

Texte  
**02**  
**05**  
ISSN  
0722-186X

## **Untersuchung der Anpassung von Ökobilanzen an spezifische Erfordernisse biotechnischer Prozesse und Produkte**

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,  
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 201 66 306  
UBA-FB 000713



**Untersuchung der Anpassung  
von Ökobilanzen an  
spezifische Erfordernisse  
biotechnischer  
Prozesse und Produkte**

von

**Dipl.-Chem. Isa Renner**  
**Prof. Dr. Walter Klöpffer**

C.A.U. GmbH, Dreieich

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter  
<http://www.umweltbundesamt.de>  
verfügbar.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr  
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und  
Vollständigkeit der Angaben sowie für  
die Beachtung privater Rechte Dritter.  
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten  
und Meinungen müssen nicht mit denen des  
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Postfach 33 00 22  
14191 Berlin  
Tel.: 030/8903-0  
Telex: 183 756  
Telefax: 030/8903 2285  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet III 2.3  
Dr. Wolfgang Dubbert

Berlin, Februar 2005

## Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 201 66 306	2.	3.
4. Titel des Berichts Untersuchung der Anpassung von Ökobilanzen an spezifische Erfordernisse biotechnischer Prozesse und Produkte		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Renner, Isa Klöpffer, Walter		8. Abschlussdatum 25.04.2003
		9. Veröffentlichungsdatum
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich - C.A.U. GmbH Daimlerstraße 23 D-63303 Dreieich		10. UFOPLAN-Nr. 201 66 306
		11. Seitenzahl 190
		12. Literaturangaben 134
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin		13. Tabellen und Diagramme 29
		14. Abbildungen 9
15. Zusätzliche Angaben Dieser Bericht enthält einen Anhang mit den Unterlagen zum Fachgespräch im Umweltbundesamt, Berlin, am 25. April 2002		
16. Kurzfassung Die Biotechnologie gilt wegen der milden Reaktionsbedingungen und der vielfach eingesetzten nachwachsenden Rohstoffe als nachhaltige Technik zur Synthese von Chemikalien. Als Methode zur vergleichenden Untersuchung biotechnischer und konventioneller Produktion wurde die Ökobilanz vorgeschlagen. Dieses international genormte Verfahren erlaubt eine Analyse der Umweltbelastungen von Produktsystemen über den gesamten Lebensweg. In dieser Studie wurde eine gründliche Analyse der Methodik im Hinblick auf die besonderen Gegebenheiten der Biotechnologie durchgeführt. Dabei wurde nur derjenige Teilbereich betrachtet, der sich mit der großtechnischen Produktion von Stoffen in Fermentern beschäftigt. Die Ökobilanz nach ISO EN DIN 14040-43 ist in die vier Komponenten Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung gegliedert. Diese Struktur wurde auch der Analyse zugrunde gelegt. Es zeigte sich, dass die Ökobilanz in ihrer durch die Normen festgelegten Form ohne gravierende Änderungen für biotechnologische Prozesse und Produkte geeignet ist, soweit keine Freisetzungen von Organismen erfolgen, die entweder toxisch wirken oder sich in der Umwelt unkontrolliert vermehren und ausbreiten können. Für solche "biologischen Emissionen" wurden zwei neue Wirkungskategorien vorgeschlagen, welche die vorwiegend auf chemische Emissionen zugeschnittene Wirkungsabschätzung ergänzen sollen. Damit könnte auch die umweltschädliche Einbringung sog. "invasiver Arten" in Ökosysteme im Rahmen der Wirkungsabschätzung von Ökobilanzen bewertet werden. Für die in dieser Studie untersuchten Prozesse sind diese Freisetzungen nur bei Unfällen relevant und müssen daher nicht generell bilanziert werden. Als Beispiele wurde die biotechnische Produktion von Indigo, Penicillin und Polyhydroxyalkanoaten berechnet. Es zeigte sich, dass in allen Fällen die größten Belastungen in den Vorketten anfallen, vor allem bei der landwirtschaftlichen Produktion der Rohstoffe. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Methodik der Ökobilanzierung für das hier untersuchte Segment der Biotechnologie keiner größeren Anpassung bedarf. Zur Anwendung muss eine Datenbasis geschaffen werden, die eine Berechnung von Sachbilanzen ermöglicht.		
17. Schlagwörter Ökobilanz, LCA, Biotechnologie, Biotechnische Produktion, Biologische Emissionen Indigo, Penicillin, Polyhydroxyalkanoate, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung		
18. Preise	19.	20.

## Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 201 66 306	2.	3.
4. Report Title Investigation on the Adjustment of Life Cycle Assessment to Specific Requirements of Biotechnological Processes and Products		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Renner, Isa Klöpffer, Walter		8. Report Date 25.04.2003
		9. Publication Date
6. Performing Organisation (Name, Address) Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich - C.A.U. GmbH Daimlerstraße 23 D-63303 Dreieich		10. UFOPLAN-Ref No. 201 66 306
		11. No. of Pages 190
7. Sponsoring Agency (Name, Address)  Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin		12. No. of Reference 134
		13. No. of Tables und Diagrams 29
		14. No. of Figures 9
15. Supplementary Notes This report contains an appendix with documents on the expert workshop held at the Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, April 25, 2002		
16. Abstract Biotechnology is considered to be a sustainable technique for the synthesis of chemicals since there are mild reaction conditions and frequently renewable raw materials are used. Life cycle assessment was proposed as a method for comparative investigations of biotechnological and conventional production. This internationally standardized tool allows the analysis of the environmental burdens of product systems over the whole life cycle. In this study, a thorough analysis of the method was performed with regard to special conditions in biotechnology. In doing so, only that part was considered which deals with the high volume production of chemicals in bioreactors. Life cycle assessment according to ISO EN 14040-43 is composed of the four components Goal and scope definition, Inventory analysis, Impact assessment and Interpretation. The analysis is based on this structure. It turned out that Life cycle assessment in its standardized form can be used without serious modifications, provided that no emissions of organisms occur which are either toxic or can proliferate or disperse uncontrolled in the environment. For such "biological emissions" two new impact categories have been proposed with the intention to supplement the Impact assessment which traditionally has been dominated by chemical emissions. In that way, the environmentally hazardous release of invasive species into ecosystems could be assessed within the framework of the life cycle impact assessment. For the processes investigated in this study, such emissions and releases can only occur during accidents and, therefore, the balance has not to be made up in each case. As examples, the biotechnological production of indigo, penicillin and polyhydroxyalkanoates was calculated. It turned out that in all cases the highest burdens occur in the upstream chains, especially in the agricultural production of the raw materials. Summing up, it can be said that the method of Life cycle assessment does not require a great adaption for the segment of biotechnology considered here. In order to be applied, a data base has to be created which will enable the calculation of Life cycle inventories.		
17. Keywords Life cycle assessment, LCA, biotechnology, biotechnical production, biological emissions, indigo, penicillin, polyhydroxyalkanoates, Inventory analysis, Impact assessment		

