

## Beitragsserien: Stoffstromanalysen landwirtschaftlich-industrieller Produktlinien

Hrsg.: Michael Flake & Otto Richter, Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig, D-38106 Braunschweig

### Teil IV: Nachwachsende Rohstoffe als Alternative zu Kunststoffen

#### Vergleichende Lebensweganalyse eines Verkleidungsbauteiles aus einem Hanffaserverbundwerkstoff und ABS-Spritzguss

Kirsten Wörtzel<sup>1</sup>, Michael Flake<sup>2</sup>

<sup>1</sup> DaimlerChrysler AG, EP/ QUP – Design for Environment, D-71059 Sindelfingen

<sup>2</sup> LCE Consulting GmbH, Langer Kamp 19c, D-38106 Braunschweig

Korrespondenzautor: Michael Flake; e-mail: [m.flake@lce-consulting.com](mailto:m.flake@lce-consulting.com)

#### Übersicht: Teil I-V [Einführung UWSF (5) 2000]

- Teil I:** UWSF (5) 2000. Stoffstromanalysen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren: Kopplung der technischen Systeme mit agrarökologischen Prozessen (Hilmar Möhlmann, Anja Hansen, Michael Flake, Otto Richter)
- Teil II:** UWSF (1) 2001. Stoffstromerzter für Fruchtfolgen: Analyse ausgewählter Marktfruchtfolgen niedersächsischer Ackerbaubetriebe (Anja Hansen, Edda Heuer, Michael Flake)
- Teil III:** UWSF (2) 2001. Stoffstromanalyse – Ein Instrument zur Effizienzkontrolle von Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft (Edda Heuer, Michael Flake)
- Teil IV:** UWSF (4) 2001. Nachwachsende Rohstoffe als Alternative zu Kunststoff: Vergleichende Lebensweganalyse eines Verkleidungsbauteiles aus einem Hanfverbundwerkstoff und ABS-Spritzguss (Kirsten Wörtzel, Michael Flake)
- Teil V:** UWSF (5) 2001. Bewertung landwirtschaftlicher und industrieller Stoffströme: Produktlinienanalyse eines Naturharz-Imprägniergrundes – Vergleich verschiedener Bewertungsverfahren (Joachim Heilmann, Michael Flake)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2001.07.058>

**Zusammenfassung.** In diesem Beitrag wird mit Hilfe einer Ökobilanz der Produktlebensweg einer Pkw-Seitenverkleidung aus dem nachwachsenden Rohstoff Hanf untersucht. Das Verkleidungselement wird als Faserformstoff aus Hanffasern und einer verbindenden Matrix aus einem Epoxidharz-Härter-Gemisch hergestellt. Anhand des Stoff- und Energieverbrauchs sowie entstehender Emissionen in den Lebenswegabschnitten Faseranbau, -aufbereitung und Bauteilfertigung werden die Umweltwirkungen bei der Herstellung der Seitenverkleidung untersucht und bewertet. Für die Nutzungsphase wird eine Abschätzung auf Basis von gewichtsbasierten Treibstoffverbrauchskennwerten vorgenommen. Der Lebenswegabschnitt 'Demontage und Entsorgung' wird für die derzeit möglichen Varianten Deponierung und thermische Verwertung untersucht. Für eine Gesamtbewertung der Herstellungsphase werden die bilanzierten Wirkungen dem Bewertungsverfahren des Eco-indicator 95 unterzogen.

Das Verkleidungsbauteil aus dem Hanffaserverbundwerkstoff ist im Vergleich mit einem Referenzbauteil aus ABS-Spritzguss hinsichtlich des Stoff- und Energieeinsatzes vorteilhafter zu bewerten. Die Bewertungsmethode des Eco-indicator 95 ergibt für die umweltrelevanten Emissionen in abgeschwächter Form die gleiche Aussage. Ökologische Verbesserungspotentiale für den Hanffaserverbundwerkstoff liegen in der Substitution des Epoxidharz-Härter-Systems. Der Faserpflanzenanbau, die Faser-aufbereitung und die Transportaufwendungen sind im Sinne der Bilanzgrenzen ökologisch unbedenklich. Die Berücksichtigung der Kraftstoffeinsparung infolge der Gewichts-differenz zwischen den untersuchten Materialvarianten ergibt deutliche ökologische Vorteile für den Naturfaserverbundwerkstoff während der Nutzungsphase eines Pkw.

**Schlagwörter:** ABS; Eco-indicator 95; Faseraufbereitung; Faserpflanzenanbau; Hanf; Hanffasern; Nachwachsende Rohstoffe; Stoffstromanalyse; Verkleidungsbauteil

#### Abstract. Renewable Materials as an Alternative to Plastics: A Comparative Life Cycle Analysis of a Hemp Fibre Reinforced Component and an ABS-Moulded Carrier (Review Series)

This paper presents a Life Cycle Assessment of a hemp fibre reinforced component for automotive parts. Its aim is to identify the optimisation strategies within the product system and also provide decision support for automotive engineers for or against the employment of renewable raw materials within the production process.

The investigated life cycle contains the agricultural cultivation of the fibre plant, the method of harvesting and the processing of the crop. The analysis includes the further processing of the fibre, i.e. the manufacturing of the fibre composite matrix, on which the production of form press components for the automotive industry is based. Manufacturing the required pre-products is also taken into account. The differences of energy demand (CED) and emission amount during the use phase of a passenger car and different disposal options for the end of the life cycle (deposition or incineration) are assessed as well. It is shown that the natural fibre composite is ecologically preferable to the injection moulded reference as the results of the Eco-indicator 95 method show. Optimisation is necessary for the epoxy-resin-hardener system, although the cultivation of fibre plants is ecologically an insignificant process regarding the system boundaries. The weight difference and resulting energy savings during the use phase of a car reveal further advantages of a fibre panel.

**Keywords:** ABS; agricultural fibre production; automotive component; Eco-indicator 95; fibre processing; hemp; hemp fibre; Life Cycle Assessment; renewable raw materials

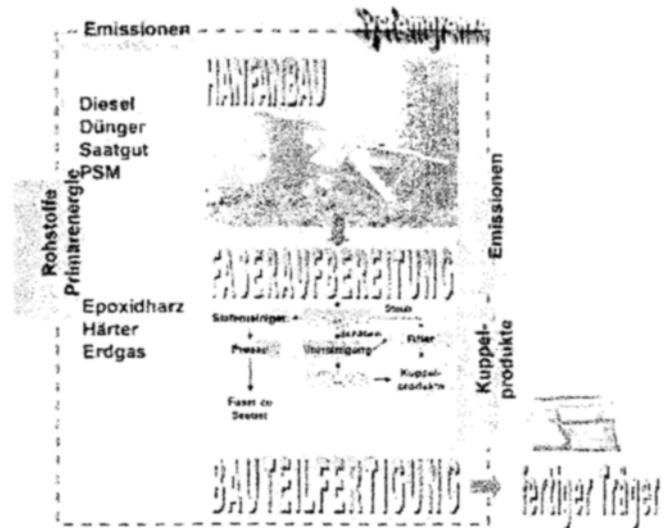
**Einleitung**

Die landwirtschaftlichen Produktionssysteme stellen meist nur einen Teil vollständiger Produktlebenswege dar. Während in den ersten Beiträgen dieser Serie die Umweltwirkung landwirtschaftlicher Anbauverfahren Gegenstand der Untersuchung war, werden in diesem und dem abschließenden Beitrag der Serie Lebenszyklen von Produkten auf Basis nachwachsender Rohstoffe untersucht und ökologisch bewertet. Dabei sollen zum einen die Besonderheiten der Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe gezeigt und zum anderen die Bedeutung der landwirtschaftlichen Vorketten für die Gesamtbilanz dargestellt werden.

Nachwachsende Rohstoffe gewinnen mit zunehmender Erkenntnis der Endlichkeit fossiler Rohstoffquellen und der Umweltprobleme durch die Nutzung fossiler Rohstoffe verstärkt an Bedeutung, da sie biologisch abbaubar sind und als CO<sub>2</sub>-neutral gelten. Der Einsatz einheimischer nachwachsender Rohstoffe in den unterschiedlichsten Produktionsbereichen ist dadurch zum Gegenstand intensiver politischer und wissenschaftlicher Diskussionen geworden. Neben rein ökonomischen Aspekten und Fragen der technischen Eignung werden dabei zunehmend auch ökologische Gesichtspunkte behandelt.

