

Produktnachhaltigkeit

Februar 2011

Version 1.0

Carbon Footprint von Tragetaschen und “Obstsackerl” aus Papier und Kunststoff

Autor Harald Pilz

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	3
2	Datengrundlagen	4
2.1	Massenverhältnisse	4
2.2	Daten für die Lebenszyklusphase „Produktion“	5
2.3	Daten für die Lebenszyklusphase „Abfallwirtschaft“	6
2.4	CO ₂ -Bindung in Holz, biogene CO ₂ -Emissionen	8
3	Ergebnisse	9
4	Diskussion	10
4.1	Wichtige Einflussfaktoren für die dargestellten Ergebnisse	10
4.2	Relevanz der Thematik	12
4.3	Schlussbemerkung	13
5	Literatur	15

1 Einleitung

In der vorliegenden Studie werden Tragetaschen aus Kunststoff, bioabbaubarem Kunststoff und Papier sowie „Obst- bzw. Gemüsesackerl“ (kleine transparente Tragetaschen für lose angebotenes Obst & Gemüse, Fachbegriff „Knotenbeutel“) aus Kunststoff und Papier hinsichtlich ihres Klimafußabdrucks verglichen. Der Klimafußabdruck oder „Carbon Footprint“ gibt Auskunft über die gesamten Treibhausgasemissionen eines Produktes in seinem Lebenszyklus, von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung, angegeben in CO₂-Äquivalenten pro festgelegte funktionelle Einheit.

Die im Folgenden beschriebenen Berechnungen wurden von denkstatt im Februar 2011 für die Austria Presseagentur (APA) erstellt. Dabei wurde ein Rechenmodell verwendet, das von der denkstatt im Laufe der letzten 10 Jahre im Rahmen von Studien im Auftrag von PlasticsEurope entwickelt wurde. Die jüngste Version der zugehörigen Studie mit dem Titel „The impact of plastics on life cycle energy consumption and green-house gas emissions in Europe“ wurde im Juni 2010 veröffentlicht [Pilz et al. 2010]. Diese Veröffentlichung befindet sich im Anhang zu diesem Bericht über Tragetaschen und Obstsackerl. Datenqualität und Methodik der Studie für PlasticsEurope wurden im Rahmen einer kritischen Begutachtung durch zwei ebenfalls unabhängige wissenschaftliche Institute (EMPA, Schweiz und University of Manchester, UK) bestätigt. **Die entsprechenden Review-Berichte finden sich ebenfalls am Ende des Dokuments.**

Das erwähnte Rechenmodell wurde für europäische Rahmenbedingungen erstellt und umfasst Daten für insgesamt 173 Produkte, darunter auch eine Tragetasche aus Polyethylen (PE) und eine Tragetasche aus Papier. Für die nachfolgend beschriebene Untersuchung wurde dieses Fallbeispiel für österreichische Rahmenbedingungen im Bereich der Abfallwirtschaft ausgewertet. Weiters wurden mit dem gleichen Rechenmodell Obstsackerl aus PE und Obstsackerl aus Papier miteinander verglichen, ebenfalls für österreichische Rahmenbedingungen im Bereich der Abfallwirtschaft.

Die Berechnungen für eine Tragetasche aus bioabbaubaren Kunststoffen beruhen auf einer Studie, die im Jahr 2010 vom österreichischen Klima- und Energiefonds finanziert und von denkstatt in Kooperation mit dem Institut für Industrielle Ökologie erstellt wurde: Klimaschutzpotenziale beim forcierten Einsatz biogener und konventioneller Kunststoffe [Fehring et al. 2010].

Es ist zu beachten, dass die dargestellten Ergebnisse ausschließlich für die ausgewählten (beispielhaften) Produkte und für die dargestellten Rahmenbedingungen der Produktion (europäischer Durchschnitt) und der Abfallwirtschaft (Status Quo Österreich) gelten. Unternehmensspezifische Produktionsbedingungen oder andere Anteile von Verwertungs- und Entsorgungsoptionen können die Ergebnisse (und auch ihre Reihung) deutlich verändern. Auch ein Rückschluss vom dargestellten Vergleich auf andere Verpackungsprodukte ist nicht zulässig, da sich sowohl das Massenverhältnis als auch die verwendeten Papier- und Kunststoffsorten deutlich von den hier verwendeten Grundlagen unterscheiden können.

In diesem Sinne wollen die vorliegenden Untersuchungen nicht dazu beitragen, Materialien generell zu klassifizieren. Für nachhaltige Lösungen sollte vielmehr für jedes Produkt jenes Material oder jene Materialkombination ausgewählt werden, die den angestrebten Produkt-

nutzen am effizientesten erfüllen (siehe dazu auch das „statement of intent“ im Anhang).

Darüber hinaus ist zu beachten, dass der Carbon Footprint zwar ein für die hier untersuchten Produkte bedeutender Umweltparameter ist, für eine umfassende Bewertung im Sinne der Nachhaltigkeit aber auch andere Umweltfaktoren sowie ökonomische und soziale Effekte berücksichtigt werden müssen.

Dies wird auch am Ende der Schlussfolgerungen der erwähnten Studie im Auftrag von PlasticsEurope betont:

„Für die allgemeine Zielsetzung, Ressourcen möglichst effizient einzusetzen, müssen alle Möglichkeiten zur Optimierung eines Prozesses Berücksichtigung finden. Änderungen in der Funktion und dem Design von Prozessen und Dienstleistungen können größere Auswirkungen auf den Gesamtenergiebedarf haben als der Einsatz verschiedener Materialien.“

Schließlich muss betont werden, dass ein wirklich umfassender Vergleich von Produkten nicht nur auf den Unterschieden bzgl. Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen beruhen sollte, sondern einer umfassenden „Nachhaltigkeitsbewertung“ bedarf, die alle relevanten ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen der untersuchten Produkte abdeckt.“

2 Datengrundlagen

Verglichen wurden je zwei in Österreich handelsübliche Tragetaschen aus dem Lebensmittelhandel bzw. Obstsackerl aus Papier und Kunststoff. Im Bereich der Tragetaschen erfolgt zusätzlich eine Gegenüberstellung mit den abgeschätzten Carbon Footprint einer Tragetasche aus bioabbaubaren Kunststoffen.

2.1 Massenverhältnisse

Die Masse der untersuchten typischen **Tragetaschen** aus dem Lebensmittelhandel mit annähernd identischem Füllvolumen betrug 30 Gramm pro Stück bei Kunststoff, 38 Gramm pro Stück bei bioabbaubarem Kunststoff und 57 Gramm pro Stück bei Papier. **Das Massenverhältnis Kunststoff zu Papier beträgt damit 1 : 1,9. Das Massenverhältnis Kunststoff zu bioabbaubarem Kunststoff beträgt 1 : 1,27.**

Im Vergleich dazu lag im Jahr 2008 das Massenverhältnis von Kunststofftragetaschen zu Papiertragetaschen verschiedener Größen und für **Taschen aus allen Branchen** bei durchschnittlich **1 : 2,6** [GVM 2009], also deutlich höher als bei den hier untersuchten Produkten. Das heißt, dass im Vergleich zu anderen Branchen die im Lebensmittelhandel angebotenen Tragetaschen aus Kunststoff dickwandiger sind.

Bei den „**Obstsackerln**“ wurden insgesamt vier Sackerltypen bewertet, wobei jeweils 2 Produkte hoher Qualität („Qualität 1“) und 2 Produkte mit geringerer Reißfestigkeit („Qualität 2“) einander gegenübergestellt wurden. Wegen des Unterschieds im Füllvolumen war im Fall der Obstsackerl eine Normierung auf eine vergleichbare funktionelle Einheit notwendig, wofür hier die gleiche Anzahl an verpackten Äpfeln bzw. die anteilige Sa-

ckerlmasse pro verpacktem Apfel gewählt wurde.¹ Ziel war dabei, die notwendigen Annahmen „**konservativ**“ anzusetzen, d.h. sie wurden **so gewählt, dass ein allfälliger Vorteil des Kunststoffprodukts eher unterschätzt** als überschätzt wird. Dieser Vorgang wird dadurch deutlich, dass bei den Papierprodukten die angenommene durchschnittliche Befüllung mit 60 % der maximalen praktikablen Füllkapazität gewählt wurde, während bei den Kunststoffprodukten bei der Befüllung nur 50 % (Qualität 2) bzw. nur 40 % (Qualität 1) der maximalen praktikablen Füllkapazität angesetzt wurde. **Für das Massenverhältnis Kunststoff : Papier resultiert daraus 1 : 5,2 bei Qualität 1 und 1: 4,9 bei Qualität 2.**

	Gramm pro Stück Sackerl	Anzahl Äpfel maximal (praktikabel)	Anzahl Äpfel gewählt (konservativ)	Gramm Sackerl pro Apfel
Kunststoff Qualität 1	3,25	20	8	0,41
Papier Qualität 1	12,70	10	6	2,12
Verhältnis Papier : Kunststoff				5,21
Kunststoff Qualität 2	2,60	16	8	0,33
Papier Qualität 2	9,50	10	6	1,58
Verhältnis Papier : Kunststoff				4,87

Tabelle 1: Masse, Befüllung und Masse pro funktioneller Einheit für die untersuchten Obstsackerl.

2.2 Daten für die Lebenszyklusphase „Produktion“

Tragetaschen und Obstsackerl aus konventionellem Kunststoff bestehen in der Regel aus Polyethylen (PE). In dieser Studie wurden die produktionsbezogenen Treibhausgasemissionen dem Ecoinvent-Datensatz für PE-Folien [Ecoinvent 2010] entnommen. Additive und Farbstoffe werden nur in sehr geringen Mengenanteilen verwendet und weisen in der Regel Treibhausgasemissionen auf, die pro kg in einer ähnlichen Größenordnung liegen wie bei PE. Daher ist die Datenunsicherheit, die aus der Annahme resultiert, die Produkte bestehen zur Gänze aus PE, im Rahmen der Treibhausgasbilanz verhältnismäßig klein. Andere Unsicherheiten, die z. B. aus dem angenommenen Mix der Verwertungswege folgen, oder aus den oben aufgelisteten „konservativen“ Annahmen, wirken sich auf die Ergebnisse wesentlich stärker aus.

Obwohl die meisten Tragetaschen im Bereich des Lebensmittelhandels aus weißem Papier hergestellt werden, wurde hier (im Sinne konservativer Annahmen) trotzdem ein Anteil von 25 % ungebleichtem Verpackungspapier angenommen. Würde sich die Untersuchung auf den Mix aus allen Tragetaschen unterschiedlicher Größe aus verschiedenen Branchen beziehen, würde das Massenverhältnis Papier : Kunststoff voraussichtlich steigen (2,6 statt 1,9 – siehe oben), gleichzeitig würde sich möglicherweise der Anteil von ungebleichtem Verpackungspapier erhöhen. Die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse zeigen, dass sich die entsprechenden Aus-

¹ Eine Ökobilanz bezieht sich immer auf eine definierte funktionelle Einheit. Das ist nicht immer leicht zu gewährleisten - bei Tragetaschen aus unterschiedlichen Materialien könnte die funktionelle Einheit auf gleiches verfügbares Volumen, auf vergleichbare Füllmenge oder auf die gleiche Traglast bezogen werden. In der Regel erfüllen die am Markt verfügbaren Produkte nicht gleichzeitig alle drei genannten Faktoren.

wirkungen auf das Ergebnis größenordnungsmäßig kompensieren (siehe Abbildung 1). Die verwendeten Datensätze (kraft paper bleached / unbleached) stammen ebenfalls aus [Ecoinvent 2010].

Die untersuchte Tragetasche aus bioabbaubarem Kunststoff besteht zum überwiegenden Anteil aus thermoplastischer Stärke (TPS). Die üblichen Mischungsverhältnisse mit anderen bioabbaubaren Bestandteilen sind den Herstellerangaben bekannt, sie können hier aber aus Vertraulichkeitsgründen nicht dokumentiert werden. Daten zu Treibhausgasemissionen für die Produktion von TPS stammen aus [Patel et al. 2004]. Daten zur Produktion anderer Bestandteile wurden durch Daten für ähnliche Substanzen abgeschätzt [PlasticsEurope 2010].

Die Datensätze für die Produktion von Papier, Polyethylen und bioabbaubarem Kunststoff beziehen sich alle auf europäische Durchschnittsbedingungen. Ähnlich konsistente Daten für Österreich liegen nicht vor und wären auch nur bedingt zutreffend, da in den betroffenen Wirtschaftsbereichen signifikante Import- und Exportströme zu beobachten sind.

Der Mehraufwand beim Transport von leeren Tragetaschen/Obstsackerln aus Papier im Vergleich zu Tragetaschen/Obstsackerln aus Kunststoff (größeres Volumen von Papiersackerln, daher bei Papier größere Anzahl von LKWs bei gleicher funktioneller Einheit) wurde hier vernachlässigt (konservative Annahme).

Für die Lebenszyklusphase „Gebrauch der Tragetaschen/Obstsackerl“ wurden keine Unterschiede zwischen den Varianten Kunststoff, bioabbaubarer Kunststoff und Papier angenommen (konservative Annahme: kein Vorteil von Kunststoff gegenüber Papier hinsichtlich Reißfestigkeit, Verschleißbarkeit-Trageigenschaften-Warenkontrolle [bei Obstsackeln], sowie Anzahl möglicher Wiederverwendungen, etc.).

2.3 Daten für die Lebenszyklusphase „Abfallwirtschaft“

Die gewählten Annahmen im Bereich der Abfallwirtschaft können die Ergebnisse deutlich beeinflussen, weil die Kombination aus den Emissionen der abfallwirtschaftlichen Prozesse und den ersparten Emissionen aufgrund von Gutschriften für Rezyklate (substituierte Primärproduktion) und für Strom und Wärme aus thermischer Verwertung (substituierte Strom-/Wärmeproduktion bzw. substituierte Brennstoffe) für verschiedene Verwertungs- und Entsorgungswege völlig unterschiedliche Nettobilanzen ergeben können.

So verursacht zum Beispiel die Deponierung von Kunststoffen nahezu keine Treibhausgasemissionen, während die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen wesentlich mehr Treibhausgase vermeidet als sie verursacht (Netto-Gutschrift). Energetische Nutzung von Kunststoffen in Müllverbrennungsanlagen erzeugt in der Regel (abhängig vom Energienutzungsgrad) mehr CO₂ Emissionen als durch die substituierte Erzeugung von Strom und Fernwärme eingespart werden. Rohstoffliche und thermische Verwertung von Kunststoffen in industriellen Anlagen (Wirbelschichtöfen, Drehrohröfen, Hochofen) ersparen wiederum wegen der hohen Energieeffizienz mehr CO₂ Emissionen als durch die Nutzung der Kunststoffe in diesen Prozessen entsteht.

Die Treibhausgasbilanz für verschiedene Optionen der Papierverwertung und Entsorgung fällt am besten für die genannte industrielle thermische

Verwertung (biogener Brennstoff ersetzt fossile Brennstoffe) und am schlechtesten im Fall der Deponierung aus, da in Deponien ein Teil des biogenen Kohlenstoffs zu Methan umgewandelt wird, von dem ein Teil trotz Deponiegaserfassung entweicht und dessen Treibhausgaspotential bei einem 100-jährigen Betrachtungszeitraum das 25-fache von CO₂ beträgt. Die Deponierung spielt bei Berechnungen für Österreich bei Verpackungen zwar keine Rolle mehr, sie kann aber in Ländern wie Italien, Großbritannien oder in Osteuropa zu völlig anderen Ergebnissen führen als sie für Österreich gelten, insbesondere bei Papier und bioabbaubaren Kunststoffen.

Recycling und Kompostierung von Papier liegen bezüglich ihrem Nettonutzen (bzw. manchmal sogar Netto-Nachteil) zwischen den beiden zuvor genannten Optionen. Beim Recycling hängt der Nettonutzen sehr stark davon ab, welche Art der primären Papier- oder Kartonproduktion ersetzt wird, und wie hoch der Anteil der biogenen bzw. fossilen Energieträger bei dieser ersetzten Primärproduktion ist. Werden z. B. Primärproduktionsprozesse ersetzt, die ausschließlich mit biogenen Brennstoffen betrieben werden, sind die fossilen CO₂-Emissionen aus dem Papierrecycling höher als die ersparten fossilen CO₂-Emissionen der substituierten Primärproduktion. Papierrecycling hat in diesem Fall zwar einen positiven Netto-Energieeffekt (ersparte biogene Energieträger), aber einen negativen Effekt auf der Ebene der Treibhausgase. In dieser Untersuchung wurde das Papierrecycling durch eine Mischung der Recyclingprodukte Wellenstoff (Mittellage in Wellkartons, Frischfaser-Substitutionsfaktor 0,6 [GUA & IFIP 1998]) und Karton (Frischfaser-Substitutionsfaktor 0,9) modelliert, die zu einer Netto-Gutschrift führt.

Für bioabbaubare Kunststoffe gilt im Übrigen eine etwa ähnliche Reihenfolge beim Nutzen verschiedener Verwertungs- und Entsorgungsoptionen.

Für die Verteilung von Tragetaschen und Obstsackerln im Status Quo der österreichischen Abfallwirtschaft liegen keine Daten vor. Auf Basis unserer Kenntnisse zur Verpackungsverwertung in Österreich (z. B. [Hutterer et al 2009] bzw. [Fehringer 2010]) wurden für die vorliegenden Berechnungen zu Tragetaschen und Obstsackerln folgende Annahmen getroffen:

Tragetaschen	Kunststoff	Bioabbaubarer Kunststoff	Papier
Werkstoffliche Verwertung	30%	0%	90%
Kompostierung	0%	20%	0%
Industrielle thermische Verwertung	35%	16%	0%
Müllverbrennung	35%	64%	10%
Deponierung	0%	0%	0%

Obstsackerl	Kunststoff	Papier
Werkstoffliche Verwertung	20%	90%
Industrielle thermische Verwertung	40%	0%
Müllverbrennung	40%	10%
Deponierung	0%	0%

Die Berechnung der zugehörigen Treibhausgasemissionen samt der Gutschriften für substituierte Primärproduktion bzw. substituierte Strom- und Wärmeproduktion wurden mit den Rechenmodellen der beiden eingangs erwähnten Studien ermittelt. Die notwendigen prozessspezifischen Daten stammen aus Ecoinvent oder sind Primärdaten, die denkstatt direkt bei Verwertungsbetrieben erhoben hat.

Da in allen Fällen klassische open-loop Verwertungsprozesse vorliegen (d. h. die Verwertungsprodukte werden in anderen Produktsystemen als den untersuchten Tragetaschen und Sackerl eingesetzt), werden – wie meist bei Ökobilanzen üblich – sowohl die Verwertungsaufwände als auch die Gutschriften zur Hälfte dem Produktsystem der Tragetaschen und Sackerl und zur Hälfte den fremden Produktsystemen zugerechnet.

2.4 CO₂-Bindung in Holz, biogene CO₂-Emissionen

Bei der Bilanzierung von Produkten aus Holz und anderen biogenen Rohstoffen wird meist einer jener beiden Ansätze gewählt, die im Folgenden beschrieben werden. Trotz der strukturellen Unterschiede in der Bilanz sollten in der Regel beide Wege zum gleichen Nettoergebnis führen.²

Im ersten Ansatz wird die Bindung von Kohlenstoff beim Wachstum von Holz und anderen biogenen Rohstoffen am Beginn des Lebenszyklus als Gutschrift berücksichtigt. Dementsprechend sind in der Treibhausgasbilanz am Ende des Lebenszyklus auch alle biogenen CO₂-Emissionen aus der thermischen Verwertung, der Kompostierung und aus Deponien zu berücksichtigen. Nur die dauerhaft nach dem Ende des Lebenszyklus in Deponien gespeicherte Kohlenstoffmenge verbleibt schließlich als Netto-Gutschrift.