## **INHALT**

<b>INHALT .....</b>	<b>1</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>6</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>7</b>
<b>ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>9</b>
<b>GLOSSAR.....</b>	<b>13</b>
<b>KURZFASSUNG .....</b>	<b>15</b>
<b>EXECUTIVE SUMMARY.....</b>	<b>25</b>
<b>1 EINLEITUNG UND ZIEL DES FORSCHUNGSVORHABENS.....</b>	<b>34</b>
<b>2 ÜBERSICHT ÜBER DIE METHODIK DER ÖKOBILANZIERUNG.....</b>	<b>35</b>
2.1 Struktur und Normung .....	35
2.2 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens .....	37
2.3 Sachbilanz.....	37
2.4 Wirkungsabschätzung .....	38
2.5 Auswertung .....	42
2.6 Kritische Prüfung.....	43
<b>3 STAND DER ÖKOBILANZIERUNG VON BIOTECHNISCHEN PROZESSEN .....</b>	<b>44</b>
3.1 Ausgangssituation .....	44
3.2 Ökoeffizienz-Analyse.....	46

<b>4</b>	<b>METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITERENTWICKLUNGEN FÜR DEN UNTERSUCHUNGSRAHMEN .....</b>	<b>48</b>
<b>4.1</b>	<b>Systemgrenzen .....</b>	<b>48</b>
<b>4.2</b>	<b>Weitere Punkte zum Untersuchungsrahmen .....</b>	<b>51</b>
<b>5</b>	<b>METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITERENTWICKLUNGEN FÜR DIE SACHBILANZ.....</b>	<b>52</b>
<b>5.1</b>	<b>Übersicht .....</b>	<b>52</b>
<b>5.2</b>	<b>Datenquellen und sonstige Festlegungen .....</b>	<b>53</b>
<b>6</b>	<b>METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITER-ENTWICKLUNGEN FÜR DIE WIRKUNGSABSCHÄTZUNG.....</b>	<b>54</b>
<b>6.1</b>	<b>Einbindung der Wirkungsabschätzung in die Ökobilanz .....</b>	<b>54</b>
6.1.1	Historisches .....	54
6.1.2	Schutzgüter .....	55
6.1.3	Der Stellenwert der Wirkungsabschätzung in der Normenreihe ISO 14040-43 .....	59
<b>6.2</b>	<b>Die Struktur der Komponente Wirkungsabschätzung .....</b>	<b>59</b>
6.2.1	Allgemeines .....	59
6.2.2	Übersicht über die Bestandteile der Wirkungsabschätzung .....	60
6.2.3	Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modellen .....	61
6.2.4	Klassifizierung .....	61
6.2.5	Charakterisierung .....	62
6.2.6	Normierung.....	64
6.2.7	Ordnung.....	64
6.2.8	Gewichtung.....	65
<b>6.3</b>	<b>Wirkungskategorien .....</b>	<b>65</b>
6.3.1	Problemstellung .....	65
6.3.2	In der Literatur vorgeschlagene Wirkungskategorien .....	66
6.3.2.1	Ressourcenverbrauch.....	67
6.3.2.2	Wirkungen durch chemische Emissionen:.....	68

6.3.2.3	Wirkungen durch physikalische Emissionen .....	69
6.3.2.4	Wirkungen durch biologische Emissionen .....	69
6.3.2.5	Weitere Kategorien .....	69
<b>6.4</b>	<b>Kriterien für die Auswahl neuer Wirkungskategorien bzw. neuer Indikatoren für etablierte Kategorien.....</b>	<b>76</b>
<b>6.5</b>	<b>Charakterisierungsmodelle für Wirkungskategorien .....</b>	<b>77</b>
6.5.1	Allgemein wichtige Wirkungskategorien .....	77
6.5.1.1	Kumulierter Energieaufwand (KEA).....	77
6.5.1.2	Abiotische Ressourcen .....	78
6.5.1.3	Klimaänderung.....	78
6.5.1.4	Stratosphärischer Ozonabbau .....	79
6.5.1.5	Versauerung.....	79
6.5.1.6	Bildung von Photooxidantien .....	80
6.5.1.7	Humantoxizität und Ökotoxizität .....	80
6.5.2	Für die Biotechnologie besonders relevante Wirkungskategorien .....	81
6.5.2.1	Naturraumbeanspruchung .....	81
6.5.2.2	Biotische Ressourcen .....	83
6.5.2.3	Wasser .....	84
6.5.2.4	Eutrophierung.....	85
6.5.2.5	Ökosystemare und humantoxische Wirkungen durch biologische Emissionen .....	86
<b>7</b>	<b>METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITERENTWICKLUNGEN FÜR DIE AUSWERTUNG .....</b>	<b>88</b>
<b>8</b>	<b>BEISPIELÖKOBILANZEN.....</b>	<b>89</b>
<b>8.1</b>	<b>Vorbemerkung, Zieldefinition und Rahmenbedingungen.....</b>	<b>89</b>
<b>8.2</b>	<b>Biotechnische Indigosynthese und weitere Beispiele .....</b>	<b>91</b>
8.2.1	Prinzip der biotechnischen Indigoproduktion.....	91
8.2.2	Stofflicher Input.....	93
8.2.3	Energetischer Input .....	94
8.2.4	Großtechnische Prozesse .....	95
<b>8.3</b>	<b>Sachbilanzen.....</b>	<b>98</b>
8.3.1	Zentrale biotechnische Prozesse .....	98