Die Nutzung erneuerbarer Ressourcen als Ersatz für fossile Rohstoffe wird von der Enquete-Kommission 'Schutz des Menschen und der Umwelt' (Enquete-Kommission 1998) als erste grundlegende Regel einer nachhaltigen Stoffpolitik formuliert. Für die Landwirtschaft stellt der Anbau nachwachsender Rohstoffe eine Alternative zur Nahrungsmittelüberproduktion und Flächenstilllegung dar und kann durch neue Wertschöpfungsketten Beschäftigungs- und Einkommensalternativen eröffnen. Darüber hinaus hat die Verwendung landwirtschaftlich erzeugter Produkte Einfluss auf den Nutzungscharakter ländlicher Regionen und ist somit von landchaftsökologischer Relevanz.

Um den Anteil der landwirtschaftlichen Produktion an den Umweltwirkungen solcher Wertschöpfungsketten festzustellen, kann für diese Fallstudie 'Hanffasereinsatz in Automobilverkleidungsbauteilen' auf die in den Beiträgen I bis III vorgestellten stoffstromanalytischen Methoden aufgebaut werden. Zusätzlich erfolgt eine Bewertung der entstehenden Emissionen mit dem Verfahren des Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995). Der Vergleich der Stoff- und Energieströme bei der Erzeugung und Verarbeitung der Hanffasern mit den Stoff- und Energieflüssen bei der Herstellung eines Referenzbauteils aus ABS (Acrylonitril-butadien-styren)-Spritzguss kann einen wichtigen Beitrag zur Objektivierung der Dis-



**Abb. 1:** Lebensweg und Systemgrenzen der bilanzierten Pkw-Seitenverkleidung aus Hanffaser-Epoxid-Verbundwerkstoff

kussion über den Einsatz nachwachsender Rohstoffe in industriellen Produktionsprozessen leisten.

**1 Untersuchungsgegenstand und Systemgrenzen**

Mit Hilfe einer Stoffstromanalyse wird eine Teillebenswegbilanz für eine Automobil-Seitenverkleidung aus Hanf erstellt. Die Fertigung des Verkleidungselementes als Faserformstoff unter dem Einsatz von Hanffasern und einer verbindenden Matrix aus Epoxidharz erfolgt bei der Fa. Seeber Systemtechnik KG in Gernsbach. In dieser Untersuchung werden die in Abb. 1 gezeigten Bestandteile des Bilanzierungsraumes berücksichtigt.

Der Hanfanbau, die Faseraufbereitung und die Fertigung des Grundträgers für die Seitenverkleidung sind im Sinne eines Regionalkonzeptes in Baden-Württemberg lokalisiert. Die Anbau- und Aufbereitungsverfahren für den Hanf, sowie die Fertigung der Verkleidungskomponenten entsprechen dem Stand der Technik und werden als repräsentativ für Mitteleuropa angesehen. Die Analyse des Referenzbauteils aus ABS-Spritzguss orientiert sich an Ergebnissen einer Umweltanalyse der APME (Association of Plastics Manufactures in Europe) (Boustead 1997).

Für den Hanfanbau und die Ernte werden die Kriterien des Faseraufbereiters berücksichtigt, sowie für die Erträge eine Variationsbreite angenommen (Tabelle 1 und 2). Die in die-

**Tabelle 1:** Anbau- und Erntekriterien der Badischen Faseraufbereitung GmbH (BAFA)

Anbau- und Erntekriterien
Verwendung von zertifiziertem Saatgut (Sorten: Fedora 19, Felina 34, Futura 77, Fedrina 74)
Mindestaussaatstärke 45 kg/ha
Ernte mit dem 'Hemp-Flax-System'
Feldröste nach dem Mähen und mindestens dreimaliges Wenden
Trocken gepresstes Stroh in Großquaderballen (ca. 250 kg pro Ballen)
Maximale Strohfeuchte 18%

**Tabelle 2:** Düngemittel im Hanfanbau sowie Gesamtpflanzen- und Stengelerträge des Faserhanfs für durchschnittliche, minimale und maximale Bedingungen

Düngerform	Aufwandmenge (kg/ha)			N-Gehalt (% i. d. TM)
	durchschnittlich	Minimal	maximal	
N-Dünger (KAS)	100	60	120	
P-Dünger (TSP)	60	50	75	
K-Dünger (KCl)	250	200	300	
	Ertrag (t TM/ha)			
Stengel	9,4	11,7	5,9	0,57
Gesamtpflanze	11,7	13,6	7,7	1,13

ser Studie verwendeten Anbaudaten entsprechen den Ergebnissen der von der Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim durchgeführten Sortenversuche (Mastel et al. 1998).

Als funktionelle Einheit der Stoffstromanalyse dient der Grundträger einer Seitenverkleidung des Audi A3, der für beide Trägermaterialien funktionssäquivalent ist, d.h. die Kaschierung mit Folie, Dekor und Dämmung wird für beide Varianten als identisch angenommen. Die Spezifikation der Bauteile einschließlich der Gewichtsdivergenz ist aus Tabelle 3 ersichtlich.

## 2 Methodik der Untersuchung

Die Ökobilanzierung ist eine Methode zur Quantifizierung der Umweltauswirkungen von Produktionsprozessen bzw. Produkten. Mit ihr werden die Umwelteffekte in Form des Verbrauches an Stoffen und Energien sowie entstehender Emissionen untersucht und bewertet (Schaltegger 1996). Sie basiert auf einer detaillierten Aufzählung der relevanten am Prozess beteiligten Energie- und Stoffströme. Für eine genaue Beschreibung der durchgeführten Stoffstromanalyse sei auf die Beiträge I bis III dieser Reihe verwiesen.

Für die Bewertung werden die bilanzierten Wirkungen einer Bewertungslogik unterzogen. Hier existieren verschiedene formalisierte Verfahren, die die einzelnen Umweltwirkungen unterschiedlich gewichten und aggregieren, wie z. B. der Eco-indicator (Goedkoop 1995) – im Extremfall bis hin zu eindimensionalen Ökopunkten (Ahbe et al. 1990). Statt einer formalisierten Bewertung kann ebenso eine verbal-argumentative Interpretation der Ergebnisse vorgenommen werden.

### 2.1 Integration nachwachsender Rohstoffe in landwirtschaftliche Stoffstromanalysen

Ergänzend zu den Prinzipien für die Durchführung von landwirtschaftlichen Stoffstromanalysen (vgl. Möhlmann et al. 2000) kommen bei der Analyse nachwachsender Industrie-

rohstoffe weitere Kriterien hinzu. Ein wichtiger Aspekt der Bewertung von nachwachsenden Rohstoffen ist die Versorgungslage mit Nahrungsmitteln, die eine regional differenzierte Bewertung erfordert. Im globalen Maßstab bleibt festzustellen, dass es Regionen mit ausgeprägter Mangel- bzw. Unterernährung gibt, während innerhalb der Europäischen Union für die Beseitigung von Nahrungsmittelüberschüssen und die gezielte Stilllegung von landwirtschaftlichen Nutzflächen jährlich Subventionen in Milliardenhöhe veranschlagt werden. Grundsätzlich lässt sich aus ethisch-moralischer Sicht der Anbau von Industrierohstoffen nur bei ausreichender Nahrungsmittelversorgung verantworten. Dieser Bewertungsmaßstab geht dabei weit über eine rein ökologische Bilanzierung hinaus.

Diese Studie geht von folgenden Voraussetzungen aus:

- Der Anbau des Hanfs erfolgt in Mitteleuropa.
- Diese Region ist durch Nahrungsmittelüberschüsse gekennzeichnet, so dass derzeit keine Nutzungskonkurrenz besteht.
- Diese Bewertung des Faserpflanzenanbaus aus sozioökonomischer sowie gesellschaftspolitischer Sicht stellt aber nur eine Momentaufnahme dar und bedarf der regelmäßigen Überprüfung

Bei der Betrachtung komplexer Wertschöpfungsketten mit landwirtschaftlichen Produktionsverfahren in den Vorketten – dieser Fall ist bei der vorliegenden Bewertung von Fahrzeugkomponenten mit einem Anteil nachwachsender Rohstoffe gegeben – ist die reine Analyse der flächenbezogenen Aufwendungen ausreichend, da durch den Wechsel der landwirtschaftlichen Bilanzierung auf die Bezugsbasis 'Ertrag/ha' (vgl. Hansen et al. 2001) die Auswirkungen auf die Bilanz über den gesamten Produktlebensweg vernachlässigbar sind.