Im zweiten Ansatz, der hier gewählt wurde, werden weder die Kohlenstoffbindung beim Rohstoffwachstum, noch die biogenen CO₂-Emissionen berücksichtigt, sondern als Gutschrift nur jene Kohlenstoffmenge, die – wie oben bereits erwähnt – am Ende des Lebenszyklus dauerhaft in Deponien gespeichert wird.

² Die beiden Ansätze führen dann nicht zum gleichen Ergebnis, wenn das Ausmaß der (langfristigen) Kohlenstoffbindung, die dem biogenen Rohstoff angerechnet wird, größer ist als die letztlich im Produkt befindliche Kohlenstoffmenge biogenen Ursprungs (zB aufgrund von zunehmender Humusmasse im Produktionsgebiet). Zu derartigen Ansätzen besteht allerdings für die Bilanzierung von Holzprodukten noch kein wissenschaftlicher Konsens.

3 Ergebnisse

Im Folgenden sind die Ergebnisse zum Product Carbon Footprint (Klimafußabdruck) der untersuchten Produkte dargestellt, die auf Basis der zuvor beschriebenen Rahmenbedingungen berechnet wurden.

Tabelle 2 zeigt die Treibhausgasemissionen im Lebenszyklus einer Tragetasche aus dem österreichischen Lebensmittelhandel: 76 Gramm CO₂-Äquivalente für konventionellen Kunststoff, 51 Gramm für bioabbaubaren Kunststoff und 75 Gramm für Papier.

Die Ergebnisse für Papier und Kunststoff sind nahezu gleich groß. Vorteile von Papier bzgl. der Treibhausgase pro kg Material werden durch Nachteile bei der Produktmasse in etwa ausgeglichen. In einer Sensitivitätsanalyse (siehe Abschnitt 4.1) wurden wichtige Einflussfaktoren in der Berechnung der Ergebnisse für Papier und Kunststoff variiert. Dabei zeigt sich, dass bei Veränderung der gewählten Inputparameter das Ergebnis sowohl zugunsten von Papier als auch zugunsten von Kunststoff ausfallen kann. **Daher kann beim Vergleich von Tragetaschen aus Papier und konventionellem Kunststoff für keines der beiden Materialien ein eindeutiger Vorteil abgeleitet werden.**

	g CO ₂ -Ä pro g Mat. (Produktion)	g CO ₂ -Ä pro g Mat. (Verwertung)	g CO ₂ -Ä pro g Mat. (Life-cycle)	Masse pro Tragetasche (Gramm)	g CO ₂ -Ä pro Tragetasche
Polyethylen-Tragetasche	2,70	-0,17	2,53	30	76,0
Traget. aus bioabbaub. Kst.	1,77	-0,42	1,35	38	51,4
Papier-Tragetasche	1,48	-0,17	1,32	57	75,1
Verhältnis Papier : Kunststoff					0,99
Verhältnis Biokst. : konv. Kst.					0,68

Tabelle 2: Klimafußabdruck verschiedener Tragetaschen, berechnet auf Basis der angegebenen Daten im Bereich Produktion, Abfallwirtschaft und Masse pro Tragetasche.

Tragetaschen aus bioabbaubarem Kunststoff auf Stärkebasis liegen mit ihrem Klimafußabdruck laut Tabelle 2 um etwa 32 % unter den vergleichbaren Produkten aus Papier und konventionellem Kunststoff. Werden die Mischungsverhältnisse mit anderen im Produkt enthaltenen bioabbaubaren Bestandteilen im Bereich der heute üblichen Bandbreiten variiert, so ist der **Product Carbon Footprint von Tragetaschen aus bioabbaubarem Kunststoff auf Stärkebasis um 25 – 40 % niedriger als bei Papier und konventionellem Kunststoff.**

Zu beachten ist allerdings, dass diese Ergebnisse nicht auf andere bioabbaubare Kunststoffe (z. B. auf Basis von PLA – Polymilchsäure) übertragen werden können, da sich sowohl der Carbon Footprint der Rohstoffe, der Energieaufwand der Herstellung und die Weiterverarbeitung gemeinsam mit anderen Komponenten zum fertigen Produkt von der hier untersuchten Tragetasche auf Stärkebasis unterscheidet.

In diesem Zusammenhang ist auch darauf hinzuweisen, dass durch die Bezeichnung „bioabbaubarer“ Kunststoff zwar eine Eigenschaft des Werkstoffs, aber nicht seine relevante ökologische Stärke beschrieben wird. Die Eigenschaft der Abbaubarkeit spielt in einer Abfallwirtschaft, in der Deposition nicht mehr stattfindet, kaum eine Rolle (dort wo allerdings deponiert wird, bedeutet sie einen Nachteil!), und der Verwertungsweg Kompostierung bringt keine relevanten Nutzeffekte. Vielmehr ist es die Nutzung biogener Ressourcen in Verbindung mit wenig energieintensiven Produktionsprozessen, durch die thermoplastische Stärke einen Vorteil in der Treibhausgasbilanz erreichen kann. Allerdings wäre auch die Bezeichnung „Kunststoff aus nachwachsenden Rohstoffen“ nicht geeignet, weil auch z. B. auch konventionelles Polyethylen aus nachwachsenden Rohstoffen (über Bioethanol) hergestellt werden kann und hergestellt wird.

Tabelle 3 zeigt die Treibhausgasemissionen im Lebenszyklus verschiedener Obstsackerl. Der Product Carbon Footprint für die anteilige Sackerlmasse pro Apfel (= funktionelle Einheit) beträgt für die Produkte mit höherer Reißfestigkeit (Qualität 1) etwa 1,1 Gramm CO₂-Äquivalente bei Kunststoff und etwa 1,6 Gramm CO₂-Äquivalente bei Papier. Bei den weniger reißfesten Produkten (Qualität 2) liegen die Werte bei 0,85 Gramm für Kunststoff und bei 1,22 für Papier.

Damit liegt der **Klimafußabdruck der Obstsackerl aus Papier** um 53 % (Qualität 1) bzw. 43 % (Qualität 2) bzw. **im Mittel um 48 % über jenem der Obstsackerl aus Kunststoff**. Da viele zugrundeliegende Annahmen „konservativ“ (tendenziell zum Nachteil von Kunststoff) angenommen wurden, kann dieses Ergebnis als signifikant betrachtet werden.

				Ergebnis für Qualität 1		Ergebnis für Qualität 2	
	g CO ₂ -Ä pro g Mat. (Produktion)	g CO ₂ -Ä pro g Mat. (Verwertung)	g CO ₂ -Ä pro g Mat. (Life-cycle)	Gramm Sackerl pro Apfel	g CO ₂ -Ä pro funkt. Einheit	Gramm Sackerl pro Apfel	g CO ₂ -Ä pro funkt. Einheit
Kunststoff-Obstsackerl	2,70	-0,09	2,61	0,41	1,06	0,33	0,85
Papier-Obstsackerl	0,93	-0,17	0,77	2,12	1,63	1,58	1,22
Verhältnis Papier : Kunststoff					1,53		1,43

Tabelle 3: Klimafußabdruck verschiedener Obstsackerl mit höherer (Qualität 1) bzw. geringerer (Qualität 2) Reißfestigkeit, berechnet auf Basis der angegebenen Daten im Bereich Produktion, Abfallwirtschaft und Masse pro Tragetasche.

4 Diskussion

4.1 Wichtige Einflussfaktoren für die dargestellten Ergebnisse

Wie bereits eingangs erwähnt, gelten die oben dargestellten Ergebnisse ausschließlich für die ausgewählten (beispielhaften) Produkte und für die beschriebenen Rahmenbedingungen der Produktion (europäischer Durchschnitt) und der Abfallwirtschaft (Status Quo Österreich).

Im Rahmen der Berechnungen konnten folgende Parameter identifiziert werden, die das Ergebnis spürbar beeinflussen können:

- Qualität der Produkte (Wandstärke, Reißfestigkeit)
- Verhältnis von Sackermasse und Ausmaß der Befüllung
- Relative Anteile von gebleichtem und ungebleichtem Papier
- Anteile von werkstofflicher und thermischer Verwertung
- Allokation von Verwertungsaufwänden und –gutschriften zum eigenen bzw. fremden Produktsystem
- Anteil von konventionellem bioabbaubarem Polyester in bioabbaubaren Kunststoffprodukten.

In dieser Untersuchung wurden außerdem (im Sinne konservativer Annahmen aus Kunststoffsicht – d.h. Annahmen, die allfällige Vorteile von Kunststoffen tendenziell unterschätzen statt überschätzen) Unterschiede beim Transport der fertigen Tragetaschen und Sackel zum Handel sowie mögliche Unterschiede in der Gebrauchsphase nicht berücksichtigt (s. Abschnitt 2.2). Aus vielen Produktvergleichen ist bekannt, dass gerade Unterschiede in der Gebrauchsphase das Ergebnis wesentlich beeinflussen können.

Die folgende Abbildung zeigt für das Beispiel der Tragetaschen die Abhängigkeit der Ergebnisse von ausgewählten Einflussfaktoren. Bei Veränderung der gewählten Inputparameter kann der Vergleich sowohl zugunsten von Papier als auch zugunsten von Kunststoff ausfallen. **Daher kann beim Vergleich von Tragetaschen aus Papier und konventionellem Kunststoff für keines der beiden Materialien ein eindeutiger Vorteil abgeleitet werden.**

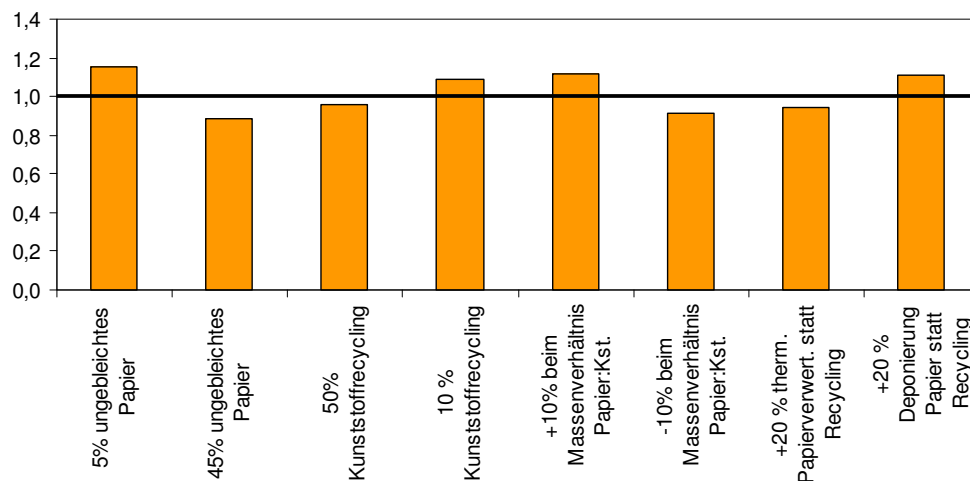


Abbildung 1: Verhältnis Carbon Footprint Papier-Tragetasche zu Carbon Footprint Kunststoff-Tragetasche, in Abhängigkeit von Variationen bei den Inputdaten

Da aus biogenen Materialien wie Papier oder bioabbaubaren Kunststoffen unter anaeroben Bedingungen in Deponien teilweise Methanemissionen entstehen, die nicht zur Gänze von Deponiegaserfassungssystemen gesammelt werden, können die Ergebnisse für Papier und bioabbaubaren

Kunststoff in Ländern, in denen noch große Teile der Abfälle deponiert werden (z. B. Italien, Großbritannien, Osteuropa) deutlich schlechter ausfallen als in der vorliegenden Untersuchung [s. z. B. Pilz et al. 2010].

In Österreich wurde in den letzten Jahren sowohl durch das Deponierungsverbot für Restmüll, sowie durch sehr gut ausgebaute Sammel- und Verwertungssysteme ein im weltweiten Vergleich sehr hoher Standard erreicht, der garantiert, dass der Wert gebrauchter Papier- und Kunststoffverpackungen jedenfalls genutzt wird – durch werkstoffliche, rohstoffliche oder thermische Verwertung. Auch hinsichtlich der eingesetzten Sortiertechnologien und der Vielfalt der großtechnisch praktizierten Verwertungsprozesse zählt Österreich zur Weltspitze. Diese Rahmenbedingungen, die auch in die vorliegende Untersuchung eingeflossen sind, beeinflussen das Ergebnis in relevantem Ausmaß.

Aus diesen Aspekten folgt, dass unternehmensspezifische Produktionsbedingungen oder andere Anteile von Verwertungs- und Entsorgungsoptionen die Ergebnisse (und auch ihre Reihung) deutlich verändern können. Auch ein Rückschluss vom dargestellten Vergleich auf andere Verpackungsprodukte ist nicht zulässig, da sich sowohl das Massenverhältnis als auch die verwendeten Papier- und Kunststoffsorte deutlich von den hier verwendeten Grundlagen unterscheiden können.

4.2 Relevanz der Thematik

Nach Angaben des Lebensministeriums und von VertreterInnen verschiedener Wirtschaftsbereiche liegen zwar keine exakten Daten zur Gesamtmenge der in Österreich jährlich verbrauchten Plastiksackerl vor, Marktschätzungen ergeben aber einen Bereich von etwa 5.000 – 7.000 Tonnen pro Jahr. Darin sind sowohl größere Tragetaschen als auch kleinere Sackerl einschließlich der oben behandelten Obst- und Gemüsesackerl enthalten, wobei die letztgenannten kleineren Sackerl ca. etwa 1.500 Tonnen pro Jahr ausmachen dürften.

Um weiterhin konservative Annahmen zu treffen, wird im Folgenden die *obere* Schranke der angegebenen Bandbreite verwendet, um Vergleiche anzustellen. 7.000 Tonnen entsprechen bei 8,4 Mio. Einwohnern einem pro-Kopf-Verbrauch von 833 Gramm pro Einwohner und Jahr. Rechnet man bei Tragetaschen (einschließlich leichter und kleinerer Tragetaschen aus anderen Branchen) mit einem Durchschnittsgewicht von 20 Gramm und bei Obstsackerln mit 3 Gramm pro Stück, entspricht der genannte Jahresverbrauch ca. 33 Stück Tragetaschen und 60 Stück Knotenbeutel.

Werden diese Mengen mit den oben angegebenen Carbon-Footprint-Daten für Tragetaschen und Obstsackerl kombiniert, so ergibt sich für den Gesamtverbrauch an Plastiksackerln in Österreich eine damit verbundene Menge von ca. 17.000 t an CO₂-Emissionen oder etwa **2 kg CO₂ pro Kopf und Jahr**.

Um die Relevanz dieser CO₂-Menge zu diskutieren, soll sie im Folgenden mit zwei Referenzzahlen verglichen werden: einerseits mit dem gesamten Carbon Footprint eines durchschnittlichen Konsumenten und andererseits mit der äquivalenten Menge an Diesel bzw. gefahrenen Kilometern.

Carbon Footprints können auch auf Länder bzw. Konsumenten umgelegt werden. Dabei ergibt die Summe der Carbon Footprints aller in einem Land konsumierten Produkte sowie angebotenen Dienstleistungen (inkl. der damit verbundenen Life-Cycle Treibhausgasemissionen im Ausland) den Car-

bon Footprint eines Landes. Dieser länderspezifische Carbon Footprint Wert ergibt, dividiert durch die Anzahl der Einwohner des Landes, den Consumer Carbon Footprint oder Klimafußabdruck eines Einwohners resp. Konsumenten.

Auf Basis von Angaben in [Hertwich & Peters 2009] dürfte der Consumer Carbon Footprint in Österreich etwa 15 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Einwohner und Jahr betragen. Den Beitrag einzelner Sektoren zu dieser Gesamtmenge zeigt die folgende Grafik für das Beispiel Deutschland [Schächtele & Hertle 2007]. Der Anteil von Verpackungen beruht auf Berechnungen der denkstatt.

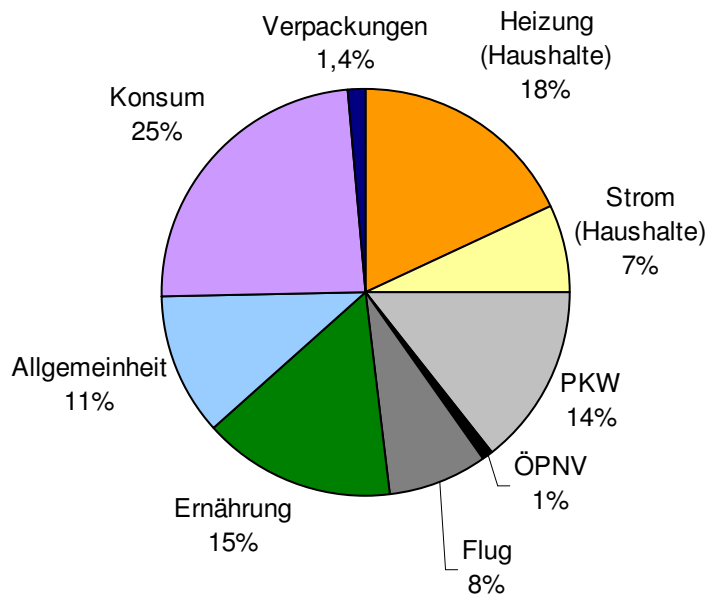


Abbildung 2: Durchschnittlicher CO₂-Fußabdruck des deutschen Bundesbürgers

Im gesamten Consumer Carbon Footprint in Österreich von etwa 15 Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Einwohner und Jahr sind Plastiksackerl also mit etwa 2 kg oder 0,14 Promille verantwortlich.

Die Treibhausgasemissionen von einem Liter Diesel betragen im gesamten Lebenszyklus (einschließlich Emissionen aus Gewinnung und Bereitstellung) rund 3 kg CO₂-Äquivalente [Ecoinvent 2010]. **Der Carbon Footprint des jährlichen Plastiksackerlverbrauchs entspricht damit dem Carbon Footprint von 0,66 Liter Diesel. Bei einem Verbrauch von 5 Litern pro 100 km entspricht dies einer Fahrtstrecke von 13 Kilometern.**

4.3 Schlussbemerkung

denkstatt will durch seine Forschungs- und Beratungsleistungen unter anderem dazu beitragen, jene „bedeutenden Stellschrauben“ in der Wertschöpfungskette und im Klimafußabdruck des Konsu-

menten zu identifizieren, die spürbare Fortschritte beim Klimaschutz und bei der Ressourceneffizienz ermöglichen.

Solche bedeutenden Stellschrauben finden sich jedenfalls in den Bereichen Mobilität, Raumwärme und Stromproduktion & -verbrauch, aber auch bei Themen wie Transport, Beleuchtung, Qualität und Langlebigkeit von Produkten sowie Optimierung industrieller Prozesse.

Der Verzicht auf nur einmal verwendete Tragetaschen durch die Verwendung von mehrfach gebrauchten Transportbehältnissen leistet natürlich einen - wenn auch nur sehr kleinen - Beitrag zur Ressourcenschonung und zum Klimaschutz.³ Die Wirkung flächendeckender Maßnahmen sollte nur nicht überschätzt werden (0,14 Promille oder 1,4 Zehntausendstel des Gesamt-Carbon Footprints, siehe oben). Kontraproduktiv wäre die Diskussion über Einweg-Tragetaschen allerdings dann, wenn sie von den wirklich notwendigen Veränderungen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung ablenkt.