8.3.2	Vorketten der nachwachsenden Rohstoffe aus Körnermais.....	99
8.3.2.1	Maschinen- und Treibstoffeinsatz.....	100
8.3.2.2	Düngung.....	102
8.3.2.3	Pflanzenschutz.....	103
8.3.2.3.1	<i>Saatgut</i> .....	104
8.3.2.4	Emissionen aus Düngung und Pflanzenschutz .....	104
8.3.2.5	Maistrocknung.....	105
8.3.2.6	Stärkeextraktion und Stärketrocknung.....	105
8.3.2.7	Enzymatische Stärkehydrolyse.....	106
8.3.3	Vorketten der nachwachsenden Rohstoffe aus Sojabohnen.....	107
8.3.3.1	Sojabohnenanbau .....	107
8.3.3.2	Transport der Sojabohnen .....	110
8.3.3.3	Verarbeitung der Sojabohnen in einer Ölmühle .....	110
8.3.4	Vorketten der sonstigen Rohstoffe .....	112
8.3.4.1	Kalium- und Magnesiumsalze.....	113
8.3.4.2	Phosphorsäure.....	114
8.3.5	Transporte .....	114
8.3.6	Bereitstellung von Prozessenergie .....	114
8.3.7	Abwasserbehandlung .....	115
8.3.8	Abfallbehandlung.....	115
<b>8.4</b>	<b>Durchführung der Wirkungsabschätzung.....</b>	<b>115</b>
8.4.1	Charakterisierungsfaktoren .....	116
8.4.2	Normierung und Ordnung.....	121
<b>8.5</b>	<b>Ergebnisse der Wirkungsabschätzung .....</b>	<b>123</b>
<b>8.6</b>	<b>Ergebnisse der Ökoeffizienzanalyse .....</b>	<b>140</b>
8.6.1	Biotechnische Indigosynthese .....	140
8.6.1.1	Sachbilanz.....	140
8.6.1.2	Wirkungsabschätzung.....	140
8.6.2	Klassisch-chemische Indigosynthese .....	141
8.6.2.1	Prinzip .....	141
8.6.2.2	Massenbilanz des Heumann-Pfleger Prozesses.....	142
8.6.2.3	Sachbilanz.....	143
8.6.2.4	Wirkungsabschätzung.....	143
8.6.2.5	Auswertung .....	144

<b>9</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>145</b>
	<b>LITERATUR .....</b>	<b>149</b>
	<b>ANHANG.....</b>	<b>161</b>
	<b>Fachgespräch am 25. April 2002 im Umweltbundesamt Berlin.....</b>	<b>161</b>
A 1	Protokoll des Fachgespräches .....	161
A 1.1	Einführung durch das Umweltbundesamt.....	161
A.1.2	Vorstellung des Projektes durch die C.A.U. GmbH .....	161
A 1.3	Kurzbeiträge der geladenen Experten.....	161
A 1.4	Diskussion, Beispielauswahl .....	162
A 2	Programm des Fachgespräches am 25. April 2002. ....	164
A 3	Teilnehmer.....	165
A 4	Folien der Kurzbeiträge .....	166

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Bestandteile einer Ökobilanz nach DIN 14040 .....	36
Abb. 2: Allgemeines Schema eines Produktionssystems für ein mittels eines biotechnischen Prozesses hergestelltes Produkt .....	50
Abb. 3: Reaktionsweg der biotechnischen Synthese von Indigo (aus BERRY et al., 2002).....	92
Abb. 4: Prozentualer Beitrag der Teilbereiche der Indigoherstellung zu den Wirkungskategorien (Sektoralanalyse) .....	127
Abb. 5: Prozentualer Beitrag der einzelnen Rohstoffe zur Indigoherstellung zu den Wirkungskategorien für den Teilbereich Vorketten der Rohstoffe) .....	127
Abb. 6: Prozentualer Beitrag der Teilbereiche der PHA-Herstellung zu den Wirkungskategorien (Sektoralanalyse) .....	131
Abb. 7: Prozentualer Beitrag der einzelnen Rohstoffe zur PHA-Herstellung zu den Wirkungskategorien für den Teilbereich Vorketten der Rohstoffe) .....	131
Abb. 8: Prozentualer Beitrag der Teilbereiche der Penicillin-Herstellung zu den Wirkungskategorien (Sektoralanalyse) .....	135
Abb. 9: Prozentualer Beitrag der einzelnen Rohstoffe zur Penicillin-Herstellung zu den Wirkungskategorien für den Teilbereich Vorketten der Rohstoffe) .....	135

## TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Vergleich der Bezeichnungen der Schutzgüter (Areas of Protection, Safeguard Subjects).....	58
Tab. 2: Vergleich der vorgeschlagenen Wirkungskategorien (Bezeichnungen) .....	71
Tab. 3: Charakterisierung von Flächen nach Hemerobiestufen, nach LESER & KLINK (1988) und PEPER, ROHNER & WINKELBRANDT (1985) .....	82
Tab. 4: Stoffmengen bei der Indigosynthese (nach BERRY et al., 2002).....	93
Tab. 5: Reaktionsbedingungen biotechnischer Prozesse im großtechnischen Maßstab .....	95
Tab. 6: Schätzung des KEA von Penicillin bis zum Produkt fE: 1 kg Penicillin G Na-Salz.....	96
Tab. 7: Energiebedarf für Fermentation und Aufarbeitung zur Herstellung von PHA aus Glukose (nach GERNGROSS, 1999) .....	97
Tab. 8: Eingangsdaten für die Sachbilanzen .....	99
Tab. 9: Eingesetzte Düngemittel im Körnermaisbau aus KLÖPFFER et al. (1999) und FAO (1999)*.....	102
Tab. 10: Eingangsdaten der bilanzierten Düngemittel aus KLÖPFFER et al. (1999) .	102
Tab. 11: Eingesetzte Pflanzenschutzmittel bei Körnermais aus KLÖPFFER et al. (1999)	103
Tab. 12: Emissionen durch Düngung, Erosion und Pflanzenschutz im Körnermaisbau	104
Tab. 13: Daten zum Sojabohnenanbau in USA (SHEEHAN et al., 1998).....	107
Tab. 14: Herbizide im Sojabohnenanbau in USA (SHEEHAN et al, 1998).....	109
Tab. 15: Emissionen durch Düngung, Erosion und Pflanzenschutz im Sojabohnenanbau.....	109
Tab. 16: Eingangsdaten für die Verarbeitung von Sojabohnen in der Ölmühle (SHEEHAN et al., 1998) .....	111
Tab. 17: Allokation zwischen Sojaschrot und Sojaöl .....	111