Die besonderen ökosystemaren Wechselwirkungen der Agrarproduktion machen es notwendig, einen Blick auf die Umweltwirkungen durch den Faserpflanzenanbau zu werfen. Für die Saldierung der anbaubedingten Umweltwirkungen erfolgen jeweils Betrachtungen der einzelnen

**Tabelle 3:** Spezifikation der Verkleidungsbauteile aus Hanfaserverbund und ABS

	Hanfaserverbundwerkstoff	ABS-Spritzguss
Gewicht des Grundträgers	820 g	1125 g
Bestandteile	Hanfasern 66%	ABS-Granulat (primär)
	Epoxidharz & Härter 34%	

Fruchtarten auf der Basis verschiedener landwirtschaftlicher Betriebsanalysen mit standorttypischen Fruchtfolgen (Hansen et al. 2001, Heuer und Flake 2001, Heilmann und Flake 2001). Die Darstellung erfolgt ausschließlich für die inputseitigen Aufwendungen mit Bezug auf die Ackerfläche (ha), auf eine Allokation der Stoff- und Energieflüsse in Abhängigkeit der Erträge zur Darstellung räumlicher und produktionstechnischer Variabilität wird hier verzichtet. In Abb. 2 werden die Ergebnisse der Teillebenswege der landwirtschaftlichen Produktion bis zum Übergang des Rohertrages zum Erstverarbeiter (Landhandel, Faseraufbereitung, Zuckerfabrik), bzw. bis zur nachfolgenden Grundbodenbearbeitung bei den Brachevarianten dargestellt. Als Vergleichsbasis wird diejenige Fläche gewählt, die notwendig ist, um für die Produktion einer Audi A3-Seitenverkleidung bei mittleren Flachsfasererträgen ausreichend Fasermaterial zu liefern. Sie beläuft sich auf etwa 11 m<sup>2</sup> (Flake et al. 2000). Stellt man dann die notwendigen Energie- und Stoffaufwendungen zusammen, die sich auf dieser Fläche bei mitteleuropäischem Marktfruchtanbau ergeben (Winterweizen/WW, Wintergerste/WG, Zuckerrüben/ZR) oder aus den von der EU vorgeschlagenen Stilllegungsmaßnahmen bzw. dem Anbau anderer nachwachsender Rohstoffpflanzen (hier: Öllein) resultieren, so erhält man das folgende Bild: Beim Vergleich der Faserpflanzen untereinander zeigen sich deutlich höhere energetische Aufwendungen und damit verbunden ein erhöhtes Treibhauspotential (GWP) der mitteleuropäischen Anbausysteme gegenüber der extensiven Faserproduktion bei Jute und Sisal. Gründe sind ausschließlich im Bereich der Produktionstechnik (Maschineneinsatz, Düngemittel) zu suchen. Die Umweltwirkungen des Ölleinbaus als weitere Variante des Anbaus nachwachsender Rohstoffe innerhalb der EU bewegen sich für alle Indikatoren im gleichen Bereich wie bei Flachs und Hanf. Da die Bestandes-

führung dieser Kulturen recht ähnlich ist, treten Unterschiede vor allem in der Erntetechnik und den Nachernteverfahren auf.

Gegenüber den hier dargestellten Marktfrüchten (Hansen et al. 2001) haben die Faserpflanzen Flachs und Hanf deutliche Vorteile hinsichtlich der Stoff- und Energieumsätze und der umweltrelevanten Emissionen. D.h. im Rahmen der ökologischen Bilanzierung könnten unter der Annahme der Substitution von Marktfrüchten (vorzugsweise Getreide) durch Faserpflanzen Gutschriften für den Faseranbau zugeteilt werden. Im Rahmen dieser Studie wird auf dieses durchaus praktizierte Verfahren (z.B. Kaltschmitt und Reinhardt 1997) verzichtet, da in verschiedenen Anbausystemen (reiner Marktfruchtbetrieb, Ackerfutterbau, Veredelungsbetrieb) ganz unterschiedliche Fruchtfolgeglieder ersetzt werden könnten, wodurch eine exakte Quantifizierung der Gutschriften nur mit überproportional hohem Aufwand erreichbar wäre. Außerdem bleibt dabei die Frage der Aussagekraft der output-orientierten Bilanzierung bezüglich der Schwankungen in der Ertragshöhe und Qualität unbeantwortet. Für die Gesamtfragestellung ist der Einfluss der Vorkette 'Landwirtschaftliche Produktion' nur gering, so dass eine derart differenzierte Betrachtung mit Einbeziehung mengenbezogener und monetärer Allokationsregeln hier nicht notwendig ist.

Eine Besonderheit erbringt der Vergleich mit den Flächen, die durch EU-Maßnahmen aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen werden – hier dargestellt durch die zwei Varianten Selbstbegrünung und Gras-Klee-Mischung. Diese Anbauvarianten sind unter den mitteleuropäischen Verhältnissen hinsichtlich der Aufwendungen und der Emissionen mit Bezug auf die Ackerfläche ökologisch am besten zu bewerten. Verändert man für die Grünbrachen allerdings die Bezugsbasis auf eine ertragsbezogene Zuordnung der Um-

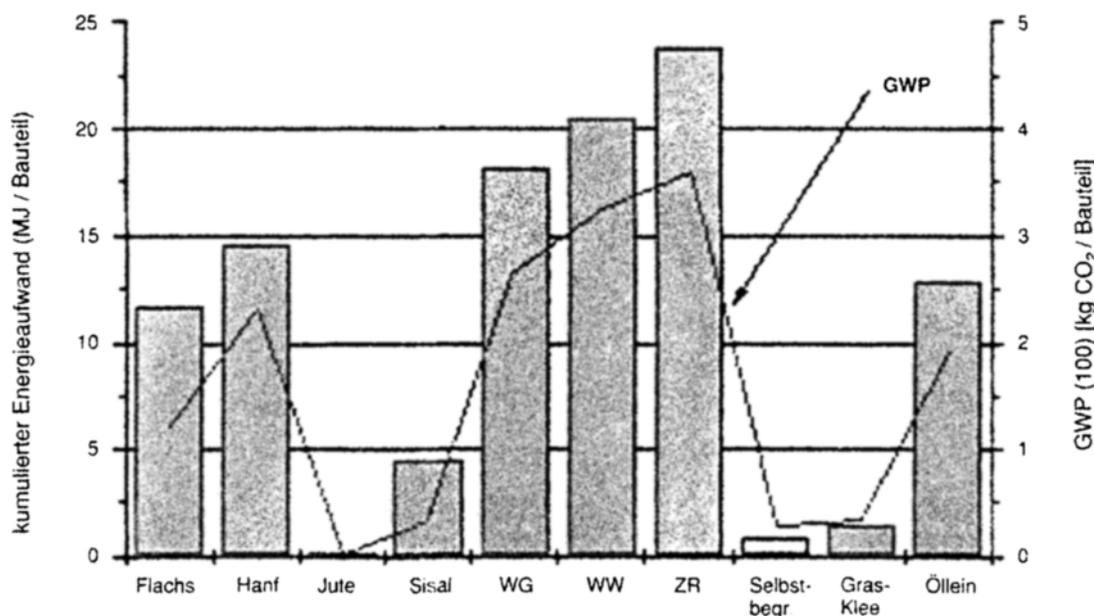


Abb. 2: Energiebedarf und Treibhauseffekt pro Verkleidungsbauteil für den Anbau der Faserpflanzen sowie der Referenzfrüchte (WG: Wintergerste, WW: Winterweizen, ZR: Zuckerrüben und Stilllegungsvarianten)

weltwirkungen, so stehen inputseitige Verbräuche und Emissionen einem Nullertrag gegenüber – abgesehen von positiven Effekten auf die Bodenfruchtbarkeit und den Naturhaushalt, die aber in ökologischen Bilanzierungen bislang gar nicht oder nur qualitativ berücksichtigt werden. Die Anwendung des Gutschriftenverfahrens für den Faserpflanzenanbau in Europa würde also bei Berücksichtigung der Gut- bzw. Lastschriften (Bezug auf die Ackerfläche) für die beiden Hauptnutzungsvarianten 'Marktfruchtbau' bzw. 'Stilllegung' zu einem wechselseitigen Ausgleich führen.

## 2.2 Bewertungsverfahren Eco-Indicator 95

Der Eco-indicator wurde in einem Projekt von der niederländischen Firma PRé (Product Ecology Consultants) in Zusammenarbeit mit den Firmen Philips, NedCar, Océ, Schuurink, verschiedenen Universitäten sowie externen Beratern mit dem Ziel entwickelt, ein Maß für die Umweltauswirkungen von Produkten oder Prozessen zu finden, das sich in Form einer einzigen Zahl ausdrücken lässt. Der Zielvorstellung zur Entwicklung des Eco-indicator ging die Erkenntnis voraus, die Komplexität von Ökobilanzen zu reduzieren und ein klares, interpretierbares Ergebnis zu liefern. Als Grundlage und zur Erleichterung weiterer Ökobilanzen wurde für über 100 häufig benutzte Materialien und Prozesse der Eco-indicator von der Projektgruppe bereits berechnet. Gründe für die Anwendung dieses Verfahrens sind dessen gute Transparenz und Praktikabilität sowie der Anspruch des Eco-indicator 95, die Bewertung konsequent auf naturwissenschaftlicher Basis vorzunehmen.