³ Der Vorteil aus dem Verzicht auf Tragetaschen kann nicht ohne weiteres auf andere Verpackungen übertragen werden. Insbesondere wo Lebensmittelverpackungen dazu beitragen, dass das verpackte Produkt besser geschützt wird oder länger haltbar bleibt, ist der dadurch erreichte Nutzen (weniger weggeworfene Lebensmittel) meist um ein Vielfaches größer als der Aufwand der Verpackungsproduktion [Pilz et al. 2010]

5 Literatur

Ecoinvent (2010): Ecoinvent Database, Version 2.2, www.ecoinvent.ch, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Fehringer R. (2010): Corporate Carbon Footprint der Aktivitäten des ARA Systems, im Auftrag der ARA AG, Wien.

Fehringer R., Windsperger A., Thurner M., Brandt B., Pilz H. & (2010): Klimaschutzpotenziale beim forcierten Einsatz biogener und konventioneller Kunststoffe (KLIKU); Studie im Rahmen der 1. Ausschreibung „Neue Energien 2020“ des Klima- und Energiefonds; Institut für Industrielle Ökologie, Sankt Pölten & denkstatt GmbH, Wien. Österreich.

GUA & IFIP (1998): Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich. Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH, Wien, Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, TU Wien. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

GVM (2009): Modell zur Substitution von Kunststoffverpackungen durch alternative Verpackungsmaterialien, erstellt im Rahmen der Studie „The impact of plastics on life cycle energy consumption and greenhouse gas emissions in Europe“ (s. Pilz 2010). Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Mainz.

Hertwich, E. G. & Peters, G. P. (2009): Carbon Footprint of Nations - A global, trade-linked analysis, *Environmental Science & Technology* 2009 43 (16)

Hutterer H., Fehringer R., Pilz H. (2009): Endbericht zu Phase 1 des Projektes „Entwicklung einer nationalen Strategie mit dem Ziel maximaler Ressourcenschonung durch Kunststoffverwertung in Österreich“ (SEKU2010+) im Auftrag des Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend, und PlasticsEurope Austria, Wien, Österreich.

IFEU 2010: Eco-profiles of the European Plastics Industry: Polyethylene Terephthalate (PET Bottle Grade). IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Pilz H., Brandt B. & Fehringer R. (2010): The impact of plastics on life cycle energy consumption and greenhouse gas emissions in Europe, denkstatt GmbH im Auftrag von PlasticsEurope, Vereinigung der Kunststoff-Erzeuger in Europa. Brüssel, Belgien.

Schächtele, K. & Hertle H. (2007): Die CO₂ Bilanz des Bürgers. IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Patel M., Marscheider-Weidemann F., Schleicher J., Hüsing B. & G. Angerer (2004): Techno-economic Feasibility of Large-scale Production of Bio-based Polymers in Europe (PRO_BIP), Final Report. Utrecht, Niederlande.

PlasticsEurope (2010): Life cycle inventory datasets on plastics. <http://www.plasticseurope.org/learning-centre/lca.aspx>, PlasticsEurope, Brüssel.

Produktnachhaltigkeit

Die Auswirkungen von Kunststoffen auf Energieverbrauch und Treib- hausgasemissionen in Europa

Zusammenfassender Bericht

Juni 2010

Autoren:

Harald Pilz

Bernd Brandt

Roland Fehringer



Inhaltsverzeichnis des zusammenfassenden Berichts

0	Vorwort von PlasticsEurope – Absichtserklärung zur Veranlassung dieser Studie.....	3
1	Einleitung.....	5
2	Zusammenfassung TEIL 1: Die Auswirkungen von Kunststoffen auf den Energieverbrauch und die Treibhausgasemissionen in Europa – Auswirkungen einer theoretischen Substitution von Kunststoffen	7
2.1	Zielsetzung und Ansatz	7
2.2	Basisdaten	7
2.3	Ergebnisse	9
3	Zusammenfassung TEIL 2: Zusätzliche Argumente zu den Vorteilen von Kunststoff im Hinblick auf Energieeffizienz und Klimaschutz	12
3.1	Zielsetzung und Ansatz	12
3.2	Beispielhafte Zahlen und Fakten.....	12
3.2.1	Verbesserung der Kunststoffproduktion und -produkte im Zeitverlauf	12
3.2.2	Vorteile von zusätzlicher (Kunststoff-)Dämmung.....	13
3.2.3	Vorteile der Nutzung von Kunststoffprodukten bei der Erzeugung erneuerbarer Energie.....	13
3.2.4	Die Auswirkungen erneuerbarer Ressourcen auf Energie und Treibhausgasemissionen	14
3.2.5	Nutzen der stofflichen und thermischen Verwertung bei der Senkung von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen	15
3.2.6	Strategien der Abfallverwertung im Vergleich: „Erfüllung der produktbezogenen EU-Richtlinien“ versus „Verbot der Deponierung“	16
3.2.7	Die Bedeutung von Kunststoffen im Klimafußabdruck der Konsumenten	16
3.3	Grobe Abschätzungen und semi-quantitative Argumente.....	17
3.3.1	Auswirkungen vermiedener Verluste an Nahrungsmitteln auf Energie und Treibhausgasemissionen	17
3.3.2	Senkung von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen durch Innovation, Systemveränderungen und Dematerialisierung	18
3.3.3	Die geschätzte „Kohlenstoffbilanz“ für den Gesamtmarkt der Kunststoffprodukte in 2007 und eine Prognose für das Jahr 2020	18
4	Schlussfolgerungen.....	20
5	Literatur.....	22
6	ANHANG A: Ausgewählte wichtige Tabellen und Zahlen.....	23
7	ANHANG B: Kritische Überprüfungsberichte.....	32



0 Vorwort von PlasticsEurope – Absichtserklärung zur Veranlassung dieser Studie

Oft hat Kunststoff in Europa im Vergleich zu anderen Materialien ein eher schlechtes Image, wenn es um wahrgenommene Auswirkungen auf die Umwelt und den Verbrauch von Ressourcen geht. Absicht dieser und früherer Studien war es, die tatsächlichen Auswirkungen typischer beispielhafter Kunststoffprodukte während ihres gesamten Lebenszyklus zu bewerten, um zu zeigen, dass die Verwendung von Kunststoff in vielen Fällen tatsächlich dazu beitragen kann, Ressourcen einzusparen.

Diese Studie konzentriert sich auf den Einfluss auf Energieverbrauch und Klimawandel und bewertet den gesamten Lebenszyklus der untersuchten Produkte.

Wenngleich in verschiedenen Fällen ein Kunststoffprodukt bessere Eigenschaften aufweist als ein Produkt, das aus anderen Materialien gefertigt wurde, soll daraus keine generelle Überlegenheit des Materials abgeleitet werden. Alle Materialien haben Eigenschaften, die sie für bestimmte Anwendungen mehr oder weniger geeignet erscheinen lassen. In vielen Fällen kann die ressourceneffizienteste Lösung eine Kombination verschiedener Materialien sein (z.B. Aluminium beschichtete Kunststoffolie für die Verpackung einer Reihe von Nahrungsmitteln).

Die bevorzugte Materialauswahl für eine bestimmte Anwendung kann auch von weiteren Faktoren abhängen, die in dieser Studie nicht untersucht werden, wie beispielsweise die Auswirkung auf Littering oder der Einfluss innerhalb eines gut entwickelten Abfallverwertungssystems. Die bevorzugte Lösung hängt in solchen Fällen vom jeweiligen Land ab und kann mit dem Einfluss von Einweg- und Mehrwegnutzung zusammenhängen.

Bei den Beispielen für Kunststoffprodukte, die in der Studie näher untersucht werden, geht es in allen Fällen um Kunststoffe, die aus fossilen Energieträgern hergestellt werden. Zwar werden mittlerweile Kunststoffe aus erneuerbaren Ressourcen entwickelt, doch ist ihre derzeitige Marktdurchdringung nicht hoch genug, um einen nennenswerten Effekt auf die Gesamtergebnisse oder die Schlussfolgerungen zu haben.

Dennoch ist die künftig möglicherweise wichtige Rolle erneuerbarer Ressourcen in der Kunststoffindustrie erwähnenswert. Es gibt zwei mögliche Kategorien von Kunststoffen aus erneuerbaren Ressourcen. Eine Option ist die Produktion von Monomeren zur Herstellung neuer bioabbaubarer Polymere wie Polymilchsäure (PLA). Hier besteht die kommerzielle Herausforderung im Wettbewerb mit bestehenden Massenkunststoffen hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit der Produktion und der Anpassung der Verarbeitungsanlagen. Der andere Weg besteht darin, Monomere wie Ethylen (oder andere Ethylenderivate), die heute in großen Mengen verwendet werden, aus Ethanol herzustellen, das aus erneuerbaren Quellen gewonnen wird. Diese können dann in bestehenden Polymerisationsanlagen verwendet werden, um die bekannten Polyethylentypen herzustellen. Obgleich in beiden Fällen die Chemie erprobt ist, wird ein Schlüsselfaktor die Menge (nicht erneuerbarer) Energie sein, die in der gesamten Fertigungskette verbraucht wird.

Der Umfang der Studie reicht über alle Kunststoffanwendungen in Europa und ist so weit gefasst, dass zahlreiche Annahmen und Hochrechnungen einbezogen werden mussten. Dennoch gehen wir davon aus, dass die generellen Schlussfolgerungen ausreichend belastbar sind – wie auch im begleitenden kritischen Review bestätigt – um politische Entscheidungsträger



davon zu überzeugen, dass sogar die Nutzung aktueller fossiler Kunststoffe tatsächlich einen beachtlichen positiven Beitrag zu den Zielen der Energieeffizienz und des Klimaschutzes leistet.

Mit dieser Studie verbindet sich die Hoffnung, dass die politischen Entscheidungsträger erkennen, dass es keine automatische Präferenz für „erneuerbare“ Rohstoffe geben kann, sondern vielmehr quantitative Wirkungen im Gesamtlebenszyklus bei der Bewertung politischer Optionen zum Tragen kommen sollten.

Es ist anzumerken, dass die betrachteten Beispiele für Kunststoffprodukte keine Präferenz für bestimmte Kunststoffe gegenüber anderen Kunststoffen implizieren. Die Verfügbarkeit von Informationen aus verschiedenen Quellen hat teilweise die Auswahl der berücksichtigten Kunststoffsorten beeinflusst. Die Studie beinhaltet jedenfalls Beispiele für alle massenmäßig bedeutenden Kunststoffe.



1 Einleitung

Bei der Herstellung von Produkten aus Kunststoff werden Energieressourcen verbraucht. Derzeit werden diese Energieressourcen fast vollständig aus nicht erneuerbaren Quellen gewonnen, durch deren Verbrauch Treibhausgase freigesetzt werden. Nichtsdestoweniger würde noch mehr Energie verbraucht und mehr Treibhausgase emittiert, wenn Kunststoffprodukte durch alternative Materialien ersetzt würden. Zu diesem Schluss kommt eine Studie, die denkstatt (vormals GUA GmbH) in den Jahren 2004/ 2005 durchgeführt hat [Pilz et al., 2005].

Darüber hinaus ermöglichen Kunststoffprodukte Energieeinsparungen während ihrer Nutzungsphase, selbst wenn kein Vergleich mit anderen Materialien angestellt wird. Beispiele hierfür sind Isoliermaterialien (gilt für alle Dämmstoffe), Rotorblätter für den Einsatz in Windkraftanlagen, Kunststoffverpackungsmaterialien, die Verluste bei Nahrungsmitteln reduzieren oder helfen, Schaden bei Gebrauchsgütern zu vermeiden (gilt in gewissem Maß auch für andere Verpackungsmaterialien), neue Produkte, die schwerere Kunststoffprodukte ersetzen, und Produkte, die durch fortlaufende Innovation, Verbesserung der Funktionalität und durch Dematerialisierung zu Verbesserungen führen.

Die Studie „Die Auswirkungen von Kunststoffen auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen in Europa“ besteht aus zwei Teilen:

Teil 1 ist eine Aktualisierung der oben genannten umfassenden GUA/denkstatt-Studie, in welcher der Gesamtmarkt der (substituierbaren) Kunststoffprodukte in Europa in 32 Fallstudien dargestellt wird und in der Kunststoffe verglichen werden mit dem **Mix** alternativer, auf dem Markt verfügbarer Materialien hinsichtlich des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen während des gesamten Lebenszyklus der Produkte.

Teil 2 stellt weitere Argumente zu den Nutzeffekten von Kunststoffen hinsichtlich der Verbesserung der Energieeffizienz und des Klimaschutzes sowohl in der Gegenwart als auch in Zukunft vor. Der zweite Teil nimmt Bezug auf die wichtigsten öffentlichen und politischen Bedenken und Vorurteile gegenüber Kunststoffen und deren Auswirkung auf Energieverbrauch und Klimawandel. Er „rückt“ hoffentlich „die Dinge ins rechte Licht“.

PlasticsEurope und denkstatt einigten sich bei der Durchführung dieser Studie auf den „80/20-Ansatz“. Dies bedeutet, dass man 80 Prozent der Ergebnisse mit 20 Prozent des Aufwandes abdeckt, der für eine detailliertere Untersuchung erforderlich wäre. Nachfolgend eine Zusammenfassung der zentralen Annahmen und Auswirkungen dieses Ansatzes:

- Die Studie beschränkt sich auf die Abschätzung des Energiebedarfs und der Treibhausgasemissionen aufgrund der gegenwärtig hohen Priorität, welche diesen in der EU-Politik eingeräumt wird.
- Die Ergebnisse geben einen Hinweis auf den Status Quo und die Trends in den untersuchten Anwendungsbereichen und weniger auf Details einzelner Produkte in diesen Anwendungsbereichen.
- Die Studie präsentiert keine detaillierten Ökobilanz-Vergleiche zwischen Kunststoffen und alternativen Materialien auf der Ebene *einzelner* Produkte, sondern bietet vielmehr eine realistische Einschätzung der allgemeinen Auswirkungen des gesamten Marktes der Kunststoffprodukte (einschließlich der Unsicherheiten einer solchen Bewertung).



- Die Studie zielt darauf ab, die Dinge ins rechte Licht zu rücken, indem sie sowohl wichtige als auch unwesentliche Einflüsse in der Energie- und Treibhausgasbilanz im gesamten Lebenszyklus identifiziert.

Beide Teile der Studie wurden einem kritischen Review von Adisa Azapagic, Professorin für Chemische Verfahrenstechnik an der „School of Chemical Engineering and Analytical Science“ der Universität Manchester in Großbritannien und Roland Hirsch, Mitglied des „Technology & Society Laboratory“ an der EMPA, einer interdisziplinären Forschungs- und Dienstleistungsinstitution für Materialwissenschaften und Technologieentwicklung innerhalb des ETH-Bereichs in Sankt Gallen, Schweiz, unterzogen. (Die kritischen Überprüfungsberichte finden Sie im Anhang zu diesem Bericht).



2 Zusammenfassung TEIL 1: Die Auswirkungen von Kunststoffen auf den Energieverbrauch und die Treibhausgasemissionen in Europa – Auswirkungen einer theoretischen Substitution von Kunststoffen

2.1 Zielsetzung und Ansatz

Ziel des ersten Teils dieser Studie ist es, die umfassende GUA/denkstatt-Studie aus den Jahren 2004/2005 („Der Beitrag von Kunststoffprodukten zur Ressourceneffizienz“) zu aktualisieren, in welcher der Gesamtmarkt (theoretisch ersetzbarer) Kunststoffprodukte anhand von 32 Fallstudien untersucht wurde, mit einem Mix an Kunststoffsorten, der den Gesamtmarkt widerspiegelt [Pilz et al., 2005]. In einem detaillierten Berechnungsmodell quantifizierte die Studie die Auswirkungen auf den Energieverbrauch und die Treibhausgasemissionen, wenn Kunststoffprodukte durch andere Materialien ersetzt würden. Die berücksichtigten Ersatzwerkstoffe waren verschiedene etablierte Materialien (entsprechend den aktuellen Marktanteilen), die tatsächlich Kunststoff ersetzen könnten. Auf diese Weise wurden die Einsparungen sowohl im Energieverbrauch als auch bei den Treibhausgasemissionen als Ergebnis aller Kunststoffprodukte in Europa berechnet.

Die Aktualisierung ging mit einer Erweiterung des geographischen Umfangs von EU15+2 auf EU27+2 einher (einschließlich Norwegen und der Schweiz), integrierte neue Daten zu den Marktmengen in den Anwendungsbereichen und erneuerte zahlreiche Daten zu Masse, Energie und Treibhausgasen in den Lebenszyklusphasen der Produkte.

Dennoch folgt die Studie generell einem „80/20-Ansatz“, wonach die Autoren anstreben, 80 Prozent der Einflüsse mit 20 Prozent des Aufwandes zu erfassen, der für eine wesentlich umfassendere Studie erforderlich wäre. Dieser Ansatz gewährleistete einen hohen Grad an Zuverlässigkeit bezüglich der Größenordnung der Gesamtergebnisse. Dies gilt jedoch nicht für jedes Detailergebnis in den einzelnen untersuchten Fallstudien, bei denen – auf der Grundlage des „80/ 20-Ansatz“ – viele (begründete) Annahmen zu treffen waren, wenn Daten schwer verfügbar waren.

2.2 Basisdaten

Nach den Informationen von Plastics Europe wurden im Jahr 2007 in den EU27+2-Ländern 52.500.000 Tonnen Kunststoffe von Weiterverarbeitern verbraucht [PlasticsEurope, 2008]. Diese 52,5 Mio. t umfassen „Kunststoffprodukte“ und „andere Polymerprodukte“, wobei es sich bei letzteren um Polymere und Duromere für Fasern, Beschichtungen, Klebemittel, Dichtungsmittel, usw. handelt (Fasern sind bei den 52,5 Mio. t nicht enthalten). Diese Studie berücksichtigt nur „Kunststoffprodukte“, ohne Fasern, Beschichtungen, Klebemittel und Dichtungsmittel, da diese von der Öffentlichkeit ebenso wie von Politikern und in der Abfallanalyse nicht als „Kunststoffprodukte“ betrachtet werden. Darüber hinaus sind Duromere außer Polyurethan (weniger als 10 Prozent aller Kunststoffprodukte) in dieser Studie nicht berücksichtigt, da nicht ausreichend Daten zu deren Verteilung in den wichtigsten Anwendungsbereichen verfügbar sind. Nach

diesen Abgrenzungen ergibt sich eine Menge von 46.430.000 Tonnen an Kunststoffen, die in Europa (EU27+2) im Jahr 2007 von kunststoffverarbeitenden Betrieben verwendet wurden [PEMRG, 2009]. Diese Menge bildet die Grundlage für alle weiteren Berechnungen.

Für die Berechnungen in diesem Bericht wurden nur Fallstudien für Bereiche berücksichtigt, in denen Kunststoffe substituierbar sind. Es stellte sich heraus, dass etwa 16 Prozent des gesamten Kunststoffeinsatzes realistischweise nicht durch andere Materialien ersetzt werden können. Das heißt, dass in diesen Fällen eine Substitution von Kunststoff nicht möglich ist, ohne erhebliche Änderungen am Design, an der Funktion, an der erbrachten Leistung oder am Prozess selbst, der einen gewissen Service bietet, vorzunehmen.

Insgesamt wurden 173 verschiedene Produkte analysiert. Innerhalb jeder Fallstudie, die eine bestimmte Produktgruppe repräsentiert, wurden bis zu 6 verschiedene Kunststoffsorten und bis zu 7 unterschiedliche alternative, konkurrierende Materialien berücksichtigt (siehe Anhang, Tabelle 3 und Tabelle 4).

Insgesamt decken die Fallstudien dieses Berichtes etwa 75 Prozent der substituierbaren Kunststoffprodukte ab. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die nicht-substituierbaren Kunststoffprodukte, die substituierbaren Kunststoffprodukte, die nicht von den analysierten Fallstudien berücksichtigt werden, und über den Marktanteil von Kunststoffprodukten, die in den analysierten Fallstudien Berücksichtigung finden.