Tab. 18: Eingangsdaten für die Gewinnung von Amisoy® aus Sojaschrot nach (SHEEHAN et al., 1998) .....	112
Tab. 19: Daten zur Bilanzierung von KCl und MgSO <sub>4</sub> •7H <sub>2</sub> O.....	113
Tab. 20: Wichtungsfaktoren für energetische und sonstige Ressourcen zur Berechnung der Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand (KEA) und abiotischer Ressourcenverbrauch (RES).....	116
Tab. 21: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft und Wasser zur Berechnung der Wirkungskategorien Treibhauseffekt (GWP) und stratosphärischer Ozonabbau (ODP).....	117
Tab. 22: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft und Wasser zur Berechnung der Wirkungskategorien Versauerungspotential (AP), terrestrische (NPT) und aquatische Eutrophierung (NPA).....	118
Tab. 23: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft, Wasser und Boden zur Berechnung der Wirkungskategorien Humantoxizität (HTP), aquatische (AEP) und terrestrische Ökotoxizität (TEP) nach CST 95.....	118
Tab. 24: Vorschläge des Umweltbundesamtes zur Rangbildung von Wirkungskategorien .....	122
Tab. 25: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Indigoherstellung in den Wirkungskategorien und Unterkategorien .....	128
Tab. 26: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die PHA-Herstellung in den Wirkungskategorien und Unterkategorien .....	132
Tab. 27: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Penicillin-Herstellung in den Wirkungskategorien und Unterkategorien .....	136
Tab. 28: Zusammenführung von Normierung und Ordnung für die drei bilanzierten biotechnischen Produkte .....	139
Tab. 29: Molmassen Indigosynthese .....	142

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abb.	<b>Abbildung</b>
AEP	<b>Aquatic ecotoxicity potential</b> = aquatisches Ökotoxizitätspotential (Summe aus AEP <sub>a</sub> , AEP <sub>s</sub> und AEP <sub>w</sub> ; siehe Glossar)
AP	<b>Acidification potential</b> = Versauerungspotential
Äq.	<b>Äquivalente</b>
BMPT	<b>Belästigung von Mensch, Pflanze, Tier</b>
BOD	<b>Biological Oxygen Demand</b> (= BSB)
BSB	<b>Biologischer Sauerstoffbedarf</b>
BUWAL	Schweizer <b>Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft</b>
bzw.	<b>beziehungsweise</b>
C.A.U.	Gesellschaft für <b>Consulting und Analytik im Umweltbereich</b> mbH
ca.	<b>cirka</b>
CaO	Kalziumoxid
CCl <sub>4</sub>	Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
Cd	Cadmium
CF <sub>4</sub>	Tetrafluormethan
CH <sub>4</sub>	Methan
CML	<b>Centrum voor Milieukunde Leiden; Centre of Environmental Science- Leiden University</b>
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
COD	<b>Chemical oxygen demand</b> (Chemischer Sauerstoffbedarf CSB)
Cr	Chrom
CSB	<b>Chemischer Sauerstoffbedarf</b>
CST	<b>Critical surface-time</b>
Cu	Kupfer

d. h.	<b>das heißt</b>
EN	<b>Europäische Norm</b>
EPA	<b>Environmental Protection Agency (USA)</b>
etc.	<b>et cetera</b>
ETH	<b>Eidgenössische Technische Hochschule (Zürich)</b>
EU	<b>Europäische Union</b>
f. u.	<b>functional unit, funktionelle Einheit</b>
ggf.	<b>gegebenenfalls</b>
GVO	<b>Gentechnisch veränderter Organismus</b>
GVP	<b>Gentechnisch veränderte Pflanze</b>
GWP	<b>Global warming potential</b>
HFC	<b>Hydrofluorocarbon (Frigenersatzstoff)</b>
H <sub>o</sub>	<b>oberer Heizwert (Brennwert)</b>
HTP	<b>Human toxicity potential = Humantoxizitätspotential (Summe aus HTP<sub>a</sub>, HTP<sub>f</sub> und HTP<sub>w</sub>; siehe Glossar)</b>
H <sub>u</sub>	<b>unterer Heizwert</b>
incl.	<b>inklusive</b>
IPCC	<b>Intergovernmental Panel on Climate Change</b>
ISO	<b>International Standard Organization</b>
K <sub>2</sub> O	<b>Kaliumoxid</b>
Kap.	<b>Kapitel</b>
KCl	<b>Kaliumchlorid</b>
KEA	<b>kumulierter Energieaufwand</b>
kg	<b>Kilogramm</b>
l	<b>Liter</b>
LCA	<b>Life Cycle Assessment (Ökobilanz)</b>

LDPE	<b>Low Density Polyethylene</b>
MgO	Magnesiumoxid
N	Stickstoff (Element)
N <sub>2</sub>	Stickstoff (Molekül)
N <sub>2</sub> O	Distickstoffoxid (Lachgas)
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
Ni	Nickel
Nm <sup>3</sup>	<b>Normkubikmeter</b>
NO <sub>3</sub>	Nitrat
NO <sub>x</sub>	Stickoxide (Summe von NO + NO <sub>2</sub> )
NPA	<b>Nutrition potential, aquatic</b> = aquatisches Eutrophierungspotential
NPT	<b>Nutrition potential, terrestrial</b> = terrestrisches Eutrophierungspotential
NTP	<b>Normaltemperatur und -druck</b>
ODP	<b>Ozone depletion potential</b>
OECD	<b>Organization for Economic Co-operation and Development</b> , Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
P	Phosphor
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Phosphorpentoxid
Pb	Blei
pers. Mittlg.	<b>Persönliche Mitteilung</b>
PHA	<b>Polyhydroxyalkanoat</b>
PHB	<b>Polyhydroxybutyrat</b> (Polyhydroxybuttersäure)
PO <sub>4</sub>	Phosphat
RES	<b>Ressourcenverbrauch</b>
s. a.	<b>siehe auch</b>
s. o.	<b>siehe oben</b>