Ausgangspunkt für die Berechnung sind die Ergebnisse der Wirkungsbilanz, wobei für den Eco-indicator nur Outputmaterialien bewertet werden. Es werden nur Effekte bewertet, die sich negativ auf die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme im europäischen Maßstab auswirken. Die vom Umweltbundesamt (1995) berücksichtigten Kategorien Rohstoff- und Flächenverbrauch (Deponien) sowie lokale Effekte (z.B. Lärmbelastung) finden keine Berücksichtigung. Human- und Ökotoxikologie werden im Eco-indicator 95 in die Kategorien Wintersmog, Sommersmog, Pestizide, Karzinogene und Schwermetalle aufgeteilt und beschrieben – diese Kategorien sind nicht identisch mit dem Vorschlag des Umweltbundesamtes (1995).

### Beschreibung der Wirkungskategorien des Eco-indicator 95

**Treibhauseffekt.** Die Quantifizierung der zum Treibhauseffekt beitragenden Klimagase erfolgt über das Global Warming Potential (GWP). Der GWP-Wert bezeichnet die Strahlungswirkung einer bestimmten Menge eines Stoffes in Relation zur Wirkung derselben Menge des als Referenzgröße gewählten  $\text{CO}_2$ . Da der GWP-Wert neben dem Strahlungseinfluss von der Verweilzeit des Gases in der Atmosphäre abhängig ist, muss ein zeitlicher Rahmen gewählt werden, für den der Vergleich mit  $\text{CO}_2$  Gültigkeit haben soll. Der gängige Zeithorizont umfasst 100 Jahre ( $\text{GWP}_{100}$ ). Zu

den wichtigsten Treibhausgasen gehören:  $\text{CO}_2$ , FCKW,  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$ .

**Zerstörung der Ozonschicht.** Zu den bisher identifizierten ozonabbauenden Gasen zählen in erster Linie FCKW sowie persistente Chlor- und Bromkohlenwasserstoffe, die in der 'Liste von Montreal' und dem Londoner Zusatzprotokoll festgelegt sind (Heijungs et al. 1992, UBA 1995). Ihre Quantifizierung erfolgt über das Ozonabbaupotential (ODP = Ozon Depletion Potential). Als Referenzsubstanz dient  $\text{CFCl}_3$  (Trichlorfluormethan, FCKW 11) mit dem ODP von 1. Quelle für die ODP<sub>i</sub> der Substanzen ist die World Meteorological Organization 1991 (Heijungs et al. 1992). Wichtige ozonabbauende Stoffe sind FCKW,  $\text{CF}_3\text{Br}$ ,  $\text{CF}_2\text{BrCl}$ ,  $\text{CCl}_4$ ,  $\text{CF}_4$ ,  $\text{C}_2\text{F}_6$  und  $\text{N}_2\text{O}$ . Für  $\text{N}_2\text{O}$  wurde jedoch noch kein ODP-Charakterisierungswert ermittelt, es kann daher in dieser Wirkungskategorie keine Berücksichtigung finden.

**Versauerung.** Die Versauerung als Folge der Fähigkeit von Stoffen, Protonen abzuspalten bzw. durch die Reaktion mit Wasser in Säuren überzugehen, wird ausgedrückt als Versauerungspotential (AP = Acidification Potential) in  $\text{SO}_2$ -Äquivalenten ( $\text{SO}_2$  mit AP = 1). Zur Versauerung beitragende Stoffe sind  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{HCl}$  und  $\text{HF}$ .

**Eutrophierung.** Über die Behandlung von Eutrophierungs- und Sauerstoffzehrungspotential konnte noch kein Konsens gefunden werden. Vorerst werden beide Potentiale zusammengefasst. Das Eutrophierungspotential (NP = Nutrification Potential) wird in Phosphatäquivalenten (NP von  $\text{PO}_4^{3-}$  = 1) berechnet. Wichtige zur Eutrophierung beitragende Nährstoffe sind  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{N}$  und  $\text{PO}_4^{3-}$ .

**Sommersmog.** Die Entstehung von Sommersmog ist auf die Bildung von Photooxidantien zurückzuführen, deren Maß mit Hilfe von POCP-Werten (= Photochemical Ozone Creation Potential) abgeschätzt wird. Bezugsgröße ist der Kohlenwasserstoff Ethen  $\text{C}_2\text{H}_4$ . Wichtige zum POCP beitragende Stoffe sind aliphatische, aromatische und chlorierte Kohlenwasserstoffe.

**Wintersmog.** Hauptursachen des besonders in Osteuropa verbreiteten Problems Wintersmog sind  $\text{SO}_2$  und Staubpartikel. Einheit der Kategorie Wintersmog sind  $\text{SO}_2$ -Äquivalente.

**Pestizide.** Die Wirkungskategorie Pestizide wird nach Goedkoop (1995) im Eco-indicator 95 durch die Menge der aktiven Substanzen (AS: Fungizide, Herbizide, Insektizide) beschrieben.

**Schwermetalle.** Die Schwermetalle werden im Eco-indicator 95 als Blei-Äquivalente (Pb) quantifiziert.

**Karzinogene.** Die karzinogenen Substanzen werden durch polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAH's) charakterisiert, die hauptsächlich zu dieser Wirkungskategorie beitragen. Referenzgröße mit dem PAH-Äquivalent von 1 ist Benzo(a)pyren.

Das Verfahren des Eco-indicator 95 gliedert sich in drei Schritte: die Normierung (normalisation), die Gewichtung

(evaluation) und die Aggregation (aggregation). Einen Überblick über den Verfahrensablauf gibt das Schema in Abb. 3. Eine genaue Beschreibung des Verfahrens findet sich bei Goedkoop (1995).

**Schritt 1: Normierung**

Heijungs et al. (1992) gehen davon aus, dass der Beitrag eines Produktes zu einem Effekt (Wirkungskategorie) mit dem Beitrag verbunden ist, der von einer Gesellschaft über eine gegebene Zeitspanne zu derselben Kategorie hervorgehoben wird. Der Normierungsfaktor ergibt sich dann aus dem Verhältnis zwischen dem jeweiligen Effekt und dem Gesamteffekt über den Zeitraum. Für die Normierung beim Eco-indicator 95 wurde in Anlehnung an Heijungs et al. (1992) ein Faktor entwickelt, der die Umwelteinflüsse pro Einwohner in Europa über 1 Jahr beinhaltet (siehe Tab. 4).

**Schritt 2: Gewichtung**

Um eine Aussage über die Bedeutung der einzelnen Effekte zu bekommen, wird eine Gewichtung vorgenommen (ein kleiner Effekt kann durchaus eine große Wirkung haben – z.B. sind die Werte für den Effekt 'Pestizide' sehr niedrig, mit dem Gewichtungsfaktor von 25 wird ihnen aber neben dem 'Ozonabbau' höchste Priorität eingeräumt; vgl. Tab. 4).

In die Bestimmung von Gewichtungsfaktoren fließen neben wissenschaftlichen Kriterien auch immer subjektive und

politische Sichtweisen ein. Das Konzept, dem der Eco-indicator 95 folgt, ist das sogenannte 'Distance to Target'-Prinzip. Es besagt, dass die Bedeutung eines Effektes in Bezug auf die Distanz zwischen der gegenwärtigen Höhe des Effektes ( $N_i$ ) und einem Ziellevel  $T_i$  bewertet wird (siehe Gleichung 1):

$$W_{DTi} = \frac{N_i}{T_i} \tag{Gl. 1}$$

mit:

$W_{DTi}$  = Gewichtungsfaktor für den Effekt i (Distance to Target-Faktor)

$N_i$  = aktueller Gesamteffekt i (Normierungsfaktor)

$T_i$  = Zielwert für den Effekt i

**Schritt 3: Aggregation**

Unter Einbezug der Normierungs- und Gewichtungsfaktoren erfolgt die Aggregation nach folgender Gleichung (siehe Gleichung 2):

$$I = \sum \frac{E_i}{N_i} \cdot \frac{N_i}{T_i} = \sum \frac{E_i}{N_i} \cdot W_{DTi} \tag{Gl. 2}$$

mit:

$I$  = Indikatorwert (Eco-indicator 95)

$E_i$  = Beitrag eines Produktes zu dem Effekt i

Zur Bestimmung des Zielwertes  $T_i$  wählt Goedkoop (1995) einen naturwissenschaftlichen Ansatz. Dafür stehen mehrere Alternativen zur Verfügung, nämlich Null als Zielwert, der sogenannte 'No effect level' (niedriger Wert ohne erfassbaren Schaden) oder ein 'Low damage level'. Als Ziel wird für den Eco-indicator 95 der 'Low damage level' festgelegt, d.h. dass der durch den Effekt verursachte Schaden erfassbar, aber begrenzt ist. Da nicht alle Effekte dieselbe Art von Schäden hervorrufen, werden drei verschiedene Schadenstypen definiert sowie Schadensschwellen gesetzt, deren Erreichen für die Erfüllung des Zielwertes steht (Tab. 5). Der Subjektivität bei der Wahl der Schadensschwellen, die sich automatisch auf die Ergebnisse der Gewichtung auswirkt, steht die explizite Formulierung gegenüber, die das Vorgehen transparent und nachvollziehbar macht.