	Gesamtmarkt		Abdeckung			Abdeckung		
	Marktanteil	Marktanteil	Nicht substituierbar	Substituierbar, aber in Fallstudien nicht berücksichtigt	Substituierbar und in Fallstudien berücksichtigt	Nicht substituierbar	Substituierbar, aber in Fallstudien nicht berücksichtigt	Substituierbar und in Fallstudien berücksichtigt
	1.000 Tonnen	Anteil am Gesamtmarkt	Anteil innerhalb Sektor	Anteil innerhalb Sektor	Anteil innerhalb Sektor	Anteil am Gesamtmarkt	Anteil am Gesamtmarkt	Anteil am Gesamtmarkt
Verpackung	19.180	41,3%	2%	0%	98%	0,9%	0,0%	40,5%
Bau - Rohre	2.830	6,1%	0%	0%	100%	0,0%	0,0%	6,1%
Weitere Bauprodukte	7.050	15,2%	0%	53%	47%	0,0%	8,1%	7,1%
Elektro / Elektronik	2.590	5,6%	56%	27%	18%	3,1%	1,5%	1,0%
Automobil	3.700	8,0%	55%	0%	45%	4,3%	0,0%	3,6%
Haushaltswaren	1.840	4,0%	0%	50%	50%	0,0%	2,0%	2,0%
Möbel	1.470	3,2%	0%	50%	50%	0,0%	1,6%	1,6%
Medizinische Produkte	630	1,3%	50%	30%	20%	0,7%	0,4%	0,3%
Schuhe	410	0,9%	0%	56%	44%	0,0%	0,5%	0,4%
Andere Sektoren	6.700	14,4%	50%	50%	0%	7,2%	7,2%	0,0%
Gesamtmarkt	46.400	100%				16,2%	21,2%	62,5%

Tabelle 1: Nicht-substituierbare Segmente des Kunststoffmarktes; Abdeckung substituierbarer Kunststoffe nach Fallstudien (Marktvolumen auf der Grundlage des Jahres 2007 [PEMRG, 2009]).

Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanzen:

Die Daten für die Produktionsphase der Kunststoffprodukte wurden in den meisten Fällen von den von PlasticsEurope veröffentlichten „Ecoprofiles“ entnommen. Die Produktionsdaten der alternativen Materialien stammen aus der Datenbank von Ecoinvent [2007] oder aus vergleichbaren Quellen.

In der Nutzungsphase berücksichtigt die Berechnung Aspekte, bei denen Kunststoffprodukte verglichen mit alternativen Produkten andere Auswirkungen auf Energie und Treibhausgasemissionen haben. Bei den betrach-



teten Effekten handelt es sich in erster Linie um Treibstoffverbrauch für den Transport, für verhinderten Verlust an Nahrungsmitteln, Unterschiede bei den Wärmedämmeigenschaften und Treibstoffeinsparungen aufgrund der geringeren Masse der Automobilteile aus Kunststoff.¹

Energieeinsparungen (+) und zusätzlicher Energiebedarf (-) der Kunststoffprodukte im Vergleich zu alternativen Materialien, aufgeteilt nach Beiträgen der wichtigsten Anwendungsbereiche und der Lebenszyklusphasen Produktion, Nutzung und Abfallmanagement sind im Anhang, Abbildung 4 dargestellt.

Die verwendeten Rahmenbedingungen für die Verwertung und Entsorgung der untersuchten Materialien beruhen auf Daten aus dem Jahr 2007. Details zu den Daten, die für das Substitutionsmodell und für das Abfallmanagement verwendet wurden, finden Sie im Anhang (Tabelle 5 und Tabelle 6) zu diesem Bericht.

2.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl der Energieverbrauch als auch die Menge der ausgestoßenen Treibhausgase erheblich ansteigen würden, wenn Kunststoffprodukte bis zum theoretischen Maximum durch andere Materialien ersetzt werden sollten.

In anderen Worten: Kunststoffprodukte tragen dadurch, dass sie traditionellere Materialien ersetzt haben, dazu bei, Energie zu sparen und die Emission von Treibhausgasen zu reduzieren.

Beispielsweise würde die **Substitution von Kunststoffen in den untersuchten Fallstudien** in ganz Europa (EU27+2) im Jahre 2007 den **Energieverbrauch im gesamten Produktlebenszyklus** um etwa **2.140 Millionen GJ pro Jahr** erhöhen und die **ausgestoßenen Treibhausgase** würden um **110 Mio. t CO₂-Äquivalente pro Jahr** steigen.

Die Energieeinsparungen, die sich der Verwendung von Kunststoffen zu rechnen lassen, variieren erheblich je nach Anwendungsbereich, wobei die Verpackung die bei Weitem wichtigste Rolle spielt. Eine konservative **Schätzung der Auswirkung des gesamten Kunststoffmarktes wurde per Hochrechnung vorgenommen**, wobei lediglich die Hälfte der Energieeinsparungen und Reduktionen der Treibhausgasemissionen der zitierten Beispiele verwendet wurde.

¹ Einsparungen an Energie und Treibhausgasemissionen durch Kunststoffdämmung im Bausektor werden in Teil 2 dieser Studie dargestellt (nicht in Teil 1 enthalten, da andere Materialien normalerweise ähnliche Einsparungen ermöglichen und sich dieser Effekt daher im Vergleich nicht auswirkt).

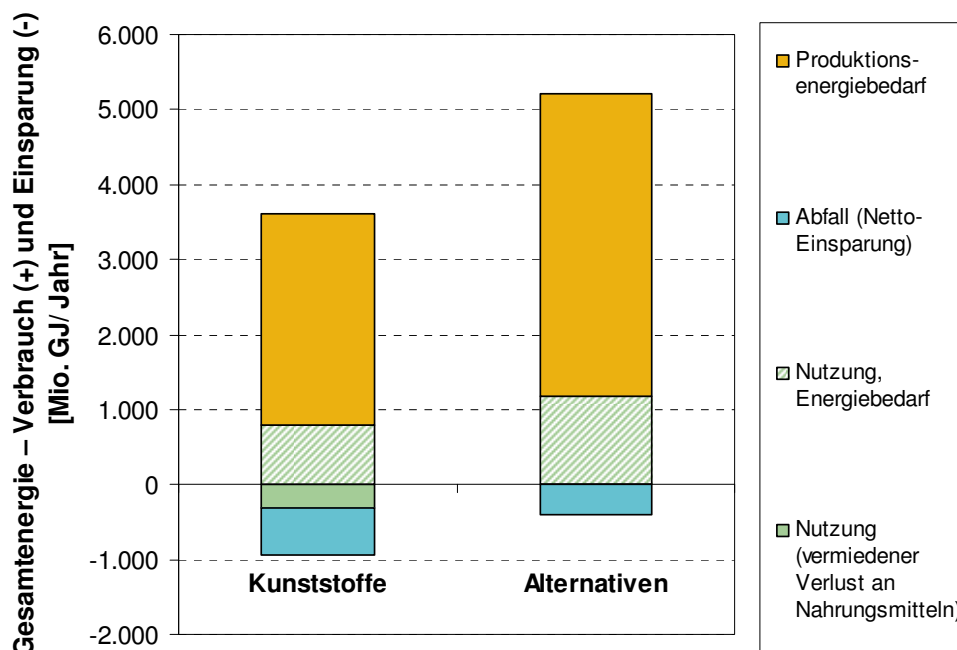


Abbildung 1: Energieverbrauch von Kunststoffprodukten im Laufe ihres Lebenszyklus (untersuchte Fallstudien, die 63 % des Gesamtmarktes abdecken) und ihrer potenziellen Ersatzstoffe, aufgeteilt nach Lebenszyklusphasen Produktion, Nutzung und Abfallmanagement. Die positiven Werte stellen den Energieverbrauch dar, negative Werte Energieeinsparungen für vermiedene Verluste bei Nahrungsmitteln, ersparte Primärproduktion (durch Recycling) und eingesparte Erzeugung von Strom und Wärme (durch thermische Verwertung).

Die Ergebnisse zeigen, dass die insgesamt für die Produktion, Nutzung, Verwertung und Entsorgung von Kunststoffen erforderliche Energie in Europa (EU27+2) bei 4.300 Millionen GJ/Jahr liegt und die Gesamtemissionen an Treibhausgasen bei 200 Mio. t/Jahr². Es lässt sich weiterhin ableiten, dass die **Substitution von Kunststoffprodukten durch andere Materialien, wo immer dies möglich ist, etwa 57 Prozent (1.500 – 3.300 Millionen GJ/a) mehr Energie** erfordern würde als heute während des gesamten Lebenszyklus aller Kunststoffprodukte verbraucht wird. Auf die gleiche Weise würde die Substitution der Kunststoffprodukte bis zum theoretischen Maximum **78 - 170 Mio. t oder etwa 61 Prozent mehr Treibhausgasemissionen** verursachen als im **Gesamtlebenszyklus aller heutigen Kunststoffprodukte** (siehe auch Abbildung 2).

In anderen Worten: Die **Kunststoffprodukte, die heute auf dem Markt sind, haben eine Energieeinsparung von 2.400 Million GJ pro Jahr** ermöglicht. Dies kommt einer Menge von 53 Millionen Tonnen an Erdöl gleich, die sich auf 205 sehr große Öltanker verteilen.³ Die **eingesparten Treibhausgasemissionen (124 Mio. t pro Jahr)** entsprechen den gesamten CO₂-Emissionen, die in Belgien im Jahr 2000 ausgestoßen wur-

² Diese Zahlen enthalten auch den Energieverbrauch und die Emissionen an Treibhausgasen während der Nutzungsphase von Produkten, z.B. massebezogener Treibstoffbedarf von Automobilteilen.

³ Zugrunde gelegt wurden Öltanker der Größenklasse VLCC (very large crude carriers).



den[UNFCCC, 2009], und 39 Prozent des EU15 Kyoto-Ziels für die Reduktion von Treibhausgasemissionen.

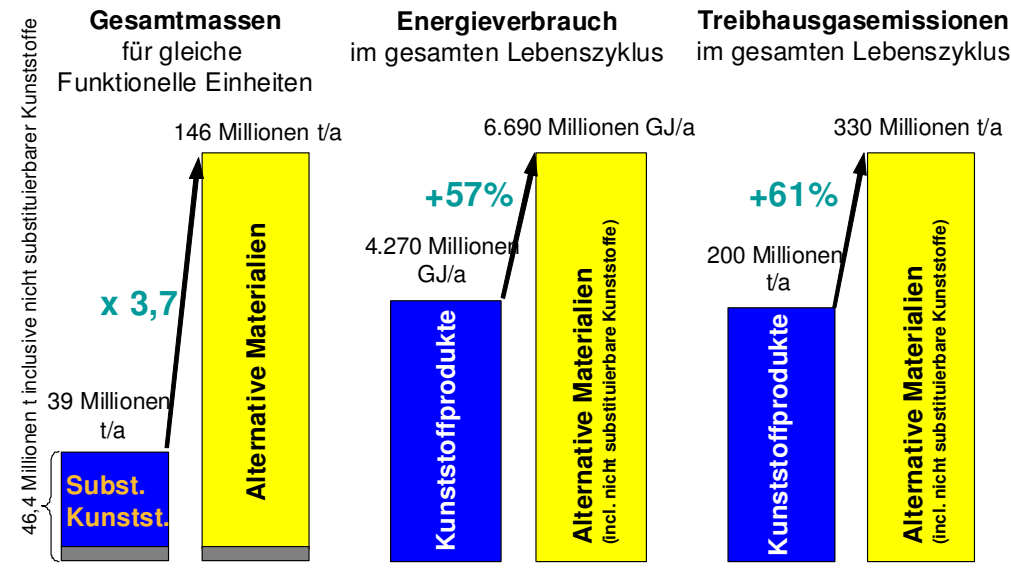


Abbildung 2: Veränderungen in der Produktmasse, am Energieverbrauch und an Treibhausgasemissionen, wenn Kunststoffprodukte theoretisch durch alternative Materialien ersetzt würden.

Nur sehr wenige Kunststoffprodukte verbrauchen mehr Energie als deren mögliche Konkurrenzprodukte aus anderen Materialien. Die meisten Kunststoffprodukte erfordern bei ihrer Herstellung weniger Energie als ihre Alternativprodukte, und zusätzlich sparen viele Kunststoffprodukte erhebliche Mengen an Energie während ihrer Nutzungsphase. Das gilt insbesondere für Automobilteile, bei der Wärmedämmung bzw. Isolierung im Bau-⁴ und Elektro- & Elektroniksektor und bei Verpackungsanwendungen. Im Allgemeinen ist die Nutzungsphase ein wichtiger Teil im Gesamtlebenszyklus eines Produktes: Im Durchschnitt entfallen bei den untersuchten Fallstudien 18 Prozent des Energiebedarfs im Gesamtlebenszyklus von Kunststoffprodukten und 24 Prozent des Energiebedarfs im Gesamtlebenszyklus anderer Materialien auf die Nutzungsphase. Schließt man Produkte ohne Effekte in der Nutzungsphase aus, dann beansprucht die Nutzungsphase im Durchschnitt 31 Prozent der Gesamtlebenszyklusenergie von Kunststoffen und alternativen Materialien.

Während der im Rahmen dieser Studie durchgeführten Berechnungen, Modifizierungen, Aktualisierungen und Sensitivitätsanalysen stellte sich heraus, dass die relativ große Anzahl der Fallstudien und Einflussfaktoren die Gesamtergebnisse stabilisieren. Dies liegt daran, dass Abweichungen in einer Fallstudie klein werden im Vergleich zum Gesamtmarkt, und mögliche Verbesserungen der Daten meist eine Zufallsverteilung zwischen Kunststoffen und alternativen Materialien aufweisen, wodurch sich die resultierenden Änderungen in Summe größtenteils aufheben. Darüber hinaus wurden viele Annahmen ganz bewusst konservativ getroffen, wodurch die nachfolgenden Ergebnisse eher zugunsten der alternativen konkurrierenden Materialien ausfallen.

⁴ Einsparungen an Energie und Treibhausgasemissionen durch Kunststoffdämmung im Bausektor werden in Teil 2 dieser Studie dargestellt (nicht in Teil 1 enthalten, da andere Materialien normalerweise ähnliche Einsparungen ermöglichen und sich dieser Effekt daher im Vergleich nicht auswirkt).

3 Zusammenfassung TEIL 2: Zusätzliche Argumente zu den Vorteilen von Kunststoff im Hinblick auf Energieeffizienz und Klimaschutz

3.1 Zielsetzung und Ansatz

Ziel des zweiten Teils dieser Studie war es, weitere Nachweise über die Vorteile von Kunststoffen im Hinblick auf Energieeffizienz und Klimaschutz zu erbringen. Dazu gehören die Verbesserung von Kunststoffen im Zeitverlauf (erhöhte Material- und Produktionseffizienz), der Nutzen von Kunststoffdämmung, Beispiele anderer Kunststoffprodukte mit mehr Nutzungsvorteilen als Produktionsauswirkungen, und Vorteile und Effizienzen verschiedener Abfallstrategien. Zusätzlich werden Themen wie erneuerbare Ressourcen für Kunststoffe, die Bedeutung von Kunststoffen für die CO₂-Bilanz der Konsumenten, die Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten und der Beitrag von Kunststoffen zur Innovation und Dematerialisierung erörtert.

Zu diesem Zweck werden Informationen über Trends, Bandbreiten und Größenordnungen zusammengefasst, um öffentliche und politische Sichtweisen und Vorurteile gegenüber Kunststoffen und ihrer Auswirkung auf Energie und Klimawandel zu adressieren. Derlei Informationen werden bei Diskussionen hilfreich sein und dazu beitragen, „die Dinge wieder ins rechte Licht zu rücken“.

All dies wird schließlich in einer sogenannten „Kohlenstoffbilanz“ für Kunststoffprodukte zusammengefasst, wobei die Produktionsemissionen mit den Einsparungen in der Nutzungsphase sowohl für die aktuelle Situation als auch für einen geschätzten Ausblick auf das Jahr 2020 verglichen werden.

3.2 Beispielhafte Zahlen und Fakten

3.2.1 Verbesserung der Kunststoffproduktion und -produkte im Zeitverlauf

Neueste Daten für sechs typische Verpackungsprodukte und für Fensterrahmen wurden mit historischen Daten verglichen, um Verbesserungen zu analysieren, die im Laufe der Zeit realisiert wurden. Konkret wurde untersucht, wie sich die Masse pro funktionaler Einheit (Materialeffizienz) sowie Energieverbrauch und Treibhausgase bei der Produktion von 1 kg Kunststoff (Produktionseffizienz) veränderten. Analysiert wurden Verpackungen für Milchmischgetränke, Sahne, Flüssigwaschmittel, Mineralwasser, Kondensmilch und Marmelade.

Die Zeitreihen dieser Kunststoffverpackungsmaterialien zeigen Einsparungen an Energie und Treibhausgasemissionen aufgrund der verringerten Masse pro funktionaler Einheit von bis zu 28 Prozent seit 1991. Die Verbesserung der Produktionsprozesse zur Herstellung der Kunststoffverpackungen (laut vorliegenden Daten maximal 5 %) ist deutlich geringer und in einigen Fällen sind die Werte sogar leicht negativ (siehe Anhang, Tabelle 7).



Bei der Entwicklung von Fensterrahmen sind im Laufe der Zeit die verbesserten Isolationseigenschaften der dominierende Faktor: Der Energieverlust durch den Rahmen liegt heute bei einem Drittel im Vergleich zum Wert, der 1970 erreicht wurde. Der jährliche Effekt dieser Verbesserung während der letzten 30 Jahre ist sieben Mal (Energie) bzw. neun Mal (freigesetzte Treibhausgase) höher als die jährlichen Energieverbräuche und Treibhausgasemissionen der Produktion dieser Fensterrahmen.

3.2.2 Vorteile von zusätzlicher (Kunststoff-)Dämmung

In Teil 1 dieser Studie wurden Dämmmaterialien aus Kunststoff mit Mineralwolle und Schaumglas verglichen, mit dem Ergebnis, dass Dämmmaterialien aus Kunststoff im Durchschnitt 16 Prozent weniger Energie verbrauchen und 9 Prozent weniger Treibhausgase verursachen als der alternative Mix aus Mineralwolle und Schaumglas (Vergleich des Gesamtlebenszyklus, Effekte von Treibhausgasen eingeschlossen, Nutzungseffekt der Einsparung von Heiz- bzw. Kühlenergie ausgeschlossen, da in den definierten funktionalen Einheiten identisch). Energie- und Emissionsaspekte sind jedoch nicht die einzigen Kriterien für die Materialwahl bei bestimmten Isolationsanwendungen. Nachhaltigkeitsanalysen zu ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen sind ebenso notwendig.

Die erheblichen Energieeinsparungen, die von allen Dämmmaterialien in der Nutzungsphase ermöglicht werden, stellen den wichtigsten Energieeffekt im Lebenszyklus dar, in dem die Produktionsenergie typischerweise weniger als 1 Prozent der gesamten Lebenszyklusenergie ausmacht.

Die Ergebnisse einer Studie, die von denkstatt durchgeführt wurde [Pilz & Mátra, 2006], zeigten, dass Dämmmaterialien aus Kunststoff die Einsparung großer Energiemengen während der Nutzungsdauer ermöglichen. Die für die Herstellung erforderliche Energie wird hierbei durch die Energieeinsparungen innerhalb der ersten vier Monate der Nutzungsphase ausgeglichen.

Tatsächlich sparen Dämmplatten während ihres Gesamtlebenszyklus 150 Mal mehr Energie ein als für ihre Herstellung erforderlich ist.