s. u.	siehe unten
SETAC	<b>S</b> ociety for <b>E</b> nvironmental <b>T</b> oxicology and <b>C</b> hemistry
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid
SO <sub>x</sub>	Schwefeloxide
syn.	<b>synonym</b>
Tab.	<b>Tabelle</b>
TEP	<b>T</b> errestrial <b>e</b> cotoxicity <b>p</b> otential = terrestrisches Ökotoxizitätspotential (Summe aus TEP <sub>a</sub> und TEP <sub>s</sub> ; siehe Glossar)
TG	<b>T</b> rockengewicht
TR	<b>T</b> echnical <b>R</b> eport (ISO)
TS	<b>T</b> echnical <b>S</b> pecification (ISO)
TS	<b>T</b> rockensubstanz
TSP	<b>T</b> ripelsuperphosphat
u. a.	unter anderem
u.	<b>und</b>
UCPTE	<b>U</b> nion pour la <b>c</b> oordination de la <b>p</b> roduction de l' <b>é</b> lectricité
v. a.	vor allem
vgl.	<b>V</b> ergleiche
VOC	<b>V</b> olatile <b>o</b> rganic <b>c</b> ompounds
W	<b>W</b> ichtungsfaktoren
WMO	<b>W</b> orld <b>M</b> eteorological <b>O</b> rganization
z. B.	zum <b>B</b> eispiel
z. T.	zum <b>T</b> eil
Zn	Zink

## GLOSSAR

- AEP<sub>a</sub>:** Aquatisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Luft abgegeben werden; Summe aus AEP<sub>aw</sub> (Transfer ins Medium Wasser) und AEP<sub>asw</sub> (Transfer ins Medium Boden und anschließend ins Medium Wasser); W(AEP<sub>a</sub>) von Zink = 0,076 kg Zn-Äq./kg in die Luft emittiertes Zink.
- AEP<sub>s</sub>:** Aquatisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Boden abgegeben und ins Medium Wasser transferiert werden; W(AEP<sub>s</sub>) von Zink = 0,23 kg Zn-Äq./kg in den Boden emittiertes Zink.
- AEP<sub>w</sub>:** Aquatisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Wasser abgegeben werden und dort verbleiben (bzw. abgebaut werden); W(AEP<sub>w</sub>) von Zink = 1 kg Zn-Äq./kg ins Wasser emittierte Substanz.
- Art:** Im Sinne einer biologischen Art: alle Mitglieder einer Gruppe von Populationen, die sich unter natürlichen Bedingungen miteinander kreuzen oder potentiell kreuzen können; ein komplexer Begriff. Auch eine grundlegende taxonomische Kategorie, der man individuelle Exemplare zuordnet, und die oft, aber nicht immer, der biologischen Art entspricht.
- Enzyme:** Gruppe von Eiweißen, die als biologische Katalysatoren Stoffumsetzungen steuern können
- Herbizide:** Unkrautvernichtungsmittel
- HTP<sub>a</sub>:** Humantoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Luft abgegeben werden; Summe aus HTP<sub>aa</sub> (Verbleib bzw. Abbau im Medium Luft) HTP<sub>aw</sub> (Transfer ins Medium Wasser) und HTP<sub>as</sub> (Transfer ins Medium Boden); W(HTP<sub>aa</sub>) von Blei = 1 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei, W(HTP<sub>aw</sub>) von Blei = 0,0011 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei, W(HTP<sub>as</sub>) von Blei = 2.300 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei, W(HTP<sub>a</sub>) von Blei = 2.300 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei.
- HTP<sub>sw</sub>:** Humantoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Boden abgegeben und ins Medium Wasser transferiert werden; W(HTP<sub>sw</sub>) von Blei = 0,6 kg Pb-Äq./kg in den Boden emittiertes Blei. Bei Ackerböden

addiert sich hierzu  $HTP_{sf}$ , das Humantoxizitätspotential der Emissionen in Ackerböden, das den Transfer in die Nahrungsmittel berücksichtigt.  $HTP_f$  ist die Summe aus  $HTP_{sw}$  und  $HTP_{sf}$ ;  $W(HTP_f)$  von Blei = 20.000 kg Pb-Äq./kg in den Boden emittiertes Blei.

$HTP_w$ : Humantoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Wasser abgegeben werden und dort verbleiben (bzw. abgebaut werden);  $W(HTP_w)$  von Blei = 0,86 kg Pb-Äq./kg ins Wasser emittiertes Blei.

$TEP_a$ : Terrestrisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Luft abgegeben werden und ins Medium Boden transferiert werden;  $W(TEP_a)$  von Zink = 0,33 kg Zn-Äq./kg in die Luft emittiertes Zink.

$TEP_s$ : Terrestrisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Boden abgegeben und dort verbleiben (bzw. abgebaut werden);  $W(TEP_s)$  von Zink = 1 kg Zn-Äq./kg in den Boden emittiertes Zink.

## KURZFASSUNG

### Problemstellung und Zielsetzung

Der Biotechnologie werden aufgrund der Rohstoffbasis (nachwachsende Rohstoffe), der Spezifität der Enzym-katalysierten Reaktionen und der milden Reaktionsbedingungen allgemein sehr gute Chancen für eine umweltverträgliche, nachhaltige Produktion von Stoffen zugeschrieben. Ein quantitativer Vergleich biotechnischer und klassisch-chemischer Verfahren und Produkte, der diesen Anspruch erhärten könnte, erfordert jedoch Analysenverfahren, die bisher für diesen Bereich nicht angepasst und erprobt wurden. Als geeignete Methodik wurde von einer Arbeitsgruppe der OECD die Ökobilanz identifiziert und empfohlen. Ziel dieser Studie ist eine grundlegende Analyse der Ökobilanz in allen vier Komponenten in Hinblick auf ihre Anwendung auf biotechnische Prozesse und Produkte, sowie auf nötige Entwicklungsarbeiten zur Anpassung der Methodik an die Erfordernisse der Biotechnologie. Zur Veranschaulichung und vorläufigen Erprobung sollten auch Beispiele in Form von vereinfachten Ökobilanzen ausgearbeitet und diskutiert werden.