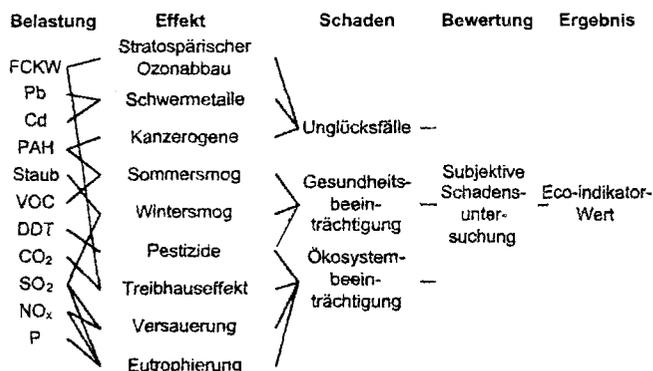


Abb. 3: Ablaufschema der Bewertungsmethode des Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995)

Tabelle 4: Wirkungskategorien, Normierungs- und Gewichtungsfaktoren der Umwelteffekte des Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995)

Wirkungskategorie	Einheit	Normierungsfaktor		Gewichtungsfaktor
		Europa	pro Kopf	
Treibhauseffekt	GWP kg	$6,5 \cdot 10^{12}$	$1,31 \cdot 10^4$	2,5
Zerstörung der Ozonschicht	ODP kg	$4,6 \cdot 10^8$	$9,26 \cdot 10^{-1}$	100
Versauerung	AP kg	$5,6 \cdot 10^{10}$	$1,13 \cdot 10^2$	10
Eutrophierung	NP kg	$1,9 \cdot 10^{10}$	$3,82 \cdot 10^1$	5
Sommersmog	POCP kg	$8,9 \cdot 10^9$	$1,79 \cdot 10^1$	2,5
Wintersmog	SO <sub>2</sub> equiv. kg	$4,7 \cdot 10^{10}$	$9,46 \cdot 10^1$	5
Pestizide <sup>a</sup>	AS kg	$4,8 \cdot 10^8$	$9,66 \cdot 10^{-1}$	25
Schwermetalle	Pb equiv. kg	$2,7 \cdot 10^7$	$5,43 \cdot 10^{-2}$	5
Karzinogene	PAH equiv. kg	$5,4 \cdot 10^6$	$1,09 \cdot 10^{-2}$	10

<sup>a</sup> in dieser Arbeit nicht berücksichtigte Wirkungskategorie

Tabelle 5: Beziehung zwischen den Effekten und den Schadenstypen sowie Schadensschwellen (Goedkoop 1995)

Schadenstyp	Schadensschwelle	Beitragender Effekt
Anzahl Todesfälle als Folge des Effektes	1 Todesfall pro 1 Million Einwohner pro Jahr	Zerstörung der Ozonschicht Schwermetalle (in der Luft) Pestizide Karzinogene
Gesundheitsbeeinträchtigung	Gesundheitliche Beschwerden als Folge von Smog-Perioden	Winter- und Sommersmog
Teilweise Zerstörung von Ökosystemen	5% Zerstörung von Ökosystemen	Treibhauseffekt Versauerung Eutrophierung Schwermetalle (im Wasser) Pestizide

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Kumulierter Energieaufwand KEA und Rohstoffverbrauch

Tabelle 6 enthält die Ergebnisse der vergleichenden Sachbilanz mit Art und Menge der aufgewendeten und entstehenden Stoffe sowie die Energieaufwendungen. Bezugs-

größe ist jeweils der Grundträger aus dem Hanffaserverbundwerkstoff bzw. aus ABS-Spritzguss.

Der auf der Inputseite aufgeführte Gesamtenergieverbrauch (KEA Gesamt) wird außerdem in Abb. 4 nach Lebenswegabschnitten getrennt dargestellt, während von den Output-

Tabelle 6: Sachbilanzen der Grundträger aus Hanffaser-Epoxid-Verbundwerkstoff (Hanf) und ABS-Spritzguss (ABS)

Inputströme			Outputströme		
Bauteil aus:	Hanf	ABS	Bauteil aus:	Hanf	ABS
<b>Rohstoffe in Lagerstätten</b>			<b>Abfälle</b>		
Energieträger			Abfälle zur Beseitigung (AzB)	0,19	0,19 kg
Erdgas	0,87	1,28 m <sup>3</sup>	Abfälle zur Verwertung (AzV)	0,01	0,03 kg
Erdöl	0,36	0,88 kg	<b>Emissionen (Luft)</b>		
Kohlen			Staub	6,96	4,25 g
Braunkohle	0,75	0,89 kg	Verbindungen, anorg.		
Steinkohle	0,32	0,43 kg	Ammoniak	0,54	0,01 g
<b>Nichtenergieträger</b>			Chlorwasserstoff	0,24	0,30 g
Mineralien			Distickstoffmonoxid	0,54	0,01 g
Kalkstein	0,30	0,03 kg	Fluorwasserstoff	0,01	0,04 g
Natriumchlorid	0,72	kg	Kohlendioxid	4,19	4,97 kg
Rohkali	0,43	kg	Kohlenmonoxid	2,14	4,45 g
Rohphosphat	0,04	kg	NOx	18,64	14,14 g
Schwefel	4,40	10 g	Schwefeldioxid	10,70	17,54 g
Talk		0,02 kg	<b>VOC</b>		
<b>KEA-Kumulierter Energieaufwand</b>			Methan	16,96	17,43 g
KEA (Kernenergie)	6	10 MJ	NMVOC	7,61	550 mg
KEA (Wasserkraft)	1	1 MJ	PAK		0,01 mg
KEA, fossil gesamt	65	120 MJ	<b>Emissionen (Wasser)</b>		
 			Phosphate (als P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,09	g
KEA, un spez.	1	1 MJ	Stickstoffverbindungen		
 			Ammonium	1,90	380,00 mg
KEA Gesamt	73	131 MJ	Nitrat	12,05	0,08 g
			Stickstoffverb., un spez.		0,11 g
			Verbindungen, organisch		
			Kohlenwasserstoffe, un spez.		0,08 g
			Phenole		0,01 g
			Verbindungen, org., gelöst		0,04 g
			<b>Produkte</b>		
			Schäben	1,80	kg
			Restfasern	0,40	kg
			Seitenverkleidung	1,00	1

materialien die Emissionen in Luft und Wasser dem Bewertungsverfahren des Eco-indicator 95 unterzogen werden (vgl. Abb. 5).

In den Herstellungsprozessen der Bauteile fallen auch Abfälle an, die im Eco-indicator 95 über die durch deren Beseitigung bzw. Abbau entstehenden Emissionen berücksichtigt werden. Da die Datenlage die Verfolgung der weiteren Abfallentsorgungswege nicht zulässt, werden die Abfälle in der Bilanz mengenmäßig aufgeführt und die verursachenden Prozesse benannt. Die Abfälle zur Beseitigung aus der Bilanz des Hanfträgerteils fallen zu 91% als Abraum im Herstellungsprozess des Epoxidharz-Härter-Gemisches an. Die restlichen 9% als Aschen und Schlacken entstammen der Strombereitstellung für die Energieversorgung der Fertigung. Die Abfälle zur Verwertung gehen zu 100% auf die Strombereitstellung zum Anlagenbetrieb zurück.

Der Vergleich des Abfallaufkommens aus der Herstellung des Hanf- und des ABS-Trägerteils ergibt übereinstimmende Beträge für die zu beseitigenden Abfälle. Beim ABS-Bauteil resultieren sie zu 75% aus dem ABS-Herstellungsprozess und zu 25% aus der Strombereitstellung für den Betrieb der Spritzgussmaschine. Beim Hanfträgerteil fallen die Abfälle zu 91% im Herstellungsprozess des Epoxidharz-Härter-Gemisches überwiegend als Abraum an und die restlichen 9% sind hauptsächlich Aschen und Schlacken und entstammen der Strombereitstellung. Die zu verwertenden Abfälle stammen wie bei der Herstellung des Hanfträgerteils aus der Energiebereitstellung zum Anlagenbetrieb. Der dreifach höhere Betrag an verwertbaren Abfällen für das ABS-Bauteil kommt also durch den höheren Energieverbrauch der Spritzgussanlage gegenüber dem der Anlage zur Hanfträgerfertigung zustande.