Eine Abschätzung der Auswirkung aller Kunststoffdämmungen, die im Jahr 2004 zur Verbesserung der Dämmbedingungen im Bausektor eingesetzt wurden, ergibt eine Nettoenergieeinsparung von 9.500 bis 19.900 Millionen GJ im Laufe ihres gesamten Lebenszyklus und vermiedene Emissionen in der Größenordnung zwischen 540 und 1.100 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten.

3.2.3 Vorteile der Nutzung von Kunststoffprodukten bei der Erzeugung erneuerbarer Energie

Kunststoffe spielen eine zunehmend wichtige Rolle bei der Erzeugung erneuerbarer Energie. Als Beispiele seien die Rotorblätter von Windkraftanlagen und Dünnschicht-Photovoltaikmodule genannt, bei denen Halbleiter (metallisch oder organisch) auf Kunststofffolien gedruckt werden.

Windkraftturbinen: Die Einsparungen an Treibhausgasen innerhalb der Nutzungsphase (Windkraft ersetzt europäischen Strommix) sind 140 Mal höher als die Emissionen, die bei der Produktion anfallen, wenn man ein

Drittel⁵ der Treibhausgaseinsparungen, die durch Windkraft ermöglicht werden, den Rotoren zuweist (siehe Anhang, Abbildung 5).

Photovoltaik: Die Einsparungen von Treibhausgasen während der Nutzungsphase (Solarstrom ersetzt europäischen Strommix) sind 340 Mal höher als die Emissionen, die bei der Produktion anfallen, wenn man ein Viertel⁶ der Treibhausgaseinsparungen, die durch Solarstrom ermöglicht werden, der Kunststofffolie zuschreibt (siehe Anhang, Abbildung 5).

3.2.4 Die Auswirkungen erneuerbarer Ressourcen auf Energie und Treibhausgasemissionen

Es gibt zwei grundsätzliche Möglichkeiten, Kunststoffe aus erneuerbaren Ressourcen herzustellen. Eine Option ist die Produktion neuer Monomere, um neue, möglichst biologisch abbaubare Polymere herzustellen (wie beispielsweise Polymilchsäure, PLA). Hier besteht die kommerzielle Herausforderung im Wettbewerb mit den gängigen Massenkunststoffen in der Wirtschaftlichkeit der Herstellung und der Anpassung der Verarbeitungsanlagen. Der andere Weg besteht darin, Monomere wie Ethylen (oder andere Ethylenderivate), die heute in großen Mengen verwendet werden, aus Ethanol herzustellen, das aus erneuerbaren Quellen gewonnen wird. Diese können dann in bestehenden Polymerisationsanlagen verwendet werden, um die bekannten Polyethylentypen herzustellen. Obgleich in beiden Fällen die Chemie erprobt ist, wird ein Schlüsselfaktor die Menge (nicht erneuerbarer) Energie sein, die in der gesamten Fertigungskette verbraucht wird.

Kunststoffe aus biologisch abbaubaren Polymeren, die aus erneuerbaren Rohstoffen produziert wurden

Das Beispiel einer Verpackung aus PLA versus PET zeigt den Einfluss der Produktionsbedingungen (insbesondere des Energiemix) der PLA-Produkte und noch mehr den Einfluss der Abfallmanagementoptionen auf die Bilanz der Treibhausgasemissionen während des Lebenszyklus, wenn man konventionelle Kunststoffe (PET) und Biokunststoffe (PLA) miteinander vergleicht. Unter den aktuellen europäischen Bedingungen in der Abfallwirtschaft haben PET-Flaschen geringere Auswirkungen auf die globale Erwärmung als Flaschen aus PLA. Wenn Kunststoffflaschen nicht mehr deponiert werden, kann das Ergebnis umgekehrt ausfallen. Je nach Bedingungen in der Abfallwirtschaft ist die Spanne zwischen den minimalen und den maximalen Treibhausgasemissionen sehr groß (siehe Anhang, Tabelle 8).

Kunststoffe, die aus Bioethanol erzeugt wurden

Zur Abschätzung der ausgestoßenen Treibhausgase im Zusammenhang mit der Herstellung von LDPE-Folien auf der Basis von Ethylen aus erneuerbaren Ressourcen (Bioethanol) wurden drei kürzlich veröffentlichte Studien [DfT, 2008], [Zah et al., 2007] & [Baitz et al., 2007] ausgewertet und mit LDPE-Folien aus fossilen Rohstoffen verglichen [Boustead, 2005].

Die Treibhausgasemissionen aller untersuchten Fallstudien liegen innerhalb einer großen und ähnlichen Bandbreite (siehe Anhang, Abbildung 6). Für

⁵ Aufgrund von drei funktionalen Hauptkomponenten einer Windkraftanlage

⁶ Aufgrund von vier funktionalen Hauptkomponenten eines Photovoltaikmoduls



LDPE aus erneuerbaren Ressourcen ergibt sich die große Bandbreite aus der gewählten Ressource (Verwendung von Mais, Weizen, Zuckerrübe, Zuckerrohr, usw.) und auch aus der Art der angewandten Abfallbehandlung bzw. -verwertung. Im Falle von LDPE aus fossilen Ressourcen ist die Bandbreite eine Folge verschiedener Abfallmanagementoptionen.

Im Durchschnitt weist eine Polyethylen-Folie aus erneuerbaren Ressourcen einen Vorteil von 2 bis 3 kg CO₂ pro kg Polyethylen (PE) im Vergleich zu PE-Folien aus fossilen Ressourcen auf. Das tatsächliche Ausmaß dieses Vorteils kann jedoch in Abhängigkeit der verwendeten Ressourcen für Bioethanol und der angewendeten Abfallbehandlung erheblich vom angegebenen Wert abweichen.

3.2.5 Nutzen der stofflichen und thermischen Verwertung bei der Senkung von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen

Kunststoffabfall sollte heute immer als eine wertvolle Sekundärressource betrachtet werden, die zum Einsatz kommen kann, um Energie zu sparen und den Ausstoß an Treibhausgasen zu senken. Ein Überblick über den Nutzen der stofflichen und thermischen Verwertung bzgl. Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen wird am Beispiel von LDPE dargestellt, wobei die wichtigsten Prozesse der Verwertung, nämlich die werkstoffliche Verwertung sortenreiner PE-Abfallfraktionen, die rohstoffliche Verwertung und die thermische Verwertung in industriellen Anlagen und in kommunalen Müllverbrennungsanlagen verglichen werden.

Alle Recycling- und Verwertungsoptionen generieren Nettoeinsparungen bei den Energieressourcen (siehe Anhang, Abbildung 7). Der Ausstoß an Treibhausgasen wird ebenfalls verringert durch werkstoffliche und rohstoffliche Verwertung und durch thermische Verwertung mit hoher Energieeffizienz (siehe Anhang, Abbildung 8). Die thermische Verwertung von Kunststoffabfällen in kommunalen Müllverbrennungsanlagen zu den heutigen europäischen Bedingungen produziert mehr CO₂-Emissionen als sie durch die ersetzte Produktion von Strom und Fernwärme vermeidet.

Abbildung 7 zeigt auch, dass die Vorteile der werkstofflichen Verwertung vergleichbar oder gar geringer werden können als die Vorteile der rohstofflichen Verwertung oder der industriellen thermischen Verwertung, und zwar in den Fällen, in denen die werkstoffliche Verwertung hohe Materialverluste generiert, oder wo die Masse der ersetzten Primärkunststoffe deutlich geringer ist als die wiederverwertete Kunststoffmasse, oder wenn die Recyclingprodukte Materialien wie Beton oder Holz ersetzen.

In Zukunft wird es wichtig sein, Kunststoffabfälle nicht länger zu deponieren, sondern sie stattdessen in verschiedenen Verwertungsprozessen als wertvolle Sekundärressource zu nutzen. Die Energienutzung in kommunalen Müllverbrennungsanlagen sollte, wo immer dies möglich erscheint, ebenfalls verbessert werden.

3.2.6 Strategien der Abfallverwertung im Vergleich: „Erfüllung der produktbezogenen EU-Richtlinien“ versus „Verbot der Deponierung“

Ausgehend von der Situation im Jahr 2006 bzw. 2007 werden die Auswirkungen zweier verschiedener Verwertungsstrategien auf Energie und Treibhausgasemissionen verglichen:

- 1: Erfüllung der EU-Richtlinien in den Bereichen Verpackungsabfall, Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge
- 2: Keine Deponierung von Haus- und Gewerbemüll / Deponierungsverbot

Schätzungen erfolgen für

- Betroffenen Kunststoffabfall
- Alle betroffenen Materialien

Für Kunststoffe und Papier in gemischten Abfallströmen werden zwei Szenarien betrachtet:

- Szenario A: Gesamtmasse zur kommunalen Müllverbrennung
- Szenario B: 50 % der Kunststoff- und Papierabfälle zur rohstofflichen bzw. thermischen Verwertung in industriellen Anlagen, Rest zur kommunalen Müllverbrennung

Die Ergebnisse dieser groben Schätzung zeigen, dass der Energieverbrauch und der Treibhausgasemissionen, die durch ein Deponierungsverbot vermieden werden, (in Abhängigkeit vom Szenario) bis zu 11 Mal (Energie) und bis zu 28 Mal (Treibhausgase) höher sind als die Reduktionen bei Energie und Treibhausgasen, die durch die Erfüllung der EU-Richtlinien zu Verpackungsabfällen, Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen realisiert werden (siehe Anhang, Abbildung 9).

Die Ergebnisse zeigen auch, dass es wichtig ist, gemischte Kunststoffabfälle mit hohem Heizwert aus dem Restmüll zu extrahieren, um sie der industriellen thermischen oder rohstofflichen Verwertung zuzuführen.

3.2.7 Die Bedeutung von Kunststoffen im Klimafußabdruck der Konsumenten

Zur Berechnung des relativen Anteils der Kunststoffprodukte am gesamten Klimafußabdruck der Konsumenten wurde eine Abschätzung der Treibhausgasbilanz eines durchschnittlichen Verbrauchers von Hertwich & Peters [2009] abgeleitet, wo diese für die EU27+2-Länder im Jahr 2001 mit 12,2 Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Kopf angegeben ist. Wir gehen davon aus, dass dieser Wert bis zum Jahr 2007 um mindestens 2 Prozent jährlich angestiegen ist, woraus sich 13,7 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Person im Jahr 2007 ergeben.

Teil 1 dieser Studie erklärt, dass im Jahr 2007 510 Millionen Menschen 46,4 Mio. t an Kunststoffprodukten verbraucht haben. Das entspricht einer Menge von 91 kg pro Person. Die Ergebnisse von Teil 1 zeigen weiters, dass die durchschnittlichen Produktionsemissionen zusammen mit den durchschnittlichen Nettoemissionen der Abfallphase 3,4 kg CO₂-Äquivalente pro kg Kunststoff betragen. Wird zusätzlich die Reduktion von Treibhausgasemissionen in der Nutzungsphase von -1,5 kg CO₂-



Äquivalenten pro kg Kunststoff berücksichtigt, ergibt sich eine Gesamtbilanz von 1,9 kg CO₂-Äquivalenten pro kg Kunststoff oder 173 kg CO₂-Äquivalente pro Verbraucher. Das entspricht 1,3 Prozent des Klimafußabdrucks von 13,7 Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Einwohner (siehe Abbildung 3).

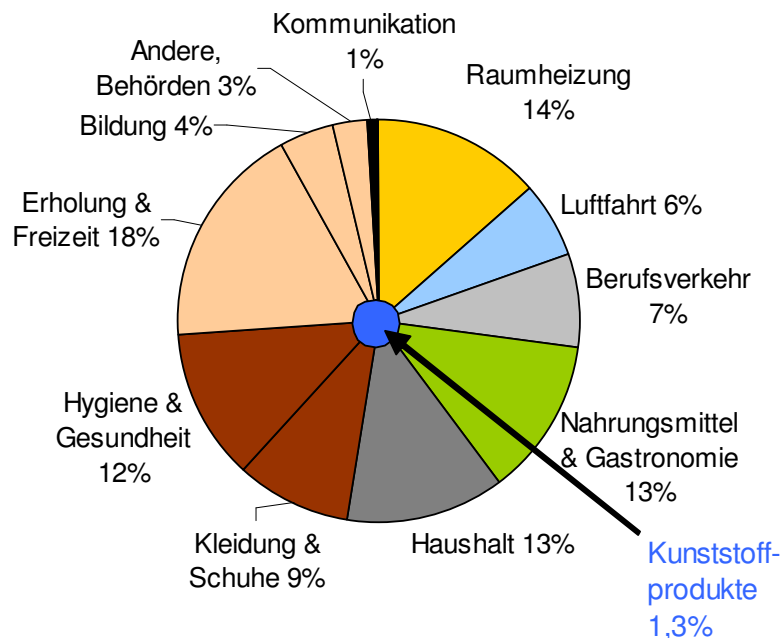


Abbildung 3: Bedeutung von Kunststoffen im Klimafußabdruck eines durchschnittlichen Konsumenten. Aufschlüsselung der CO₂-Bilanz nach Sektoren aus www.carbontrust.co.uk [Carbon Trust, 2009]; Berechnung des relativen Anteils der Kunststoffprodukte auf Basis der Daten dieser Studie.

3.3 Grobe Abschätzungen und semi-quantitative Argumente

3.3.1 Auswirkungen vermiedener Verluste an Nahrungsmitteln auf Energie und Treibhausgasemissionen

Kunststoffverpackungen für frische Nahrungsmittel verhindern häufig frühzeitigen Verderb der Ware. Diese vermiedenen Nahrungsmittelverluste bedeuten gleichzeitig weniger Energieverbrauch und Treibhausgase, die mit der Produktion dieser Nahrungsmittel verbunden wären.

Eine grobe Schätzung zeigt, dass der CO₂-Nutzen von vermiedenen Nahrungsmittelverlusten im Ausmaß von 10-20 % der Produktmasse im Durchschnitt 4 bis 9 Mal höher ist als die CO₂-Emissionen, die während der Verpackungsproduktion anfallen (siehe Anhang, Tabelle 9). Solche Nutzungseffekte haben daher einen erheblich größeren Einfluss auf die Treibhausgasemissionen als die Verpackungsproduktion (bei jenen Verpackungsanwendungen, wo Nahrungsmittelverluste vorkommen und vermeidbar sind).

Wenn man davon ausgeht, dass 70 Prozent aller Nahrungsmittelverpackungen (Kunststoffe und andere Materialien) den Verlust von 20 % der verpackten Nahrungsmittel abwenden (verglichen mit der Distribution von Waren *ohne* Verpackung), und außerdem dasselbe CO₂-Verhältnis für die Verpackungsherstellung und Nahrungsmittelproduktion annimmt wie bei den oben genannten Beispielen, dann kann der entsprechende CO₂-Nutzen für Nahrungsmittelverpackungen aus Kunststoff auf 190 Mio. t an CO₂-Emissionen geschätzt werden.

Zusätzlich werden 22 Mio. t an CO₂-Emissionen vermieden, wenn Kunststoffverpackungen für frische Lebensmittel wie oben erwähnt 10 % mehr Nahrungsmittelverluste abwenden, verglichen mit der theoretischen Situation, dass diese Frischwaren in alternativen Verpackungsmaterialien abgepackt würden (gemäß Teil 1 dieser Studie).

3.3.2 Senkung von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen durch Innovation, Systemveränderungen und Dematerialisierung

Um einen groben Eindruck davon zu bekommen, welchen Einfluss „systemische Veränderungen“ auf Energieverbrauch und Treibhausgase haben können, wurden zwei Fallstudien grob untersucht:

- (i) Das Hören von Musik von MP3-Dateien anstatt von CDs
- (ii) Das Aufnehmen von Bildern mit einer analogen versus einer digitalen Kamera.

Hier die Ergebnisse:

Der Energieverbrauch und die ausgestoßenen Treibhausgase verringern sich um einen Faktor zwischen 60 und 106, wenn MP3-Player anstatt tragbarer CD-Player zum Einsatz kommen.

Der Energieverbrauch und die ausgestoßenen Treibhausgase reduzieren sich um einen Faktor zwischen 26 und 107, wenn digitale Kameras (mit SD-Karten) analoge Kameras (mit Negativfilmen) ersetzen.

3.3.3 Die geschätzte „Kohlenstoffbilanz“ für den Gesamtmarkt der Kunststoffprodukte in 2007 und eine Prognose für das Jahr 2020

Die „Kohlenstoffbilanz“ ist hier definiert als die „Menge vermiedener Treibhausgase“ (als Ergebnis der Nutzungs- und Verwertungsvorteile von Kunststoffen) geteilt durch die „Menge an Treibhausgasen, die während der Herstellung der Kunststoffe emittiert werden“ (beide Zahlen ausgedrückt in CO₂-Äquivalenten).

Eine solche Kohlenstoffbilanz wurde für den gesamten Markt der Kunststoffprodukte, die in den EU27+2-Ländern im Jahr 2007 verbraucht wurden, berechnet, um die aktuelle Situation abzubilden. Darüber hinaus wurde – basierend auf geschätzten Entwicklungen in den verschiedenen Anwendungsbereichen – eine Prognose für die Kohlenstoffbilanz im Jahr 2020 erstellt (siehe Tabelle 2).



Es ist anzumerken, dass die Liste der Beispiele für die Nutzungsvorteile in der Kohlenstoffbilanz nicht vollständig ist, sondern besonders relevante Anwendungen zeigt, in denen die Vorteile bereits quantifiziert worden sind.

Im Jahr 2007 waren die geschätzten Nutzungsvorteile (einschließlich Verwertungseffekte) 5-9 Mal höher als die Emissionen in der Produktionsphase.

Im Jahr 2020 könnten die geschätzten Nutzungsvorteile (einschließlich Verwertungseffekte) 9-15 Mal höher liegen als die prognostizierten Emissionen aus der Produktion. Dies bedeutet, dass die Nutzungsvorteile von Kunststoffprodukten ihre Produktionsemissionen bei weitem wettmachen, wenn man die Kohlenstoffbilanz für den Markt der Kunststoffprodukte als Ganzes berechnet. Der Beitrag zu diesem Nutzen in der Gebrauchsphase ist in verschiedenen Anwendungen natürlich unterschiedlich hoch.

Das Potenzial der Kunststoffe, einen Beitrag zur Reduktion der Treibhausgase zu leisten, wird in Zukunft sogar noch größer werden. Die wichtigsten Treiber zur Steigerung der beschriebenen Nutzungsvorteile werden die politisch festgelegten Ziele zur Senkung des Energieverbrauchs und der ausgestoßenen Treibhausgase im Bau-, Automobil- und anderen Sektoren sein, und die Ziele zur Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieerzeugung, wie es der EU-Aktionsplan zu Energie und Klimawandel bis 2020 vorsieht. Aber darüber hinaus wird der Einsatz von Kunststoffen zum Schutz verpackter Ware (insbesondere von Nahrungsmitteln) und zur Substitution von weniger energie- bzw. treibhausgas-effizienten Materialien einen wichtigen Beitrag zur Verringerung der Treibhausgasemissionen in ganz Europa leisten.