### Ökobilanz und Biotechnologie

Die Ökobilanz geht von dem Ansatz aus, alle relevanten Umweltauswirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung über den gesamten Lebensweg zu erfassen, zu quantifizieren und zu bewerten. Sie ist das einzige international genormte Bewertungsinstrument (ISO EN DIN 14040-43) für Produkte und Verfahren und besteht aus den Komponenten

- Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung.

Die Methode eignet sich besonders für vergleichende Untersuchungen von Systemen, die entweder denselben oder einen sehr ähnlichen Nutzen haben bzw. eine sehr ähnliche Funktion erfüllen. Die Vergleichsbasis heißt funktionelle Einheit (fE); dabei kann es sich im einfachsten Fall um eine Massen- oder Energieeinheit handeln. Im vorliegen-

den Fall würde sich der ökologische Vergleich einer Masseneinheit eines konventionell synthetisch hergestellten Stoffes mit derselben Menge desselben, jedoch biotechnisch produzierten Stoffes anbieten. Im allgemeinen Fall des Vergleichs unterschiedlicher Produkte mit gleicher Funktion muss prinzipiell bis zum Ende der Lebenswege analysiert werden, weil ggf. in den der Produktion folgenden Schritten entscheidungsrelevante Unterschiede auftreten können.

Die Ökobilanzierung wurde in den internationalen Normen so allgemein formuliert, dass a priori kein Zweifel daran bestehen kann, dass biotechnische Produkte und Verfahren mit ihrer Hilfe analysiert werden können. Es handelt sich vielmehr um eine Anpassung im Detail, wobei der Schwerpunkt auf jeder der o.g. Komponenten liegen kann. In der Folge werden daher die einzelnen Komponenten daraufhin untersucht, ob Anpassungen erforderlich sind.

## **Methodische Vorschläge zur Weiterentwicklung**

### **A Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens**

Neben den in ISO 14040 und -41 allgemein festgelegten Inhalten ist bei den biotechnologischen Produkten und Prozessen zu entscheiden, ob auch nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände in die Analyse aufgenommen werden sollen. Nur bei diesen können nennenswerte Mengen an (z.B. gentechnisch modifizierten) Organismen aus dem Produktionsprozess (allgemein: aus der Technosphäre) in die Umwelt übertreten. Zur Veranschaulichung wurde ein allgemeines Schema biotechnischer Produktionssysteme entworfen, in dem sich vor allem die Vorketten durch ihre vorwiegend landwirtschaftliche Prägung von den meisten anderen (chemisch-synthetischen) Stoffherstellungsverfahren abheben. Auch das ist aber kein ausschließlich biotechnologisches Merkmal, da z.B. auch die Nahrungsmittelindustrie eine ähnlich gelagerte Rohstoffstruktur aufweist.

### **B Sachbilanz**

Die in ISO 14041 festgelegte Durchführung der Sachbilanz bedarf keiner speziell für die Biotechnologie zu entwickelnden Methodik, es sei denn, dass von der Wirkungsabschätzung her Anforderungen an die Datenerhebung gestellt werden, die den üblichen

Rahmen übersteigen. Dies könnte bei chemischen Emissionen (z.B. Enzyme) und biologischen Emissionen (z.B. Mikroorganismen oder invasive Arten) der Fall sein.

Ein wesentliches Teilproblem der Sachbilanz ist die Allokation, d.h. die Zuordnung der Umweltbelastungen auf die Teilsysteme im Falle von Koppelprodukten (zwei oder mehrere Produkte in einem Prozess). Als bevorzugte Allokationsmethode - wenn Allokation nicht z.B. durch Systemerweiterung vermieden werden kann - wird die durch den Preis gewichtete Massenallokation empfohlen. Dadurch können auch Koppelprodukte mit sehr unterschiedlichem ökonomischen Wert "gerecht" gewichtet werden.

### **C Wirkungsabschätzung**

Die Komponente Wirkungsabschätzung wurde in der internationalen Normung nur in Bezug auf die Struktur und das allgemeine Vorgehen festgeschrieben, nicht jedoch was die Inhalte, also die konkreten Wirkungskategorien und -indikatoren betrifft. Dadurch hat die Norm ISO 14042 eine große Flexibilität, erfordert aber auch eine Anpassung an unterschiedliche Problemstellungen.

Die Struktur der Wirkungsabschätzung beinhaltet nach der Norm verbindliche und optionale Elemente. Zu den ersten gehören:

- Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modellen
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den gewählten Wirkungskategorien und Indikatoren ("Klassifizierung")
- Berechnung von Wirkungsindikatorergebnissen ("Charakterisierung").

Zu den zweiten gehören:

- Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu Referenzwerten ("Normierung")
- Ordnung
- Gewichtung
- Analyse der Datenqualität.

Bei Ökobilanzen, die vergleichende Aussagen machen und deren Ergebnisse der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, gilt nach der Norm, dass die "Gewichtung" nicht zulässig, der Bestandteil "Analyse der Datenqualität" hingegen verpflichtend ist. Vergleichende Aussagen sind solche, die die ökologische Überlegenheit oder Gleichheit eines der untersuchten Systeme ("A besser oder gleich B") postulieren. Solche

Ökobilanzen müssen nach ISO 14040, §7.3.3 auch einer kritischen Prüfung durch ein Panel unterzogen werden.

In der Literatur zur Wirkungsabschätzung, nicht jedoch in der Norm, spielen die Schutzgüter eine wichtige Rolle, die hinter den Wirkungskategorien stehen und die allgemeine, keiner näheren Begründung bedürftige Werte der Gesellschaft wiedergeben. Die häufigste Liste beinhaltet (UBA 1999):

- Menschliche Gesundheit
- Struktur und Funktion von Ökosystemen
- Natürliche Ressourcen.