Abb. 4 gibt in Form des Indikatorwertes KEA einen Überblick über die Anteile und Höhe der primärenergetischen Aufwendungen an den einzelnen Lebenswegphasen zur Herstellung eines Bauteils aus Hanffasern. Der gesamte KEA beträgt 73 MJ/Bauteil. Knapp 78% (56,5 MJ) davon entfallen auf die Bereitstellung des Epoxidharzes und Härters, die wiederum zu ca. 70% von der Bereitstellung und dem Ver-

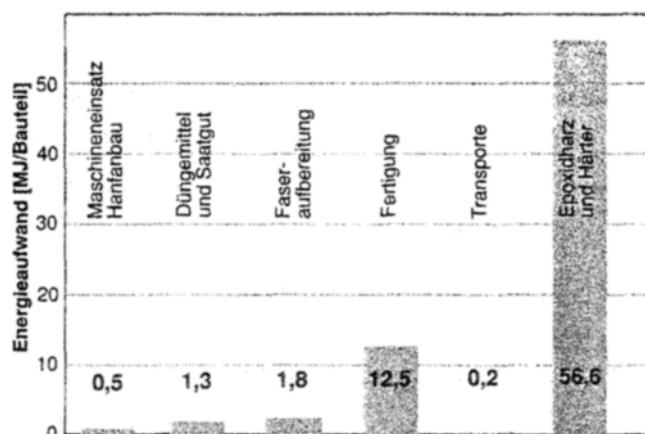


Abb. 4: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für die Herstellung des Hanfverbundstoffträgers aufgeteilt auf die Produktionsabschnitte

brauch der Energieträger (Erdgas, Erdöl, Kohle) und zu ca. 30% vom Rohstoffverbrauch bestimmt werden.

Der Energieverbrauch durch die Strombereitstellung (68%) zum Betrieb der Produktionsanlage bei der Fertigung und durch die Bereitstellung des Erdgases zum Betrieb der Presse (32%) ergeben einen Anteil von ca. 17% am KEA. Deutlich geringer ist der KEA für den Betrieb der Faseraufbereitungsanlage mit 2,5% des Gesamt-KEA. Insgesamt 2,5% oder 1,8 MJ/Bauteil umfassen die energetischen Aufwendungen für die landwirtschaftliche Produktion, die den Maschineneinsatz beim Hanfanbau und die Bereitstellung der Düngemittel und des Saatgutes beinhalten. Bezogen auf 1 ha Ackerfläche beträgt damit der KEA für Anbau und Ernte von Hanf 12,1 GJ. Ca. 68% des Energieaufwandes in der Landwirtschaft werden für die Düngemittelbereitstellung benötigt, 27% sind für die Bereitstellung und den Verbrauch von Dieselmotorkraft für die Landmaschinen zu veranschlagen. Die Höhe des KEA für die Transporte beträgt 0,2 MJ/Hanfträgerteil und ist somit nicht von Bedeutung.

Der Rohstoffverbrauch umfasst den Verbrauch an Energieträgern (Erdöl, Erdgas, Steinkohle und Braunkohle) sowie die mineralischen, nichtenergetischen Rohstoffe wie z.B. Kalkstein oder Schwefel. Der landwirtschaftliche Hanfanbau (Maschineneinsatz, Düngemittel und Saatgut) hat einen Anteil von ca. 16% am Gesamtrohstoffverbrauch, 97% davon entfallen auf die Bereitstellung der Düngemittel, wovon wiederum 93% mineralische, nichtenergetische Rohstoffe ausmachen. Der Anteil der nichtenergetischen Rohstoffe für die Düngemittelbereitstellung in der Gesamtbilanz beträgt ca. 31%. Die prozentualen Anteile des Rohstoffverbrauches der Bereiche Faseraufbereitung (1,4%) und Transporte (0,1%) entsprechen mit nur geringen Abweichungen denen des KEA und sind in der Gesamtbilanz vernachlässigbar gering.

### 3.2 Bewertung der Emissionen mit dem Eco-indicator 95 für das Hanfbauteil

Die Ergebnisse der Bewertung mit dem Eco-indicator 95 (vgl. Abb. 5) zeigen eine ähnliche Aufteilung für die einzelnen Lebenswegabschnitte, wie sie auch bei der Auswertung des KEA und des Rohstoffverbrauches ermittelt werden. Die durch die Bereitstellung des Epoxidharz-Härter-Gemisches verursachten Emissionen dominieren. Sie erreichen mit 71% von den insgesamt  $4,8 \cdot 10^{-3}$  Eco-indicator-Punkten die höchsten Werte. Das Versauerungspotential spielt dabei mit 46% die größte Rolle. Es wird in erster Linie durch die Emissionen von  $\text{NO}_x$  und  $\text{SO}_2$  hervorgerufen. Des Weiteren tragen die Kategorien Wintersmog zu 22%, Treibhauseffekt zu 15% sowie Eutrophierung mit 9,5% zu den Eco-indicator-Punkten von 'Epoxidharz u. Härter' bei. Der Wintersmog wird hauptsächlich durch Staub und  $\text{SO}_2$  verursacht, zum Treibhauseffekt tragen im wesentlichen  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  bei und die Eutrophierung wird in erster Linie durch  $\text{NO}_x$  hervorgerufen. Die Emissionen sind mit Ausnahme des Staubes in allen Wirkungskategorien zu 90% auf die Bereitstellung und

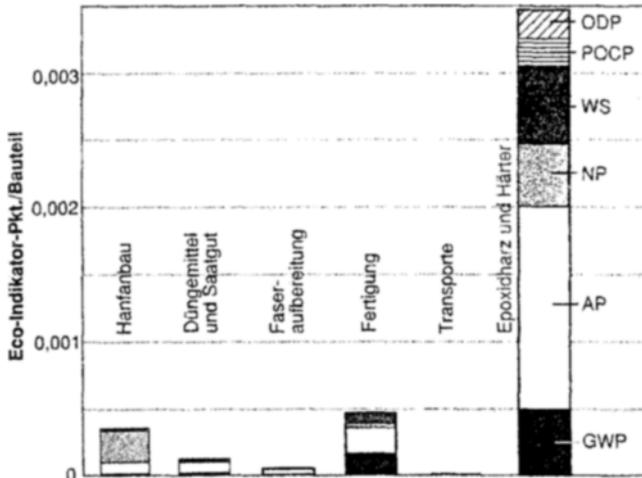


Abb. 5: Bewertung der Hanfträgerherstellung mit dem Eco-indicator 95 (Ozonzerstörungspotential ODP; Sommersmog POCP; Wintersmog WS; Eutrophierung NP; Versauerung AP; Treibhauseffekt GWP)

den Verbrauch der Energieträger Erdöl, Erdgas und Kohle zurückzuführen.

### 3.3 Vergleich der Bauteile

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) zur Herstellung einer Autoseitenverkleidung aus ABS-Spritzguss beträgt 131 MJ (vgl. Tab. 6). Davon entfallen 81% auf die Herstellung des ABS-Granulates und 19% auf die Strombereitstellung für den Betrieb der Spritzgussmaschine. Die Herstellung des Bauteils aus ABS benötigt 58 MJ mehr Energieaufwand als die aus dem Hanffaser-Epoxidharzverbund.

Der Gesamtrohstoffverbrauch für die Herstellung des Bauteils aus ABS ist mit 3,5 kg/Bauteil nur ca. 7% höher als bei der Herstellung aus dem Verbundwerkstoff. Betrachtet man den Rohstoffverbrauch jedoch differenziert nach der Aufwandmenge an Energieträgern (Erdöl, Erdgas, Steinkohle, Braunkohle) und an nichtenergetischen Rohstoffen, zeigt sich, dass das Verhältnis des Energieträgerbedarfes vom ABS zum Hanfteil in etwa den Relationen beim KEA entspricht. Der Bedarf an Energieträgern für das Hanfteil beträgt knapp die Hälfte der Aufwendungen (48%) für das ABS-Teil. Demgegenüber nimmt der Anteil der nichtenergetischen Rohstoffe für das ABS-Teil nur ca. 4% des Aufwandes für das Hanfteil ein. Die nichtenergetischen Rohstoffe für das Hanfteil (Rohkali, Kalkstein und Rohphosphat) werden zu ca. 31% für die Aufwendungen zur Bereitstellung der Düngemittel und zu ca. 68% für das Epoxidharz-Härter-Gemisch verbraucht.