„Kohlenstoffbilanz“	2007	2020	Durchschnittliche Veränderung bis 2020
des EU27+2-Kunststoffmarktes	Mio. t CO ₂ -Äquiv.	Mio. t CO ₂ -Äquiv.	Mio. t CO ₂ -Äquiv.
Produktion	160	180	
Produktionssteigerung (2% p.a.)			47
Erhöhte Materialeffizienz			-21
20% PE aus erneuerbaren Ressourcen?			-6
Effekte von Recycling/Verwertung/Entsorgung	-1	-6 — +18	-5 — +19
Beispielhafte Nutzeffekte:			
Substitution weniger effizienter Materialien	-46 — -85	-59 — -110	-19
Einsparungen bei Treibstoffen	-17	-34	-17
Isolierung/Dämmung	-540 — -1.100	-1.200 — -1.800	-700
Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten	-100 — -200	-150 — -300	-75
Windkraftrotoren & Solarpaneele	-60	-250 — -500	-310
Gesamtkohlenstoffbilanz	-600 — -1.300	-1.500 — -2.500	
Verhältnis (Nutzung+Verwertung) vs. Produktion	-5 — -9	-9 — -15	

Tabelle 2: Die „Kohlenstoffbilanz“ des Gesamtmarktes an Kunststoffprodukten in den EU27+2-Ländern für 2007 und für 2020 (geschätzte Hochrechnung) zeigt die ausgestoßenen Treibhausgase der Produktions- und Verwertungsphasen ebenso wie von Kunststoffprodukten ermöglichte beispielhafte geschätzte Bandbreiten von Nutzungsvorteilen (negative Werte). Die letzte Zeile gibt das Verhältnis zwischen Emissionsguthaben aus der Nutzungsphase (und Verwertungsphase) zu den Treibhausgasemissionen aus der Produktionsphase an.

4 Schlussfolgerungen

Aus diesen Ergebnissen leiten sich die folgenden Kernbotschaften ab:

- Kunststoffprodukte, die heute auf dem Markt verwendet werden, ermöglichen erhebliche Einsparungen an Energie und Treibhausgasemissionen (wobei die Produktions- und die Nutzungsphase für die genannten Einsparungen am wichtigsten sind).
- Diese Studie hat den Einfluss verschiedener Materialien auf den Gesamtenergiebedarf von Produkten im Laufe ihres Lebenszyklus untersucht. Hier zeigen die Ergebnisse, dass die heute eingesetzten Kunststoffe meistens dazu beitragen, dass Ressourcen in einer sehr effizienten Art und Weise genutzt werden (d.h. Kunststoffe ermöglichen ressourceneffiziente Lösungen).
- Die Substitution von Kunststoffprodukten durch andere Materialien erhöht in den meisten Fällen sowohl den Energieverbrauch als auch den Ausstoß von Treibhausgasen.
- Aus dem Blickwinkel ihres Gesamtlebenszyklus zählen Kunststoffe daher zu den energieeffizientesten Materialien.
- Kunststoffe ermöglichen oft eine Reduktion des Materialverbrauchs.
- Der Einsatz von Kunststoffen zur Wärmedämmung, für die Verpackung von Nahrungsmitteln oder zur Erzeugung erneuerbarer Energie führt zu außerordentlich hohen Nutzungsvorteilen.
- Polymere auf der Basis erneuerbarer Ressourcen sind nicht per se besser als konventionelle Kunststoffe auf der Grundlage fossiler Ressourcen. Die Bandbreite ihrer Treibhausgasbilanz (bedingt durch Rohstoffauswahl und Abfalloptionen) ist viel größer als der Unterschied zu konventionellen Polymeren.
- Kunststoffe aus erneuerbaren Ressourcen können zukünftig zur Reduktion von Treibhausgasemissionen beitragen, wenn die erneuerbaren Rohstoffe ebenso wie das angewendete Abfallmanagement vorteilhaft ausgewählt werden.
- Eine „Kohlenstoffbilanz“ des gesamten Kunststoffmarktes in den EU27+2-Ländern zeigt, dass im Jahr 2007 die geschätzten Vorteile in der Nutzungsphase (Vermeidung von Treibhausgasemissionen durch den Einsatz von Kunststoffprodukten, Effekte der Verwertung eingeschlossen) etwa 5 bis 9 Mal höher waren als die Emissionen aus der Produktion aller Kunststoffe. *Es ist anzumerken, dass die Liste der Beispiele für die Nutzungsvorteile in der Kohlenstoffbilanz nicht vollständig ist, sondern vielmehr die relevanten Anwendungen zeigt, bei denen diese Vorteile bereits quantifiziert worden sind.*
- Das Potenzial für eine Steigerung der Nutzungsvorteile bis zum Jahr 2020 ist wesentlich höher als die zusätzlichen Emissionen, die durch zunehmenden Kunststoffeinsatz entstehen. Im Jahr 2020 könnten die geschätzten Nutzungsvorteile (Effekte der Verwertung eingeschlossen) 9-15 Mal höher sein als die Emissionen aus der Produktion und dem Abfallmanagement im Jahr 2020.
- Die wichtigsten Treiber zur Steigerung der beschriebenen Nutzungsvorteile werden die politisch festgelegten Ziele zur Senkung des Energie-



verbrauchs und der ausgestoßenen Treibhausgase im Bau-, Automobil- und anderen Sektoren sein, und die Ziele zur Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieerzeugung, wie es der EU-Aktionsplan zu Energie und Klimawandel bis 2020 vorsieht. Aber darüber hinaus wird der Einsatz von Kunststoffen zum Schutz verpackter Ware (insbesondere Nahrungsmittel) und zur Substitution von weniger energie- bzw. treibhausgas-effizienten Materialien einen wichtigen Beitrag zur Verringerung der Treibhausgasemissionen in ganz Europa leisten.

Einschränkungen zu den oben dargelegten Schlussfolgerungen:

Teil 1 dieser Studie untersuchte lediglich die Konsequenzen für den Energiebedarf und die Treibhausgasemissionen, wenn Kunststoffe als *Material* durch ein anderes *Material* ersetzt würden, während alle anderen Aspekte der Nutzung dieser Produkte (Funktion, Design, Sicherheit, usw.) sich so wenig wie möglich ändern. Diese Studie hat daher nicht untersucht, inwieweit sich der Energiebedarf und der Ausstoß an Treibhausgasen unter den folgenden Umständen ändern könnten:

- Wenn Kunststoffprodukte nicht durch „ähnliche“ Produkte ersetzt werden, sondern durch Produkte, die eine entscheidende Veränderung in der Funktion, im Design oder in den Verwendungsprozessen selbst verursachen.
- Wenn andere Aspekte der Prozesse anstatt das verwendete Material verändert werden.
- Wenn neue Technologien eine bestimmte Dienstleistung ganz ohne Material erbringen können (z.B. drahtlose Kommunikation ersetzt Prozesse, die Kabel erfordern).

In Teil 2 wird lediglich die (Verbesserung der) Leistung von Kunststoffen betrachtet und dementsprechend wird kein Versuch unternommen, einen Vergleich mit anderen Materialien anzustellen. Es ist zu bedenken, dass – ähnlich wie bei den Kunststoffprodukten – sich Produkte aus alternativen Materialien ebenfalls im Laufe der Zeit verändern (verbessern) und in einigen Fällen vergleichbare Nutzeneffekte aufweisen könnten (z.B. sind die Vorteile von Wärmedämmung nicht in erster Linie materialabhängig), so dass aus Teil 2 kein direkter Vergleich zwischen Kunststoffen und anderen Materialien abgeleitet werden kann.

Für die allgemeine Zielsetzung, Ressourcen möglichst effizient einzusetzen, müssen alle Möglichkeiten zur Optimierung eines Prozesses Berücksichtigung finden. Änderungen in der Funktion und dem Design von Prozessen und Dienstleistungen können größere Auswirkungen auf den Gesamtenergiebedarf haben als der Einsatz verschiedener Materialien.

Schließlich muss betont werden, dass ein wirklich *umfassender* Vergleich von Produkten nicht nur auf den Unterschieden bzgl. Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen beruhen sollte, sondern einer umfassenden „Nachhaltigkeitsbewertung“ bedarf, die alle relevanten ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen der untersuchten Produkte abdeckt.

5 Literatur

- Baitz M., Albrecht St., Zhang H., Deimling, S. & Goymann M. (2007): Environmental and economic analysis of different synthesis routes for ethylene. PE INTERNATIONAL GmbH. Leinfelden-Echterdingen, Deutschland.
- Boustead, I. (2005): Eco-profiles of the European plastics industry. Association of Plastics Manufacturers in Europe (PlasticsEurope), Brüssel, Belgien.
- Carbontrust (2009): <http://www.carbontrust.co.uk>
- DfT (2008): Carbon and Sustainability Reporting Within the Renewable Transport Fuel Obligation - Requirements and Guidance. Department of Transport. London, Großbritannien.
- Ecoinvent (2007): Ecoinvent Database, Version 2.01, www.ecoinvent.ch, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz.
- Hertwich, E. G. & Peters, G. P. (2009): Carbon Footprint of Nations - A global, trade-linked analysis, Environmental Science & Technology 2009 43 (16), 6414-6420
- IVV (1999): Recycling and Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste, Fraunhofer Institut Verfahrenstechnik und Verpackung (IVV), Freising, Deutschland.
- PEMRG (2009): Written information extracted from annual statistical survey. Plastics Europe. Market Research Group (PEMRG). PlasticsEurope - Association of Plastics Manufacturers, Brüssel, Belgien.
- Pilz, H., Schweighofer, J. & Kletzer, E. (2005): The Contribution of Plastic Products to Resource Efficiency. GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen, Wien, Österreich, für PlasticsEurope - Association of Plastics Manufacturers, Brüssel, Belgien.
- Pilz, H., Mátra, Z. (2006): The potential of plastic insulation to realise energy savings and de-coupling in Europe. GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen, Wien, Österreich, für PlasticsEurope, Brüssel, Belgien.
- Plastics Europe (2008): The Compelling Facts About Plastics. An analysis of plastics production, demand and recovery for 2007 in Europe. PlasticsEurope - Association of Plastics Manufacturers, Brüssel, Belgien.
- UNFCCC (2009): National greenhouse gas inventory data for the period 1990 to 2007. UNFCCC - United Nation Frame Work Convention on Climate Change.
- Zah, R., Böni H., Gauch, M., Hischier, R., Lehmann, M. & Wäger, P. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Abteilung Technologie und Gesellschaft. Bern, Schweiz.



6 ANHANG A: Ausgewählte wichtige Tabellen und Zahlen

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die 32 untersuchten Fallstudien und die 173 verschiedenen Produkte (Aufteilung der Fallstudien nach verschiedenen Materialien), die in diesem Bericht analysiert wurden. Die genannten Produkte flossen in ein Berechnungsmodell ein, mit dem der Energiebedarf und die Treibhausgasemissionen innerhalb des Gesamtlebenszyklus der Produkte quantifiziert wurden. Die betrachteten Polymere und alternativen, konkurrierenden Materialien werden in Tabelle 4 gezeigt.

	Anzahl Fallstudien	Anzahl analysierter Produkte	Titel Fallstudien (analysierte Produktgruppen)
Verpackung	7	57	Kleinverpackungen, Getränkeflaschen, andere Flaschen, andere steife Verpackungen, Schrumpf- und Dehnfolien, Tragetaschen, andere flexible Verpackung
Bau, ohne Rohre	3	11	Dämmung, Fußbodenbeläge, Fenster
Rohre	9	55	Große und kleine Abwasserrohre, große und kleine Trinkwasserrohre, landwirtschaftliche Rohre, Kabelschutzrohre, Gasrohre, Heizungs- und andere Rohre, Industrierohre
Elektro/ Elektronik	2	9	Gehäuse, Isolierung bei Kühlschränken
Automobil	3	18	Motorraum, Außenbereich & Fahrgastraum, andere Automobilteile
Haushaltswaren	3	8	Frischhalteboxen, Eimer, Abfallbehälter
Möbel	2	7	Gartenmöbel, Matratzen
Medizinische Produkte	2	4	Spritzen, Infusionsbehälter
Schuhe	1	4	Sohlen
Gesamt	32	173	

Tabelle 3: In dieser Studie untersuchte Fallstudien.

	In den Fallstudien betrachtete Polymere	In den Fallstudien betrachtete alternative Materialien
Verpackung	LDPE; LLDPE; HDPE; PP; PVC; PS; EPS; PET	Weißblech, Aluminium, Glas, Wellpappe & Karton, Papier & Faserguss, papierbasierte Verbundstoffe
Bau, ohne Rohre	PVC; XPS; EPS; PUR	Aluminium, Schaumglas, Holz, Linoleum, Mineralwolle
Rohre	HDPE; PP; PVC; PE-X; ABS/SAN	Stahl, zinkbeschichtetes Eisen, Gusseisen, Aluminium, Kupfer, Faserzement, Steinzeug, Beton
Elektro/ Elektronik	PP; HIPS; ABS/SAN; PUR	Stahl, Aluminium, Mineralwolle, Holz, Gummi
Automobil	HDPE; PP; PMMA; PA; ABS/SAN; PUR	Stahl, Aluminium, Glas, Gummi
Haushaltswaren	HDPE; PP	Stahl, zinkbeschichtetes Eisen, Aluminium, Glas
Möbel	PP; PUR	Stahl, Aluminium, Holz, Latex
Medizinische Produkte	PP; PVC	Glas
Schuhe	PVC; PUR	Leder, Gummi

Tabelle 4: Kunststoffsorten und alternative Materialien, die in den einzelnen Fallstudien Berücksichtigung fanden.

Abbildung 4 zeigt die Differenz zwischen Kunststoffprodukten und alternativen Materialien hinsichtlich ihres Energiebedarfs für alle analysierten Fallstudien, zusammengefasst nach wichtigen Anwendungsbereichen in Millionen GJ pro Jahr in den EU27+2-Ländern. Die Ergebnisse sind aufgesplittet nach den Lebenszyklusphasen Produktion, Nutzung und Abfallmanagement.

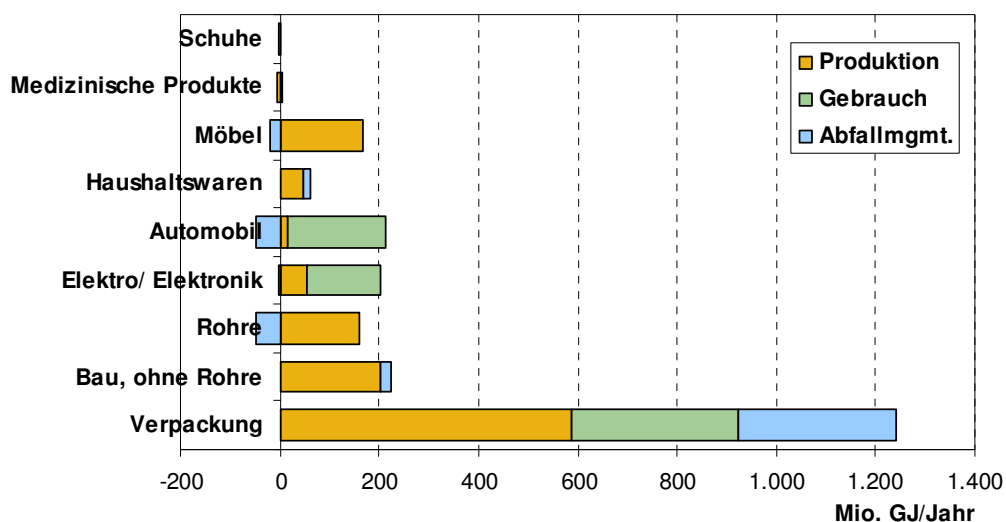


Abbildung 4: Energieeinsparungen (+) und zusätzlicher Energiebedarf (-) von Kunststoffprodukten im Vergleich zu alternativen Materialien, aufgeteilt nach Beiträgen der wichtigsten Anwendungsbereiche und den Lebenszyklusphasen Produktion, Nutzung und Abfallmanagement (Nutzen von Wärmedämmung nicht enthalten, da identisch in den definierten funktionellen Einheiten).

Tabelle Massen- verhältnisse	Marktanteil Kunststoffe	Kunststoffe Total	LDPE	HDPE	PP	PVC	XPS	EPS	PET	PE-X PMMA	ABS/SAN & andere Thermopl.	PUR	Andere Duroplasten	Alternative Materialien Total	Rostfreier Stahl	Zinkbeschichtetes Eisen	Guss Eisen	Weißblech- / Stahlverpackungen	Aluminium	Kupfer	Glas	Faserzement	Steingut	Beton	Wellpappe & Karton	Papier & Faserguss	Papierbasierte Verbundstoffe	Holz, Textilien, etc.	Gummi
Kleinverpackungen	3,18%	1,00	0,02	0,41	0,36	0,04	0,11		0,06					1,01				0,33	0,30							0,22	0,03	0,13	
Getränkeflaschen	4,98%	0,83							0,83					12,48				0,04	0,09		12,30						0,06		
Andere Flaschen	2,53%	1,00	0,03	0,70	0,14	0,01			0,12					5,01				0,61	0,01		4,33						0,06		
Andere steife Verpackungen	13,15%	1,00		0,41	0,32		0,21	0,06						1,91				0,38	0,05		0,16				0,19	0,41	0,27	0,44	
Schrumpf- und Dehnfolien	4,48%	1,00	1,00											5,94				0,69							3,79	1,07	0,05	0,33	
Tragetaschen	1,37%	1,00	1,00											2,65												2,65			
Andere flexible Verpackung	10,79%	1,00	0,72		0,22	0,03	0,03							1,80				0,23	0,12		0,04				0,16	0,64	0,36	0,25	
Große Abwasserrohre	1,33%	1,00		0,30	0,10	0,60								11,75			0,32					0,19	2,22	9,02					
Kleine Abwasserrohre	1,33%	1,00		0,30	0,10	0,60								4,58		0,18	1,59		0,07			1,52	1,22						
Große Trinkwasserrohre	0,54%	1,00		0,40		0,56				0,04				3,70			2,10			0,78		0,83							
Kleine Trinkwasserrohre	0,54%	1,00		0,40		0,56				0,04				4,54	0,45	2,67				1,42									
Landwirtschaftliche Rohre	0,56%	1,00		0,30	0,10	0,60								4,58		0,18	1,59		0,07			1,52	1,22						
Kabelschutzrohre	0,71%	1,00		0,05		0,95								4,34	4,34														
Gasrohre	0,32%	1,00		1,00										6,63	1,34	5,29													
Heizungsrohre	0,32%	1,00			0,45					0,55				2,77	0,81		0,93			1,03									
Industrierohre	0,38%	1,00		0,50	0,06	0,29				0,03	0,12			3,71	0,96		1,76		0,29	0,70									(Mineralwolle)
Isolierung / Dämmung	3,23%	1,00					0,13	0,42				0,44		3,47							2,31							(Linoleum)	1,16
Bodenbeläge	0,96%	3,00				3,00	(XPS)							2,73							(Schaumglas)							2,73	2,73
Fenster	2,45%	1,70				1,70								1,27					0,40									0,65	0,22
Gehäuse	0,81%	1,00			0,25		0,27				0,47			2,07	0,65				0,55		(Mineralwolle)							0,38	0,50
Isolierung in Kühlschränken	0,18%	1,00					(HIPS)					1,00		1,11							1,11								(Gummi)
Unter der Motoraube	1,55%	1,00		0,38	0,37						0,25			1,48		1,14			0,34										
Außenbereich & Fahrgastzelle	1,31%	1,00			0,75					0,10	0,15			1,57		1,07			0,28		0,23								
Andere Automobilteile	0,76%	1,00			0,12						0,13	0,74		1,36		0,31			0,10		0,15								0,80
Frischhalteboxen	1,19%	1,00			1,00									3,93	0,41				0,32		3,19								
Eimer	0,40%	1,00			1,00									3,56		3,56													
Abfallbehälter	0,40%	1,00		1,00										2,25		2,25													
Gartenmöbel	1,11%	1,00			1,00									3,66	1,62				0,81									1,23	(Latex)
Matratzen	0,48%	1,00										1,00		1,43	0,16														1,27
Spritzen	0,16%	1,00			1,00									0,12							0,12								
Infusionsbehälter	0,11%	1,00				1,00								9,83							9,83							(Leder)	(Gummi)
Sohlen	0,40%	1,00				0,77						0,23		1,16														0,20	0,96