Es ist leicht zu erkennen, dass den beiden erstgenannten Schutzgütern tatsächlich ein "intrinsischer" Wert zukommt, während bei dem dritten die Befürchtung der zukünftigen Erschöpfung mit allen negativen Folgen für die Menschheit zugrunde liegt. Es hat nicht an Versuchen gefehlt, die Wirkungsabschätzung von den Schutzgütern her, also "top down" zu strukturieren; der in der Ökobilanzierung vorwiegend beschrittene Weg führt aber von den in der Sachbilanz erhobenen Einwirkungen zu den Wirkungskategorien, deren aggregierte Ergebnisse dann ggf. noch den Schutzgütern zugeordnet werden ("bottom up"). Es wird auch für die Biotechnologie empfohlen, zunächst diesen auch von ISO 14042 vorgezeichneten und von der Bewertungspraxis des UBA übernommenen Weg zu beschreiten.

Von zentraler Bedeutung für die Wirkungsabschätzung ist die Auswahl der Kategorien. Erst danach wendet man sich der Frage zu, mit welchen Indikatoren die gewählten Kategorien zu quantifizieren ("charakterisieren") sind, und ob es überhaupt wissenschaftliche Modelle gibt, die dies erlauben. Eine gründliche Durchsicht der Literatur zeigte, dass es zwar Vorschläge für rund 20 Wirkungskategorien gibt, die wohl die meisten dz. bekannten Umweltproblemfelder abdecken, aber mangels einer systematischen Struktur bisher nicht erkannte Lücken aufweisen. Der hier gewählte Weg einer neuen, der Biotechnologie angemessenen Systematik geht von den Sachbilanzpositionen aus und ordnet diese in Gruppen, denen in einem zweiten Schritt Wirkungskategorien zugeordnet werden:

- A Ressourcenbeanspruchung
- B Wirkungen durch chemische Emissionen
- C Wirkungen durch physikalische Emissionen

D Wirkungen durch biologische Emissionen

E Weitere Kategorien.

Dabei entspricht A der üblicherweise "Input-bezogene Kategorien" genannten Gruppe, B bis D entsprechen den "Output-bezogenen Kategorien" und E beinhaltet in der Literatur selten genannte bzw. nicht eindeutig zuzuordnende Kategorien. Im einzelnen werden den 5 Gruppen folgende Wirkungskategorien zugeordnet:

A1 Beanspruchung abiotischer Ressourcen

A2 Beanspruchung biotischer Ressourcen

A3 Naturraumbeanspruchung

B1 Klimaänderung

B2 Stratosphärischer Ozonabbau

B3 Bildung von Photooxidantien

B4 Versauerung

B5 Eutrophierung (aquatisch und terrestrisch)

B6 Humantoxizität

B7 Ökotoxizität

B8 Geruch

C1 Lärm

C2 Harte (ionisierende) Strahlung

C3 Abwärme

D1 Ökosystemare Wirkungen (von biologischen Emissionen)

D2 Humantoxische Wirkungen (von biologischen Emissionen)

E1 Unfälle

E2 Gesundheitsgefährdung am Arbeitsplatz

E3 Austrocknung (und Erosion)

E4 Landschaftszerstörung

E5 Beeinträchtigung von Ökosystemen und der Biologischen Vielfalt.

Unter diesen 21 Kategorien, die in einzelnen Literaturstellen noch in mehrere Unterkategorien aufgeteilt sind (besonders B5 und B7), sind nur die von uns so genannten Wirkungen von "Biologischen Emissionen" (D1, D2) neu. Sie sollen mögliche Gefährdungen von Mensch und Umwelt durch die Verschleppung bzw. Freisetzung von sog. Neobiota einschließlich gentechnisch modifizierter Organismen erfassen und, wenn die Entwicklung eines Indikators gelingt, auch quantifizieren. Es sei darauf hingewiesen, dass in D2 erstmals biologische Krankheitserreger (Bakterien, Viren) in die Ökobilanz eingeführt werden. Dasselbe gilt für die "invasiven Arten", die mehrheitlich den Neobiota zuzuordnen sind

Die Aufzählung in der gewählten Ordnung zeigt unmissverständlich das Überwiegen der chemischen Emissionen und der von ihnen abgeleiteten Kategorien in der traditionellen Wirkungsabschätzung. Dies betrifft nicht nur die Anzahl der Kategorien, sondern auch ihren Entwicklungsstand, d.h. die Verfügbarkeit von Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren. So betrachtet stehen nicht nur die biologischen, sondern auch die physikalischen Kategorien noch am Beginn der Entwicklung.

Für den hier gewählten Ausschnitt aus der Biotechnologie, nämlich die Produktion von Stoffen (Chemikalien) in Fermentern, haben die "biologischen Kategorien" insofern eine Bedeutung, als sich bei Störfällen, bei unsachgemäßer Abfallbehandlung oder durch Rückstände im Endprodukt Kontaminationen ergeben können, die in einer Ökobilanz nicht vernachlässigt werden sollten. Die Entwicklung von Indikatoren steht noch am Beginn.

Für die biotechnische Produktion - bei Abwesenheit von unbeabsichtigten Freisetzungen - besonders wichtige Wirkungskategorien sind:

- Naturraumbeanspruchung (A3)
- Beanspruchung biotischer Ressourcen (A2)
- Beanspruchung von Wasser (abiotisch-erneuerbare Ressource, gehört zu A1)
- Eutrophierung (B5).

Die Ursachen sind vor allem in den agrarischen Vorketten und im hohen Wasserbedarf zu suchen. Für die genannten Kategorien gibt es Indikatoren bzw. näherungsweise Charakterisierungsmethoden. Wasser ist in Deutschland keine knappe Ressource und wird daher in diesem Bericht nicht modelliert.

## D Auswertung

Die internationale Norm ISO 14043, die die Komponente Auswertung regelt, ist sehr allgemein gehalten und bietet daher kaum Ansatzpunkte zur Erweiterung oder Spezifizierung für biotechnische Produktionen. Es soll nur darauf hingewiesen werden, dass die Konsistenzprüfung (Zieldefinition - Sachbilanz - Wirkungsabschätzung - Datenqualität - Aussagen), ein zentraler Punkt der Auswertung ist und bei neuen Anwendungsgebieten besonders ernst zu nehmen ist, um Fehlschlüsse zu vermeiden.