Der Vergleich der Bewertung der Outputflüsse des ABS- und des Hanfbauteils ergibt eine Differenz in der Absolutpunktzahl des Eco-indicators von ca. 8% zugunsten des Hanfteils. Die größte Bedeutung hat bei beiden Bauteilvarianten das Versauerungspotential mit 47% (ABS-Bauteil) bzw. 45% (Hanfbauteil).

Der Beitrag zum Versauerungspotential beim ABS-Teil resultiert hauptsächlich aus den Emissionen von NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>,

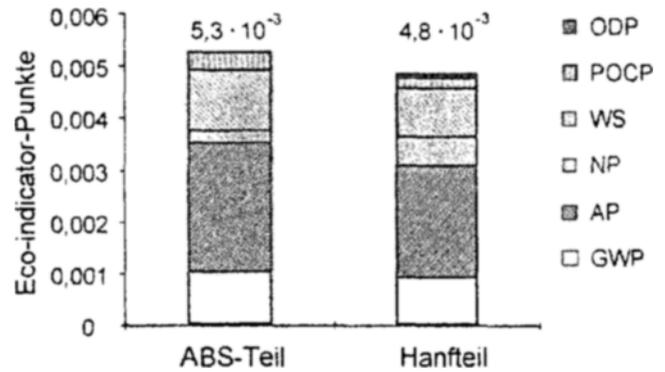


Abb. 6: Vergleichende Bewertung mit dem Eco-indicator 95 (Abkürzungen siehe Abb. 5)

die zu 73% der ABS-Herstellung und zu 27% der Strombereitstellung für den Betrieb der Spritzgussmaschine entstammen. Für die Kategorien Wintersmog und Treibhauseffekt, mit einem Anteil von 22% bzw. 19,5% der Eco-indicator-Punkte, tragen beim Wintersmog hauptsächlich Staub und SO<sub>2</sub> und beim Treibhauseffekt maßgeblich CO<sub>2</sub> und Methan bei.

Im Gegensatz zum Hanfteil treten bei der Herstellung des ABS-Teils keine Stoffe auf, die zum Ozonzerstörungspotential beitragen. Der Anteil dieses Effektes an den Eco-indicator-Punkten des Hanfteils ist mit 2% sehr gering. Er wird durch Fluorchlorkohlenwasserstoffe verursacht, die zu 100% aus dem Herstellungsprozess des Epoxidharz-Härter-Gemisches stammen.

Der ca. zweifach höhere Beitrag des Eutrophierungseffektes beim Hanfbauteil (ca. 12% der Eco-indicator-Punkte) gegenüber dem des ABS-Bauteils (ca. 5% der Eco-indicator-Punkte) ist auf den Düngemiteleinsatz im Hanfanbau zurückzuführen. Ursache für die Eutrophierung beim ABS-Teil sind zu ca. 90% NO<sub>x</sub>-Emissionen bei der ABS-Herstellung.

### 3.4 Szenarien zur Ertragsentwicklung und Transportvariation

Die Abweichungen der energetischen Aufwendungen zum Grundszenario (mittlerer Ertrag) über die gesamte Bilanz betragen bei minimalem Hanfstrohertrag +1,5% und bei maximalem Ertrag -0,5%, sind also marginal. Im Gesamtrohstoffverbrauch sind die Auswirkungen etwas höher, da im Zusammenhang mit dem Düngemittelbedarf der Anteil der mineralischen, nichtenergetischen Rohstoffe um 19% steigt (Minimalertrag) bzw. um 6% sinkt (Maximalertrag). Der Gesamtrohstoffbedarf beträgt -3% bei maximalem Ertrag und +9% bei minimalem Ertrag. In ähnlichen Schwankungsbreiten bewegt sich die Höhe der Eco-indicator-Punkte zwischen -2% (Maximalertrag) bzw. +7% (Minimalertrag) (Abb. 7).

Das Szenario zu den Transportentfernungen basiert auf der Annahme, dass 30% des Hanfstrohs zur vollen Auslastung der Faseraufbereitungsanlage über eine Strecke von 300 km anstatt 30 km beim regionalen Anbau transportiert werden.

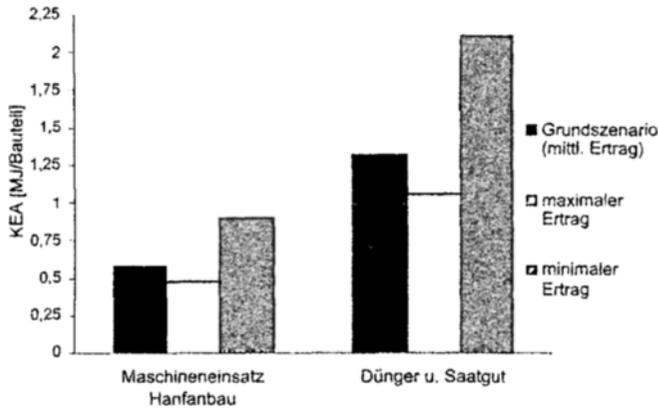


Abb. 7: Kumulierter Energieaufwand für verschiedene Ertragsszenarien

Für den Bereich der Transporte erhöht sich der KEA um ca. 180% gegenüber dem Grundscenario von 0,13 auf 0,36 MJ/Bauteil. Vergleichbare prozentuale Abweichungen ergeben sich für den Rohstoffverbrauch. Die Annahme langer Transporte vom Landwirt zur Faseraufbereitung führen zu einem Anteil von ca. 64% am KEA der gesamten Transportaufwendungen in der Bilanz gegenüber 37% im Grundscenario. Die hohen Differenzen in den Eco-indicator-Punkten (337%) sind insbesondere durch die erhöhten CO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen begründet, die wesentlich zum Treibhauseffekt bzw. zur Versauerung beitragen.

**3.5 Erweiterte Lebenswegbetrachtung (Nutzungs- und Entsorgungsphase) des Verkleidungsbauteils**

Werden die Bilanzgrenzen über die eigentliche Produktion hinaus erweitert, können einzelne Ergebnisse der Bilanz ein anderes Gewicht bekommen. Aus dem Einsatz der unterschiedlichen Materialien ergeben sich infolge von Gewichts-differenzen auch Auswirkungen auf die Nutzungsphase eines PKW. Der Kraftstoffverbrauch eines PKW beträgt während der Nutzungsphase 80% des gesamten Energieverbrauchs für seine Herstellung, Nutzung und Entsorgung (Schweimer und Schuckert 1996). Die Angaben zum Einsparpotential durch Gewichtsverringering weisen eine hohe Schwankungsbreite (0,15–1,0 l/(100 kg · 100 km)) auf. Der Quotient für die Verbrauchsreduktion aus dem New European Driving Cycle (NEDC) wird für benzinbetriebene Fahrzeuge mit 0,34–0,48 l/(100 kg · 100 km) und für Dieselfahrzeuge mit 0,29–0,33 l/(100 kg · 100 km) angegeben (Eberle und Franze 1998).

Im Sinne einer Screening-LCA (Fleischer und Schmidt 1997) wurden Nutzungsphase und Entsorgungsmöglichkeiten für PKW untersucht und die Umweltrelevanz anhand des KEA dargestellt (Abb. 8). Die erweiterte Analyse basiert auf folgenden Annahmen:

- Fahrleistung während der Nutzungsphase 200.000 km (14 Jahre),
- Annahme von Reduktionsquotienten für benzinbetriebene Fahrzeuge: 0,3 l/(100 kg · 100 km) für leichte Fahrzeuge

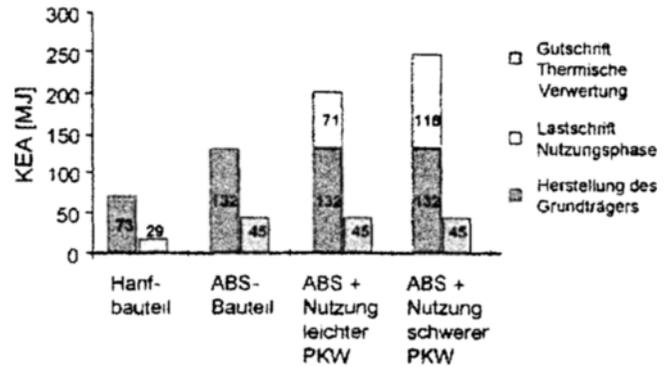


Abb. 8: KEA für die Grundträger bei Einbeziehung der Nutzungs- und Entsorgungsphase

(unterer Grenzwert), 0,5 l/(100 kg · 100 km) für schwere Fahrzeuge (oberer Grenzwert),

- Gewichtsreduktion durch den Hanfträger gegenüber der ABS-Variante 300 g pro Bauteil (entspricht 600 g pro Fahrzeug),
- Thermische Verwertung der Grundträger als Entsorgungsvorgehen.