Tabelle 5: Substitutionsmodell: Marktanteil und Polymeraufteilung von Kunststoffprodukten ebenso wie Massenverhältnisse für die Substitution von 1 kg Kunststoff durch alternative Materialien

			Annahmen für mechanisches Recycling																				Abfall?	Sortierreste		Gemischte Abfälle		Brennbare Abfälle		Andere Materialien											
		Kunststoff- recycling Total	5% LDPE	5% HDPE	5% PP	5% PVC	5% PS	EPS	5% PET	PEX, PMMA	ABS/SAN & andere Thermopl.	PUR	Andere Duroplaste	Rostfreier Stahl	Zinkbeschichtetes Eisen	Guss Eisen	Weißblech- / Stahlverpackungen	Aluminium	Kupfer	Glas	Faserzement	Steingut	Beton	Wellpappe & Karton	Papier & Faserguss	Papierbasierte Verbundstoffe	Holz, Textilien, etc.	Andere	Verbleibt im Untergrund	Kunststoff Metalle, Glas, Mineralische Materialien	Papier	Schredder	Restmüll	Deponie	Energ. Verwertung - MVA	Energ. Verwertung - industriell	Deponie	Müllverbrennung			
Verpackung	Kleinverpackungen	26,4%	5%	5%	5%	5%	5%		40%								20%	0%	20%					10%	10%	0%	0%			30%	20%	10%	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
	Getränkeflaschen																	60%	50%	60%							0%			10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
	Andere Flaschen		30%	30%	30%	30%	30%			30%								60%	25%	50%							0%			20%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
	Andere steife Verpackungen							20%										60%	25%	50%					50%	50%	0%	0%		20%	10%	10%	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
	Schrumpf- und Dehnfolien		65%															60%	25%	50%					85%	85%	0%	0%		5%	5%	5%	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
	Tragetaschen		30%																60%									0%	0%	20%	-	10%	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
Andere flexible Verpackung		20%		20%	20%	20%											60%	25%	50%					50%	50%	0%	0%		30%	10%	10%	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
Bau, ohne Rohre	Große Abwasserrohre	4% 11%		0%		0%										0%	20%	20%	20%		0%	0%	0%						100%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65%	35%
	Kleine Abwasserrohre			5%	5%	15%											20%	20%		20%		0%	0%					50%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Große Trinkwasserrohre			0%		0%					0%						0%				0%	0%						100%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65%	35%	
	Kleine Trinkwasserrohre			5%		15%					5%					20%	20%	20%			30%							50%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Landwirtschaftliche Rohre			5%	5%	15%					wie					20%	20%	20%	20%			0%						50%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Kabelschutzrohre			5%		15%					5%					0%												20%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Gasrohre			70%							HDPE					70%	70%					0%						50%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Heizungsrohre				5%											20%		20%		30%								20%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Industrierohre			5%	5%	15%						5%	5%			20%		20%		20%	30%								20%	10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
Rohre	Isolierung / Dämmung	16% 18%					0%	0%			0%			20%	20%						0%						(Linoleum)	0%	20%	-	-	-	10%	90%	58%	42%	0%	68%	32%		
	Bodenbeläge					5%															(Schaumglas)						0%		10%	-	-	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
	Fenster PVC/Alu					50%												60%									0%		5%	5%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
	Fenster Holz																											0%				-	-	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%
Elektro/ Elektronik	Gehäuse Isolierung in Kühlschränken	6,8%			5%		5%			12%				50%				30%		(Mineralfolle)							0%	0%		5%	5%	-	30%	70%	71%	28%	2%	75%	25%		
																				0%						(Gummi)			10%	-	-	-	30%	70%	71%	28%	2%	75%	25%		
Automobil	Unter der Motorhaube Außenbereich & Fahrgastzelle Andere Automobilteile	8,3%		5%	5%					(PMMA)	0%	(PA-GF)			95%		70%			0%							(Gummi)			5%	10%	-	100%	0%	85%	10%	5%	100%	0%		
										5%	20%	0%	0%		95%		70%			0%									5%	10%	-	100%	0%	85%	10%	5%	100%	0%			
															95%		70%			0%									5%	10%	-	100%	0%	85%	10%	5%	100%	0%			
Haushaltswaren	Frischhalteboxen Eimer Abfallbehälter	13%		0%		5%								15%				15%		15%										10%	10%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
																	15%													5%	5%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
																	90%													5%	5%	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%		
Möbel	Gartenmöbel Matratzen	5%		5%										60%				40%									0%	(Latex)		5%	5%	-	30%	70%	71%	28%	2%	75%	25%		
														5%													0%		10%	10%	-	30%	70%	71%	28%	2%	75%	25%			
Medizinische Produkte	Spritzen Infusionsbehälter	0%			0%															0%									-	-	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
																				0%							(Leder) (Gummi)		-	-	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			
Schuhe	Sohlen	0%			0%							0%																	-	-	-	0%	100%	65%	35%	0%	65%	35%			

Tabelle 6: Verteilung der analysierten Produkte am Ende des Produktlebenszyklus auf Abfallmanagementoptionen im Berechnungsmodell (Anteil werkstofflicher Verwertung; Sortierrückstände des für die werkstoffliche Verwertung gesammelten Abfalls; Verteilung der verbleibenden Abfallmasse auf kommunale Müllverbrennungsanlagen, industrielle thermische Verwertung und Deponierung)

Tabelle 7 zeigt die Entwicklung verschiedener Kunststoffverpackungen seit 1991. Die Einsparungen an Energie und Treibhausgasemissionen durch die Massereduktion pro funktionaler Einheit betragen bis zu 28 Prozent seit 1991. Die Verbesserung der Produktionsprozesse zur Herstellung der Kunststoffverpackung (bei maximal 5 %) ist deutlich geringer als die Massereduktion und in einigen Fällen haben Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen sogar leicht zugenommen.

Verpackung	Zeitraum	Masse [kg]	Energie [MJ/kg]	CO ₂ -Äquiv. [kg/kg]
Milchmischgetränke (500ml)	1991-2009	-27,6%	-3,2%	-2,2%
Sahne (200g)	1991-2009	-19,2%	-4,8%	16,6%
Kondensmilch (10g)	1991-2009	-15,8%	-4,8%	16,6%
Flüssigwaschmittel (1.500 ml)	1991-2009	-23,4%	-3,2%	-2,2%
Konfitüre (12,5 kg)	1991-2008	-22,3%	4,1%	-2,8%
Mineralwasser (1.500 ml)	2000-2009	-21,7%	2,5%	1,0%

Tabelle 7: Entwicklung der Verpackungseffizienz versus Veränderung der Werte im Ökopprofil der verwendeten Kunststoffe.

Abbildung 5 zeigt den Ausstoß an Treibhausgasen in der Produktions-, Nutzungs- und Verwertungsphase eines 2,5 MW-Windkraftanlagenrotors aus glasfaserverstärktem Kunststoff (1/3 des gesamten Nutzens der Windkraftanlage wurde dem Rotor zugeordnet) und von Kunststofffolien, die bei einem Dünnschicht-Solarmodul mit einer Spitzenleistung von 1 kWp zum Einsatz kommen (1/4 des gesamten Nutzens des Solarmoduls wurde der Kunststoffolie zugeordnet).

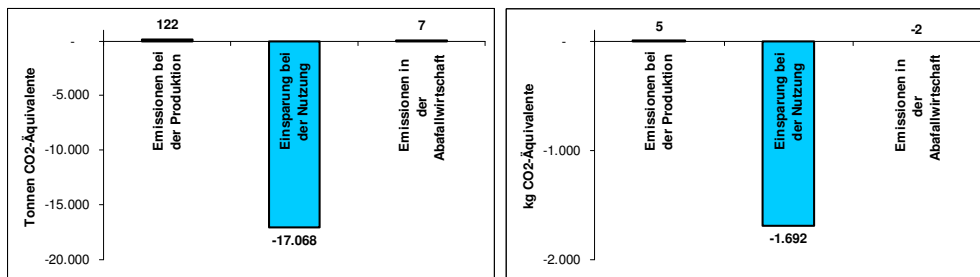


Abbildung 5: Treibhausgasemissionen in der Produktions-, Nutzungs- und Verwertungsphase eines 2,5 MW-Windkraftanlagenrotors aus glasfaserverstärktem Kunststoff und von Kunststofffolien, die bei einem Dünnschicht-Solarmodul mit einer Spitzenleistung von 1 kWp zum Einsatz kommen.

In Tabelle 8 sind Werte für die Produktion, das Abfallmanagement und den Gesamtlebenszyklus von 0,5l-Getränkeflaschen aus PLA⁷ und PET dargestellt (Min-Max-Bandbreiten, ohne Verarbeitung vom Granulat zur Flasche).

⁷ Die Schweizer Datenbank „ecoinvent“ enthält zwei Datensätze für PLA [Ecoinvent 2007]. PLA-Flaschenmaterial steht für in Europa hergestelltes PLA. PLA Natureworks steht für PLA, das in Nebraska (USA) hergestellt wird. Der Datensatz für PLA Natureworks ist deutlich günstiger, weil hier ein Teil des Energiebedarfs durch einen Windpark bereitgestellt wird. Darüber hinaus wird ein Teil der Treibhausgasemissionen durch Investitionen in Windparks kompensiert.

Treibhauspotential 100a [g CO ₂ -Äquiv. / 0,5 l Flasche]	Produktion		Abfallmanagement		Gesamtlebenszyklus	
	min	max	min	max	min	max
PLA-Flasche USA	55	58	-41	53	14	110
PLA-Flasche GLO	72	75	-61	53	10	128
PET-Flasche GLO	61	61	-59	17	2	78

Tabelle 8: Treibhausgaspotential (min-max) von 0,5 l Getränkeflaschen aus PLA oder PET. Die Bandbreite der Werte resultiert aus verschiedenen Produktionsbedingungen für PLA und noch mehr aus den Auswirkungen verschiedener Abfallmanagementoptionen⁸.

Abbildung 6 zeigt die Treibhausgaspotenziale von Polyethylenfolien aus erneuerbaren und aus fossilen Ressourcen. Alle untersuchten Fallstudien zeigen Ergebnisse innerhalb einer großen Bandbreite. Für die erneuerbaren Ressourcen ergibt sich dies aus der Wahl des nachwachsenden Rohstoffs (Nutzung von Mais, Weizen, Zuckerrübe, Zuckerrohr, usw.) und auch aus der Art der angewendeten Abfallbehandlung. Im Falle fossiler Rohstoffe resultiert die Bandbreite aus verschiedenen Abfallmanagementoptionen.

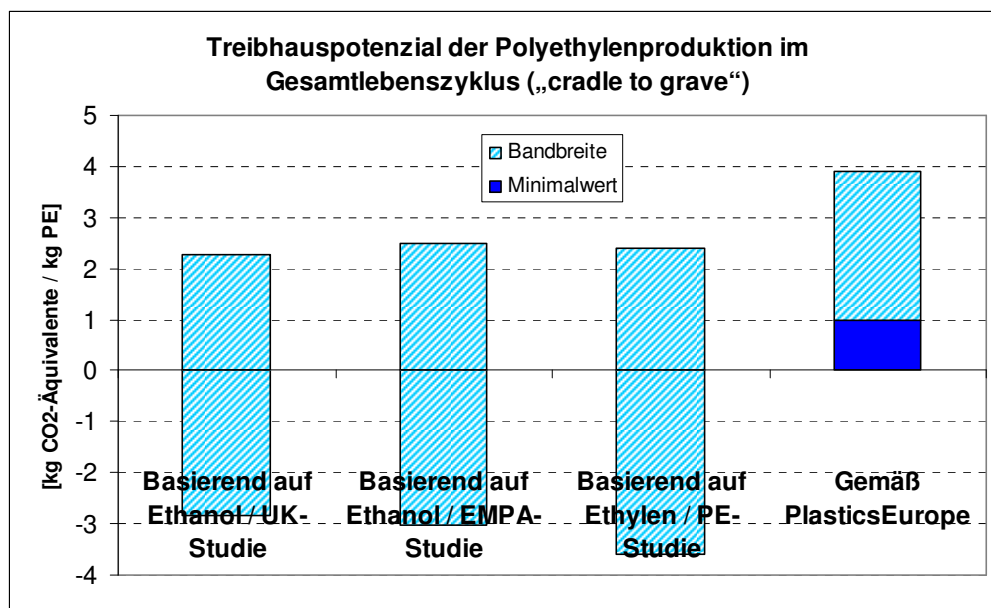


Abbildung 6: Mögliche Bandbreiten der Treibhausgasemissionen im Gesamtlebenszyklus für Polyethylenfolien aus erneuerbaren Ressourcen (Säulen 1-3) und fossilen Ressourcen (letzte Säule).

Abbildung 7 vergleicht verschiedene Verwertungs- und Entsorgungsoptionen für Kunststoffabfälle und zeigt, dass alle Varianten zu Nettoeinsparungen bei den Energieressourcen führen. Außerdem weist sie darauf hin, dass die Vorteile der werkstofflichen Verwertung vergleichbar oder sogar geringer werden können als die Vorteile der rohstofflichen oder industriellen thermischen Verwertung, und zwar in den Fällen, wo die werkstoffliche

⁸ Basierend auf der Ecoinvent-Nomenklatur: US – United States, GLO – Global [Ecoinvent, 2007].



Verwertung hohe Materialverluste erzeugt oder wo die Masse der substituierten Primärkunststoffe deutlich geringer ist als die wiederverwertete Kunststoffmasse.

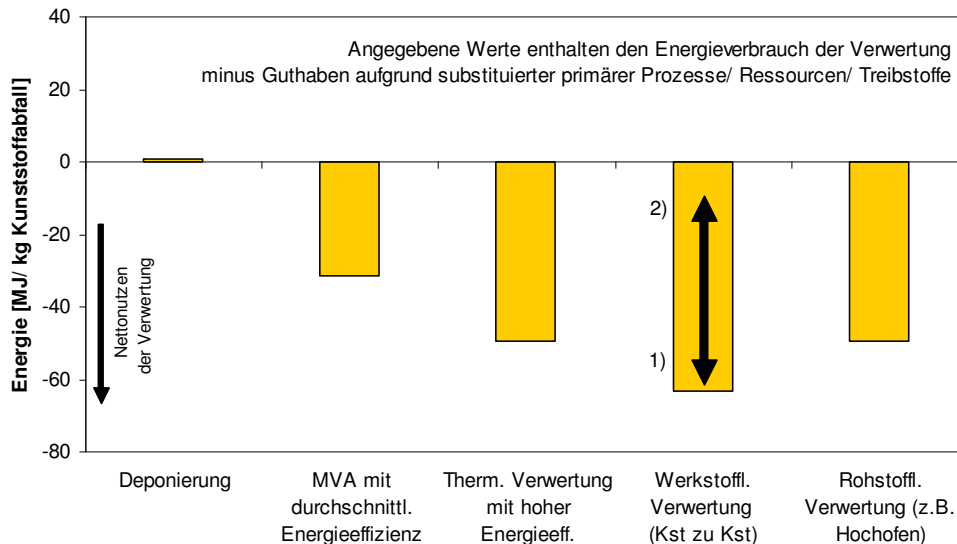


Abbildung 7: Netto-Energieeffekte von Recycling-, Verwertungs- und Entsorgungsprozessen für LDPE, entnommen vom Abfallmanagement-Berechnungsmodell, das in Teil 1 dieser Studie verwendet wird. Die oben genannten Zahlen enthalten sowohl Auswirkungen der Sammel-, Sortier- und Recyclingprozesse als auch die Guthabens aufgrund der substituierten Primärproduktion und substituierten Primärbrennstoffe.⁹

Wie in Abbildung 8 zu sehen, wird auch der Ausstoß von Treibhausgasen durch werkstoffliche und rohstoffliche Verwertung und durch thermische Verwertung mit hoher Energieeffizienz gesenkt. Die thermische Verwertung von Kunststoffabfällen in kommunalen Müllverbrennungsanlagen zu den aktuellen europäischen Bedingungen verursacht mehr CO₂-Emissionen als sie durch die substituierte Erzeugung von Strom und Fernwärme vermeidet.

⁹ (1) Die Werte für die stoffliche Verwertung basieren auf 10 Prozent Materialverlust während des Recyclingprozesses und gehen von der Annahme aus, dass das Recyclingprodukt dieselbe Masse an Neumaterial ersetzt.
(2) Die Vorteile der stofflichen Verwertung schrumpfen deutlich, wenn die Materialverluste steigen und/ oder nicht Neukunststoffe, sondern Materialien wie Beton oder Holz substituiert werden (z.B. Pfähle, Dachziegel, usw. [IVV, 1999]).

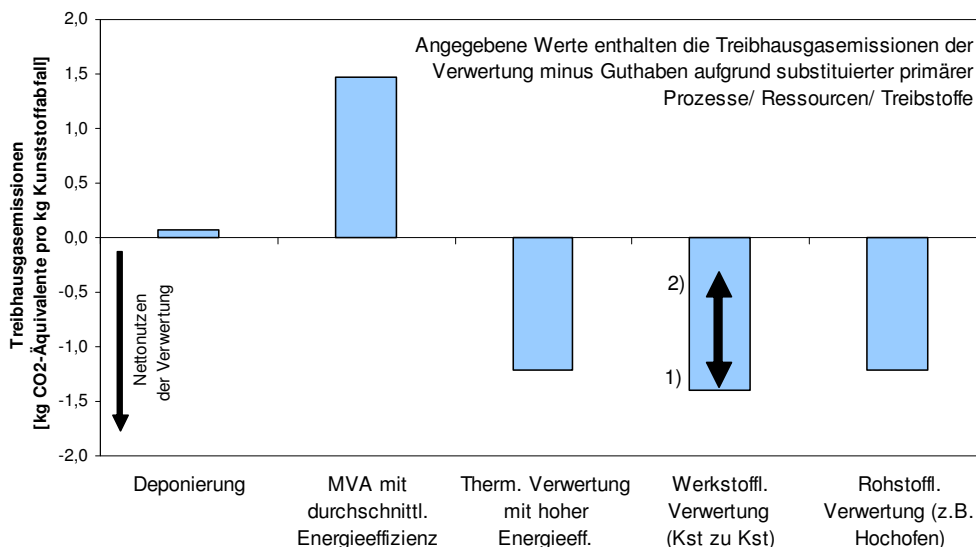


Abbildung 8: Treibhausgas-Nettoeffekte von Recycling-, Verwertungs- und Entsorgungsprozessen für LDPE, entnommen vom Abfallmanagement-Berechnungsmodell, das in Teil 1 dieser Studie verwendet wird. Die oben genannten Zahlen enthalten sowohl Auswirkungen der Sammel-, Sortier- und Recyclingprozesse als auch die Guthabenswerte aufgrund der substituierten Primärproduktion und substituierten Primärbrennstoffe.¹⁰

Die Abbildung 9 zeigt Auswirkungen der Abfallstrategien „Erfüllung der EU-Richtlinien zu Verpackungsabfall, Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge“ und „Verbot der Deponierung gemischter Restabfälle“ auf Treibhausgasemissionen, ausgehend vom Status Quo 2006/2007. In Szenario A wird die thermische Verwertung lediglich von den kommunalen Müllverbrennungsanlagen abgedeckt, während in Szenario B auch Prozesse der industriellen thermischen und rohstofflichen Verwertung Berücksichtigung finden.

¹⁰ (1) Die Werte für die stoffliche Verwertung basieren auf 10 Prozent Materialverlust während des Recyclingprozesses und gehen von der Annahme aus, dass das Recyclingprodukt dieselbe Masse an Neumaterial ersetzt.
(2) Die Vorteile der stofflichen Verwertung schrumpfen deutlich, wenn die Materialverluste steigen und/ oder nicht Neukunststoffe, sondern Materialien wie Beton oder Holz substituiert werden (z.B. Pfähle, Dachziegel, usw. [IVV, 1999]).

