zur Tagung Verarbeitungsmaschinen und Verpackungstechnik (VVD). Dresden (Technische Universität), S. 481–500

Madival, S.; Auras, R.; Signh, S. P.; Narayan, R. (2009): Assessment of the Environmental Profile of PLA, PET and PS Clamshell Containers Using LCA Methodology. In: Journal of Cleaner Production, Vol. 17, Issue 13, pp. 1183–1194

Maslow, A. (1943): A Theory of Human Motivation. In: Psychological Review, Vol. 50, No. 4, pp. 370–396

Maslow, A. (1971): The Farther Reaches of Human Nature. New York

Meneses, M.; Pasqualino, J.; Castells, F. (2012): Environmental Assessment of the Milk Life Cycle. The Effect of Packaging Selection and the Variability of Milk Production Data. In: Journal of Environmental Management, Vol. 107, pp. 76–83

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2009): The Bioeconomy to 2030. Designing a Policy Agenda. Paris (OECD Publishing)

Pawelzik, P.; Carus, M.; Hotchkiss, J.; Narayan, R.; Selke, S.; Wellisch, M.; Weiss, M.; Wicke, B.; Patel, M. K. (2013): Critical Aspects in the Life Cycle Assessment (LCA) of Bio-based Materials – Reviewing Methodologies and Deriving Recommendations. In: Resource, Conservation and Recycling, Vol. 73, pp. 211–228

PC/FFI – ProCarton/Fachverband Faltschachtel-Industrie (2012): Verpackung: ein Medium mit hoher Durchschlagskraft. 23 Kommunikationskanäle im Vergleich. Frankfurt am Main (Association of European Cartonboard and Carton Manufacturers) (Pro Carton Studie)

Röhrig, R.; Mis, K.; Wieschebrock, S. (2010): Die Verpackungsindustrie in Deutschland. Branchenreport Verpackungsindustrie Frankfurt am Main (IG Metall. Vorstand Wirtschaft, Technologie, Umwelt)

Schmitz, St.; Paulini, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 (Version ’99). Berlin (Umweltbundesamt)

Shiklomanov, I. (1999): World Water Resources. A New Appraisal and Asessment for the 21st Century. Prepared for the International Hydrological Programme. St. Petersburg (State Hydrological Institute)

UGA – Umweltgutachter-Ausschuss beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012): In 10 Schritten zu EMAS. Leitfaden für Umweltschutzbeauftragte. Berlin (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit)

UN – United Nations (1998): Kyoto Protocol of the United Nations Framework Convention on Climate Change. New York (United Nations)

UNDESA – United Nations, Department of Economic and Social Affairs (2012): World Urbanisation Prospects. The 2011 Revision. New York (UNDESA, Population Division)

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2012): The Dynamics of Global Water Futures 2011–2050. Report on the Findings of Phase One of the UNESCO-World Water Assessment Programme Water Scenarios Project to 2050. Paris (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization)

UNFPA – United Nations Population Fund (2011): State of World Population 2011. New York (United Nations Population Fund)

USEPA – US Environmental Protection Agency (2014): Emission Factors for Greenhouse Gas Inventories. Washington/D.C. (US Environmental Protection Agency)

van Oel, P. R.; Hoekstra, A. Y. (2012): Towards Quantification of the Water Footprint of Paper. A First Estimate of its Consumptive Component. In: Water Resource Management, Vol. 26, pp. 733–749

Wackernagel, M.; Rees, W. (1997): Unser ökologischer Fußabdruck. Wie der Mensch Einfluss auf die Umwelt nimmt. Basel u.a.O.

WCED – World Commission on Environment and Development (1987): Our Common Future, Chapter 2: Towards Sustainable Development. Annex to Document A/42/427 – Development and International Co-operation: Environment. New York (World Commission on Environment and Development)

Williams, H.; Wikström, F. (2011): Environmental Impact of Packaging and Food Losses in a Life Cycle Perspective. A Comparative Analysis of Five Food Items. In: Journal of Cleaner Production, Vol. 19, pp. 43–48

WRI – World Resource Institute (2005): Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington/D.C. (World Resource Institute)