Über den gesamten Lebensweg eines Fahrzeuges mit einer Fahrleistung von 200.000 km resultiert pro Bauteil ein um 3 l (schwerer PKW) bzw. 1,8 l (leichter PKW) reduzierter Kraftstoffverbrauch, wobei der Kraftstoffmeherverbrauch den Bauteilen aus ABS-Spritzguss angelastet wurde. Die thermische Verwertung als Entsorgungsoption ergibt für den Hanfgrundträger einschließlich der in der Produktion entstehenden Pressränder eine energetische Gutschrift von ca. 29 MJ und für den Träger aus ABS-Spritzguss von ca. 45 MJ. Insgesamt ergibt sich für den KEA bezogen auf einen Hanfträger ein positiver Bilanzsaldo von 114 MJ für einen leichteren PKW und von 161 MJ für einen schwereren PKW.

Wird also die Kraftstoff- und damit Energieersparnis durch den Einsatz des leichteren Hanfbauteils in die Betrachtung einbezogen – so sind die Unterschiede in den Bauteilbilanzen deutlich größer.

**4 Diskussion und Ausblick**

Die Ökobilanz auf der Basis von Stoffstromanalysen hat sich in dieser Arbeit als geeigneter methodischer Ansatz erwiesen, um die durch die Herstellung eines Produktes verursachten ökologischen Auswirkungen zu erfassen. Für die Entscheidung zugunsten der Etablierung einer Produktlinie sind häufig ökonomische und soziale Aspekte ausschlaggebend, für die Verwendung landwirtschaftlicher Erzeugnisse die markt- und agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Insbesondere die Neukonstituierung von Produkten aus Hanffasern bedarf einer ausreichend hohen Wertschöpfung und eines gesicherten Absatzmarktes der Fasern für die Landwirte und für die faseraufbereitende Industrie. Das Produkt muss auch wirtschaftlich mit funktionell äquivalenten Erzeugnissen konkurrieren können. Als Erweiterung der Ökobilanz soll-

ten daher im Sinne einer ganzheitlichen Bilanzierung neben den ökologischen Auswirkungen und der technischen Eignung auch wirtschaftliche Aspekte einbezogen werden. Ein wichtiges Problemfeld wird in dieser Arbeit mit der Abschätzung des Einflusses der Nutzungs- und Entsorgungsphase auf die Bilanz aufgezeigt. In weitergehenden Untersuchungen sollten diese Lebenswegabschnitte einbezogen und detaillierter untersucht werden. Interessant wäre – besonders im Hinblick auf die geringen Unterschiede der beiden Bauteile in den Eco-indicator-Punkten – auch eine vollständige Lebenswegbetrachtung unter Berücksichtigung der entstehenden Emissionen.

Das Aufzeigen von Optimierungspotentialen bei der Herstellung der Seitenverkleidung aus dem Hanffaser-Epoxidharzverbund ist eine wichtige Zielsetzung dieser Arbeit. Infolge der Umweltwirkungen durch den Einsatz des Epoxidharz-Härter-Gemisches scheint eine ökologische Optimierung des Bauteils durch Substitution dieser Matrix möglich. Der Einsatz eines Naturfaserverbundwerkstoffes auf der Basis von Naturfasern (z.B. Hanf, Flachs, Ramie), die in eine sogenannte Biopolymermatrix eingebettet sind (Riedel et al. 1997), wäre eine zu untersuchende Alternative. Bei den Biopolymeren handelt es sich um organische Makromoleküle, die aus nachwachsenden Rohstoffen wie Zuckerrüben, Kartoffeln, Mais oder Cellulose gewonnen werden. Untersuchungen der technischen Eigenschaften haben die prinzipielle Eignung dieses Werkstoffes zur Herstellung von Autoseitenverkleidungen bestätigt. Auf der Basis der mit der vorliegenden Ökobilanz geschaffenen Datengrundlage können in weiterführenden Analysen die ökologischen Auswirkungen, die sich z.B. durch den Einsatz einer 'neuen' Matrix ergeben, untersucht werden. Insbesondere die Umsetzung in einem Stoffstromnetz ermöglicht durch den modularen, übersichtlichen Aufbau eine relativ unkomplizierte Weiterbearbeitung. Einzelne Prozesse können je nach Detaillierungsgrad erweitert oder durch die Änderung von Parametern an wechselnde Bedingungen angepasst werden. Die Teilergebnisse der einzelnen Lebenswegphasen, z.B. der Faseraufbereitung, können auch zum Vergleich mit anderen Aufbereitungs- oder Anbauverfahren herangezogen werden. Bei Einsatz einer Matrix, die mit geringeren stofflichen und energetischen Aufwendungen hergestellt werden kann, bekommen möglicherweise die Lebenswegphasen der Transporte, der Faseraufbereitung und des Hanfanbaus einen höheren Stellenwert in der Bilanz. Der hohe Detaillierungsgrad dieser Prozesse im Stoffstromnetz erlaubt die Untersuchung von Optimierungspotentialen in diesen Bereichen, wofür mit den durchgeführten Sensitivitätsanalysen bereits eine Grundlage geschaffen worden ist. Andererseits ist für weiterführende Arbeiten zu prüfen, inwiefern diese mit derselben Detailtreue durchgeführt werden müssen.

## Literatur

- Ahbe S, Braunschweig A, Müller-Wenk R (1990): Methodik der Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. BUWAL-Schriftenreihe Umwelt 133, Bern
- Boustead I (1997): Co-polymers of acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) and styrene-acrylnitrile (SAN). Eco-profiles of the European plastics industry. Report 11: APME, Brüssel
- Eberle R, Franze HA (1998): Modelling the use phase of passenger cars in LCI. Society of Automotive Engineers, Total Life Cycle Conference, Warrendale, USA, Proceedings: 139-148
- Enquete-Kommission ‚Schutz des Menschen und der Umwelt‘ des dt. Bundestages (Hrsg) (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn
- Flake M, Fleißner T, Hansen A (2000): Ökologische Bewertung des Einsatzes nachwachsender Rohstoffe für Verkleidungskomponenten im Automobilbau. Landschaftsökologie und Umweltforschung 34, Braunschweig
- Fleischer G, Schmidt WP (1997): Iterative Screening LCA in an Eco-indicator-Design Tool. Int. J. LCA 2 (1) 20-24
- Goedkoop M (1995): The Eco-indicator 95 – Final Report. NOH report 9523. PRE, Consultants, Amersfoort
- Hansen A, Heuer E, Flake M (2001): Stoffstromnetze für Fruchtfolgen: Analyse ausgewählter Marktfruchtfolgen niedersächsischer Ackerbaubetriebe. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 13 (1), 45-57.
- Heijungs R, Guinee JB, Huppes G (1992): Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide & Backgrounds, Centrum voor Milieukunde (CML), Leiden
- Heilmann J, Flake M (2001): Bewertung landwirtschaftlicher und industrieller Stoffströme: Produktlinienanalyse eines Naturharzöl-Imprägniergrundes – Vergleich verschiedener Bewertungsverfahren. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 13 (5)
- Heuer E, Flake M (2001): Stoffstromanalyse – ein Instrument zur Effizienzkontrolle von Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 13 (2), 117-128
- Kaltschmitt M, Reinhardt G (Hrsg) (1997): Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg und Sohn, Braunschweig/Wiesbaden
- Mastel K, Strolzenburg K, Seith B (1998): Untersuchungen zu pflanzenbaulichen, erntetechnischen und ökonomischen Fragen des Anbaus von Faser- und Körnerhanf. Informationen für die Pflanzenproduktion 7/1998, Forchheim
- Möhlmann H, Hansen A, Flake M, Richter O (2000): Stoffstromanalysen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren: Kopplung der technischen Systeme mit agrarökologischen Prozessen – Beitragsserie: Stoffstromanalysen landwirtschaftlich-industrieller Produktlinien Teil I. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 12 (5) 294-305
- Riedel U, Herrmann AS, Nickel J (1997): Was können nachwachsende Rohstoffe in Konstruktionswerkstoffen leisten? Werkstoffeigenschaftenwerte und Technologie.- Institut für Strukturmechanik, DLR Braunschweig. In: Nova-Institut (Hrsg): Birohstoff Hanf 97, Hürth
- Schaltegger S (Hrsg) (1996): Life Cycle Assessment (LCA) – Quo vadis? Birkhäuser Verlag, Basel
- Schweimer GW, Schuckert M (1996): Sachbilanz eines Golf. VDI-Berichte 1307, 235-256
- Umweltbundesamt (Hrsg) (1995): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA-Texte 23/95, Umweltbundesamt, Berlin

Eingegangen: 10. 04. 2001

Akzeptiert: 29. 05. 2001

OnlineFirst: 11. 07. 2001