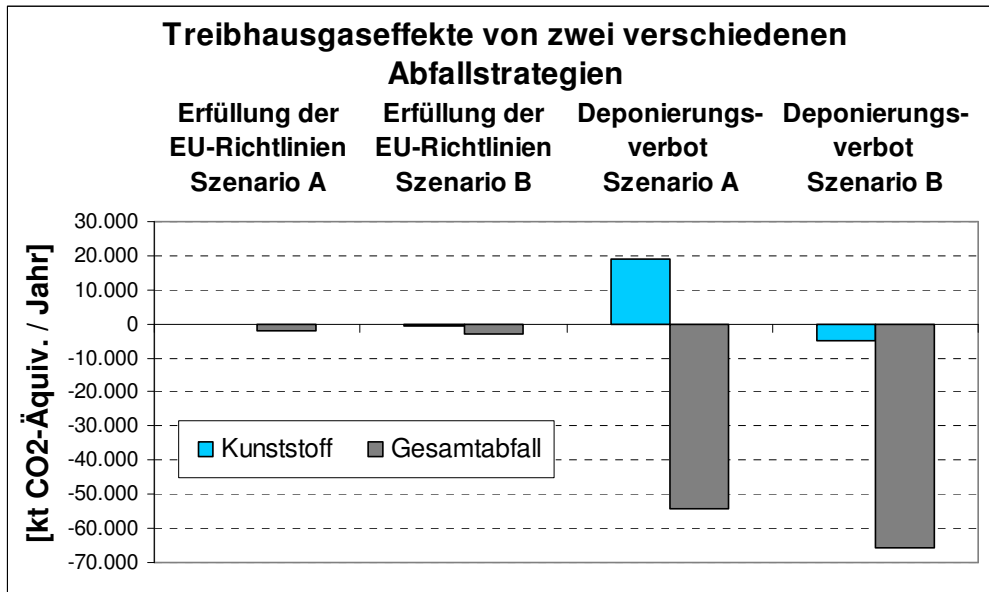


Abbildung 9: Vergleich der Treibhausgasvorteile der Abfallstrategien „Erfüllung der EU-Richtlinien zu Verpackungsabfall, Elektroaltgeräten und Altautos“ und „Verbot der Deponierung gemischter Restabfälle“.

Die Tabelle 9 zeigt eine grobe Abschätzung der CO₂-Einsparungen, die sich durch vermiedene Nahrungsmittelverluste aufgrund des Einsatzes von Kunststoffverpackung für frische Lebensmittel ergeben können.

Nahrungsmittelgruppe	CO ₂ -Einsparung durch 10% vermiedener Nahrungsmittelverluste pro CO ₂ -Ausstoß bei Verpackungsproduktion	CO ₂ -Einsparung durch 20% vermiedener Nahrungsmittelverluste pro CO ₂ -Ausstoß bei Verpackungsproduktion
Frischobst	1,9	3,8
Frischgemüse & -salate	1,0	1,9
Wurst & kalte Fleischprodukte	3,7	7,4
Frischfleisch einschl. Geflügel	13,3	26,6
Süßgebäck, Torten, Kuchen	1,5	2,9
Käse	13,1	26,1
Salzgebäck & Cracker	1,5	2,9
Gewichteter Durchschnitt	4,7	9,5

Tabelle 9: Eingesparte CO₂-Emissionen aufgrund der Senkung von Nahrungsmittelverlusten um 10 % bzw. 20 %, geteilt durch den CO₂-Ausstoß bei der Verpackungsproduktion.



7 ANHANG B: Kritische Überprüfungsberichte



Review Statement

following the

Critical Review

of the study by denkstatt for Plastics Europe:

“The Impact of Plastics on Life Cycle Energy Consumption and GHG Emissions in Europe:

Part 1: Current Status & Future Scenarios &

Part 2: Additional Arguments on Benefits of Plastics for Energy Efficiency & Climate Protection”

Critical review carried out by:

Adisa Azapagic

School of Chemical Engineering and Analytical Science

The University of Manchester

July 2010

1 Background

This report summarizes the findings of a critical review of the study “The Impact of Plastics on Life Cycle Energy Consumption and GHG Emissions in Europe, Parts 1&2”. The study was carried out by denkstatt for Plastics Europe.

This critical review was commissioned by Plastics Europe.

The critical-review process involved the following steps and activities:

- a meeting with denkstatt and Plastics Europe, during which the preliminary results of the study and the scope of the critical review were discussed;
- a review of the draft study report and the results (Parts 1&2), followed by a draft critical-review report which made a number of specific recommendations for improvements to the study;
- a review of the final study report (Parts 1&2 and Executive Summary), in which the authors of the study addressed most of the points as suggested in the draft critical review; and
- the final critical review report (this review statement).

The following sections present the findings of the critical review based on the study final report (Part 1&2, June 2010).

Although the international standards for Life Cycle Assessment (ISO 14040:2006 and 14044:2006) are not applicable to this study, the critical review has followed the main guiding principles defined in these standards. Thus, it should be noted that it is not the role of this critical review to endorse or dispute the goal of the study and the related conclusions but rather the aim was to:

- examine that the methods used are scientifically and technically valid given the goal of the study;
- that the data used are appropriate and reasonable in relation to the goal of the study;
- that the interpretation reflects the goal of the study and the limitations identified; and
- that the study report is transparent and consistent.

Therefore, the findings of this review are discussed in accordance to the above guiding principles.

The critical review did not involve a review of the data used in the study so that all the findings of the review presented here are based solely on the final reports and the discussions with the authors of the study and Plastics Europe.

Since Part 1 and Part 2 of the study had slightly different goals and used a different approach, they are discussed separately in this report.



2 Critical-review findings

2.1 Part 1

Part 1 represents an update of the GUA/denkstatt study “The Contribution of Plastic Products to Resource Efficiency”, carried out in 2004/2005.

The main goal of the updated study was to estimate the life cycle energy consumption and GHG emissions of typical plastic products and to compare this to a range of alternative materials which could realistically replace plastics (or vice versa). The ultimate goal was to “demonstrate that the use of plastics can in many cases actually help save resources.” (Part 1, section 1.1).

The scope of the study is from ‘cradle to grave’ and the focus is on two environmental aspects: energy consumption and GHG emissions. Although the study considers the whole life cycle of products, it is not LCA according to ISO 14040 and 14044, due to the limited number of environmental aspects considered. Furthermore, the study does not compare plastics and alternative materials in individual products, but rather gives an estimation of the impacts at the whole-market level, covering all plastics applications across Europe (EU27+2).

The plastic materials and products are compared to alternative materials which can substitute plastics in these products without any change in the design, function or service rendered by the product. It was found that only 16% of the total market of plastic products cannot be replaced realistically by other materials, without these changes. Due to data limitations, only 75% of substitutable plastic products (173 in total) are covered by the study (Part 1, Tables 2&3).

The study follows the “80/20” approach (see Part 1, section 1.2), whereby 80% of the results are obtained at 20% of effort.

Given the above limitations, this critical review has found that, overall, this represents a thorough and competent study of the life cycle energy consumption and GHG emissions of plastic materials and products. The study assumptions are reasonable; in many cases conservative assumptions have been made to ensure that plastics is not unduly favoured over other materials.

The data sources appropriate, as far as possible, given the “80/20” approach and the other constraints of the study. Arguably, in many respects the study goes beyond the “80/20” method and assumes a much more rigorous approach, as demonstrated by depth of analysis in some cases (where data availability allowed) as well as the uncertainty and sensitivity analyses carried out.

The scope of the study is extensive so that a large number of assumptions and extrapolations have had to be made. Nevertheless, while the results at the level of specific products may not be completely accurate, the overall results are sufficiently valid.

The interpretation of the results is appropriate given the assumptions, limitations and the data used. It should be noted that most data on plastics are sourced from Plastics Europe who commissioned the study – however, these data are recognised internationally as a reputable source and are used widely

by LCA practitioners. The data for other materials and products are taken from various reputed sources in the public domain, including manufacturers' data. Ecoinvent database has also been used extensively.

The study report is very detailed, transparent, consistent and balanced.

However, it should be borne in mind that this is a broad-brush, sectoral-level analysis and that large uncertainties exist, as demonstrated in the study. Moreover, there is no internationally accepted methodology for such analyses and as such, they are open to scrutiny and interpretation. Nevertheless, this study uses the state-of-the-art methodology and is transparent enough to enable an informed debate on the issues raised.

2.2 Part 2

The second part of the study considers further aspects of the use of plastic materials, both today and in the future (2020). These include improvements of plastics over time (increased material and production efficiency); the use of renewable feedstocks for plastics production; the use of plastics in generating renewable energy; prevented food losses through the use of packaging; benefits of increased insulation; and effects of different end-of-life strategies.

Part 2 follows a different approach to Part 1: it presents "exemplary facts and figures" with a decreasing degree of detail, using "rough estimations and semi-quantitative arguments" (Part 2, section 1.1). As stated in the report: "The goal is to produce information on trends, ranges, orders of magnitude rather than to produce specific/reliable results." Here, only plastics is considered and, appropriately, no attempt at comparison with other materials has been made.

The critical review of this part was not as detailed as that of Part 1 (as agreed at the outset) and has considered only the general assumptions, data sources and interpretation of the results. These have all been found to be appropriate, given the goal of the study.

However, it should be borne in mind that, similar to plastic products, products made from alternative materials will also change (improve) over time and in some cases could also have similar beneficial effects (e.g. benefits of insulation are not so much material-dependent) so that no direct comparison between plastics and other materials is possible or appropriate. This is stated clearly in the conclusions of the report.

3 Final remarks

This study has only considered two sustainability aspects: energy consumption and GHG emissions associated with plastic materials and their possible substitutes. As acknowledged in the report (Executive Summary, section 4), comparison of products and materials should not only be based on these two criteria, but should involve a much more comprehensive sustainability assessment, covering all relevant environmental, economic and social effects of the investigated materials and products.

Furthermore, the conclusions of the study are based on the assumption that plastic is replaced by alternative materials without any changes in the design,



function or service of the products studied. Again, as acknowledged in the study report (Part 1, section 6), this is a limitation of the study as changes in the design and function can often have a bigger impact on the total energy demand and GHG emissions than different materials. This should be borne in mind when interpreting and discussing the results of this study.



The impact of plastics on life cycle energy consumption and GHG emissions in Europe

Critical Review Report

by

Roland Hischier

for

PlasticsEurope (Association of plastics Manufacturers)

Brussels (Belgium)

Date

June 27, 2010

Status

Final Version



1 Origination and Course of Action

The herein described critical review process, commissioned by PlasticsEurope (Association of Plastics Manufacturers), has been established in the timeframe of April 2009 to November 2009, plus an additional review of updates for the cases “windows” and “insulation” in June 2010. Although the examined study is not a traditional life cycle assessment (LCA) study according to the ISO EN DIN 14040 series [1a+b], a critical review process in the spirit of the terms of ISO series [1a] has been established. This on hand critical review report is based on the **final report, dated June 2010**. Its final version will be integrated in the very final version of the summary report of this study here.

The study has been established by collaborators of Austrian company denkstatt GmbH, Wien, Austria. The review team consisted of two persons – Professor Adisa Azapagic, University of Manchester (United Kingdom), and Mister Roland Hischier, Empa St. Gallen (Switzerland).

This report here summarizes only the comments from Roland Hischier – respective comments from Adisa Azapagic are summarized in a separate document.

Besides the above mentioned report, the reviewers got additionally multiple draft versions of all parts of the report, as well as several power point presentations with first results during the two meetings as well as in-between these meetings. The critical review was established as a so-called **accompanying survey**, i.e. the reviewers were involved already in a rather early stage of the study, and thus had the possibilities to influence the further development of the whole study from that moment on.

The work of the two reviewers took place in a very open and friendly ambience; all requested documents were delivered by denkstatt. The commissioner of the study (PlasticsEurope) was involved in all technical arbitrations and showed a very special interest in an irreproachable and professional execution of the complete study. One of their important points was e.g. that the alternative materials are based on conservative estimations in order not to overestimate the effects of plastics. All in all, the reviewer experienced the complete process as well as the dependency triangle between commissioner, authors of the study and reviewer very positive.

Within the framework of the complete review process, the following meetings took place:

1st meeting: April 24, 2009 in Vienna

2nd meeting: June 25, 2009 in Brussels

Within the current review procedure, no meeting for an in-deep examination of the used calculation model took place. However, this has been judged not to be a problem, as denkstatt used the same calculation model as for the 2004/5 study “the contribution of plastic products to resource efficiency” [2] – study that has already been reviewed by Mister Roland Hischier. Then, such an examination of the calculation model took place, allowing to the reviewer to verify, by random samples, the voluminous calculation work done within the framework of the study.

2 Comments about the report

2.1 Criteria

The whole review process is based on the expectations of the commissioner concerning the review process, expressed during the very first meeting in Vienna, as well as the criteria mentioned in ISO EN DIN 14040 [1a]. In details, the following criteria have been examined for this study here:

- *Is the method, as well as the 80/20 approach, scientifically sounded & reasonable within the goal of the study?*
- *Are the used data sufficient & appropriate in respect of the goal of the study?*
- *Does the conclusion take into account the recognized limitations of the study, especially in the framework of the original aim of the study?*
- *Is the report transparent and coherent?*

2.2 Scientific background and Practicability of the used Method, the used 80/20 approach

This study had never the aim of establishing a complete “classical” LCA study according to the international ISO standards [1a+b] and thus cannot be compared with those standards in the framework of the critical review process here.

According to the commissioner, this study shall create data in form that PlasticsEurope has afterwards the necessary background information for questions / criticism of plastics in the context of sustainable development (SD); with a focus on the two aspects of energy use and climate change. A focus on these two aspects is valuable, as plastics are made from fossil resources and thus, the use of these resources as well as the influence on climate change are among the most relevant environmental impacts. In addition – having in mind the addresses of the report – these two aspects are among the most discussed in the framework of current environmental policies.

The authors of the study at denkstatt have put a lot of efforts in developing a transparent and logical, stepwise method already for the precursor study in



2004/5 [2] – method that has been judged by the reviewer already at that time as “scientifically adequate and (...) also to be manageable within a reasonable timeframe” (see review report in [2]). The review this time is thus rather focused on the applied 80/20 approach; in order to approve this approach for the commissioner of the study and to give them the necessary insurance for a presentation of the results of this report towards their various stakeholders.

The whole study is actually split into two parts – an update (and expansion) of the mentioned former study [2] and an additional examination of various further aspects of the use of plastics. In accordance with the commissioner of the study, this second part of the report has not been reviewed in-depth; rather its general lines and conclusions have been critically examined. Taking the 80/20 spirit of the overall work here, I can conclude for this second part of the study that the methodological efforts reported are in accordance with this approach. For part I of the study, the authors included even more case studies and more information than in the former study [2] – and thus it can be concluded that the stated 80/20 approach is largely fulfilled by the first part of the study.

All in all, the applied 80/20 approach can be qualified as an adequate approach for this study here; resulting in a reasonable narrow range of results in order to establish conclusions that are stable in their basic direction.

For the aggregation of the considered air emissions factors to one common global warming potential value, the method used is taken from the most recent developments in the field of LCA (see e.g. [3]).

2.3 Appropriateness of data

The consultants at denkstatt have already a long tradition and thus also a long-lasting experience with system analysis projects handling big amounts of data, especially in the field of waste treatment and waste strategies. Within the data collection for this study here, this knowledge and experience has been used (again) as far as possible.

In the framework of this study here, data on the following levels have been used:

1. data about the market situation of the various plastics
2. characteristics of the plastic parts and their respective alternatives in other materials during production, use and disposal
3. data about the energy consumption and the global warming potential of all materials

In comparison with the former study [2], part 1 of this study here covers now with EU 27 plus Norway plus Switzerland, almost twice as many countries as before. The market data collected represent the situation on the Western

European market in 2007 and cover almost 90% of the market; about 75% of the substitutable plastics are covered by the 32 case studies analysed. For the life cycle information of the different materials, up-to-date literature and databases representing Western European conditions have been used. Energy consumption during the use phases has been calculated based on adequate technical information and expert judgment. The quality of the various datasets used is more than sufficient for this type of study. Under the aspect of the 80/20 approach it can be concluded that part 1 of the study goes clearly beyond this objective.

For part 2 of this report, the authors declare clearly that the degree of details – and thus the quality of the used data – is decreasing across chapter 2. Nevertheless, taking into account the 80/20 rule, it can be concluded that the chosen data sources are appropriate for the scope of this part of the study.

2.4 Conclusions of the Report

Like all other parts of the two reports also, the respective chapters (results, sensitivity analysis, conclusions) of both parts (i.e. part 1 and part 2) are presented in a very detailed, and also very transparent and logic manner. In addition, a summarizing document has been produced by the authors of this study – summarizing the results in a very clear and – despite its length of less than 30 pages – comprehensive manner; allowing to an interested party to get a overview of all results without reading the comprehensive reports of part 1 and part 2.

The study tries to stipulate in a very clear and comprehensive manner the limitations due to the chosen approach and the available data. In the final chapter “Conclusions” of the mentioned summarizing document, a clear link back to the limitations of the approach chosen for this study can be found – especially ...

... that part 1 of the study examines only the replacement of plastic materials by other materials --> thus, it is not examined if changes in “how things are done” would influence the total energy consumption to what extend; and

... that for a comprehensive comparison more aspects than just energy consumption and global warming potential should have been examined.

All in all this gives an adequate and complete picture from the total of all efforts as well as the limits that are behind these reports here.

2.5 Transparency and Coherence of the Report

The reporting of this study is split into three parts: (i) a summary report, (ii) a detailed report covering part I of the study, and (iii) a detailed report covering part 2 of the study. All these three documents are for themselves clear and logic in their respective structure and properly designed. Due to their extensive size however, the two detailed reports of part 1 and 2 can not be considered anymore as easy understandable documents to read through. They rather have to be considered as specific and comprehensive reference docu-



ments due to their detailed information content for all examined aspects. All these details are however presented in a very clear and transparent manner, allowing a quite easy overview of the various parts of this study.

The summary report – as the main document for the communication of the finding of this study – presents the results in a very clear, logic and thus easy understandable form.

3 Summary and Conclusion

The complete study has been established in a transparent and logic way, based on an even more comprehensive compilation – in comparison to [2] – of market and other information. The intended 80/20 approach is fulfilled in all parts of the study. All three documents of the report are clear and transparent and I would clearly recommend a publication of these reports.

4 References

- [1a] International Standard (ISO): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Standard ISO 14040:2006 (2006).
- [1b] International Standard (ISO): Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and Guidelines. Standard ISO 14044:2006 (2006).
- [2] Pilz, H., Schweighofer, J. & Kletzer, E. (2005): The Contribution of Plastic Products to Resource Efficiency, PlasticsEurope - Association of Plastics Manufacturers, Brussels, Belgium.
- [3] Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Hirschier R., Hellweg S., Humbert S., Margni M., Nemecek T. and Spielmann M. (2007): Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report No. 3, ecoinvent data v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.ch.

St. Gallen, June 27, 2010

Roland Hirschier



Coordinates of reviewer:

Roland Hischier

Dipl. Natw. ETH

Life Cycle Assessment & Modelling Group

Technology & Society Lab

Empa

Lerchenfeldstrasse 5

CH-9014 St. Gallen

Tel.: (+41-(0)71)274 78 47

Fax: (+41-(0)71)274 78 62

e-mail: roland.hischier@empa.ch

web: www.empa.ch/lca