### Beispiele

Für folgende biotechnische Produktionen konnten in der Literatur genügend Daten gefunden werden, um zumindest vereinfachte Ökobilanzen aufzustellen:

1. Indigo (Angaben zur biotechnischen Synthese im Labormaßstab)
2. Penicillin (Beispiel für ein hochwertiges Produkt/Arzneimittel)
3. Polyhydroxyalkanoate - PHA (Massenprodukte für Kunststoffe).

Ein näherungsweise Vergleich mit der chemisch-synthetischen Produktion kann nur für Indigo vorgenommen werden, doch auch hier erlaubt die Datenlage keine vollständigen Ökobilanzen. Eine vergleichende Ökoeffizienzanalyse der BASF liegt für Indigo nach beiden Produktionsweisen vor. Die Ökoeffizienzanalyse ist eine auf der Ökobilanz nach ISO 14040 ff aufbauende Bewertungsmethode, die auch ökonomische Aspekte in die Analyse einbezieht. Mit der in Entwicklung befindlichen Einbeziehung sozialer Aspekte wird die Ökoeffizienzanalyse den Anspruch einer Nachhaltigkeitsanalyse erheben können, den die Ökobilanz für sich - da nur die Umweltaspekte erfassend - nicht erhebt.

Ein typischer, großindustrieller biotechnischer Prozess hat etwa folgende Rahmenbedingungen (aus Literaturangaben zu verschiedenen Produktionen):

Volumen des Fermenters:	100 m <sup>3</sup>
Reaktionstemperatur:	310 K
Reaktionszeit:	100 h
Dampfsterilisation:	400 K
Endkonzentration:	30 g/l

exotherme, meist aerobe Reaktion, daher Kühlung erforderlich.

Mit diesen, im Einzelfall modifizierten Angaben wurde das zentrale Modul "Reaktion im Fermenter" aufgebaut. Da am Fermenter selbst im zugrunde gelegten Normalbetrieb keine Emissionen auftreten und die Anlage selbst als langlebiges Investitionsgut nicht modelliert wurde, sind die umweltbelastenden Prozesse in die Vorketten und in die nachgeschalteten Module "ausgelagert"; dies könnte den (falschen) Eindruck erwecken, dass die eigentliche biotechnische Produktion in der Ökobilanz nicht auftritt. Da aber jede Änderung in den Reaktionsbedingungen auf die Vorketten und ggf. auch auf die nachgeschalteten Module Auswirkungen hat, gibt die Ökobilanz ein zwar vereinfachtes aber im Rahmen der Modellannahmen korrektes Bild der untersuchten Systeme.

Für den Fermentationsprozess werden Rohstoffe als Kohlen- und Stickstoffquelle benötigt, die in der Regel Haupt oder Nebenprodukte landwirtschaftlicher Produktion sind. Bei den Sachbilanzen wurde vereinfachend davon ausgegangen, dass die Kohlenstoffquelle in allen Fällen Glukose aus Maisstärke ist, deren landwirtschaftliche Vorkette aus vorhandenen Teilsachbilanzen aufgebaut werden konnte. Eine zentrale Rolle spielt dabei der Körnermais als Basis für die Stärke. Wichtige Inputparameter sind der Maschinen- und Treibstoffeinsatz, Düngung und Pflanzenschutz sowie Transporte. Eine weitere wichtige Vorkette stellt die Sojabohne als Stickstoffquelle dar (Anbau in Übersee). Für die Bereitstellung der Prozessenergien wurden generische Datensätze verwendet. Die Behandlung von Abwasser und Abfall aus dem Fermentationsprozess wurden gemäß ihrer spezifischer Zusammensetzung bilanziert. Zu möglichen prozessspezifischen Emissionen von Enzymen oder Mikroorganismen konnten keine Daten ermittelt werden.

Bei der Wirkungsabschätzung wurde nach den oben genannten Prinzipien vorgegangen, wobei die Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren aus der Literatur übernommen wurden.

## **Resultate**

Die auf die funktionelle Einheit "1 kg Endprodukt" bezogenen Wirkungsabschätzungs-Resultate wurden nach den Sektoren "Vorketten der Rohstoffe", "Prozessenergie", "Transport der Rohstoffe", "Abwasserbehandlung" und "Abfallverbrennung" aufgeschlüsselt und sowohl in tabellarischer Form (Absolutwerte), wie auch in Form von Balkendiagrammen (Relativwerte) dargestellt. Ein wichtiges Ergebnis ist, dass bei allen

untersuchten Systemen und für alle Wirkungskategorien die Vorketten "Rohstoffe" und „Prozessenergie“ mehr als 50% der Belastung ergeben, in vielen Fällen bis über 90%. Daraus ist abzuleiten, dass hohe Ausbeute und energiesparende Betriebsweise den größten Anteil an der Verbesserung der Produktionsweise haben können. Die Absolutwerte liegen im Bereich dessen, was auch bei klassisch-chemischen Produktionsweisen beobachtet wird. So liegt etwa der Kumulierte Energieaufwand (KEA) der untersuchten Systeme zwischen 175 und ca. 1000 MJ/kg, wobei der letzte Wert (Penicillin) möglicherweise auf veralteter Technologie (alte Daten) beruht. Auch das Global Warming Potential (GWP) rechtfertigt mit 10-60 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten/kg Endprodukt nicht die Hoffnung auf besonders klimaschonende Produkte (der aus den Pflanzen stammende Kohlenstoff wird bei der Berechnung des GWP nicht mitgezählt). Ohne diese Absolutwerte wegen der schlechten Datenlage überbewerten zu wollen, sollten sie doch Anlass zu genaueren Untersuchungen geben.

Bei den Rechnungen wurde als Kohlenstoffquelle Glukose aus Maisstärke angenommen. Wenn der biotechnische Prozess ein Abfallprodukt (z.B. minderwertige Kohlehydrate aus der Nahrungsmittelproduktion) als Sekundärrohstoff benützen kann, könnte die Bilanz wesentlich besser aussehen. Dies zeigt der hohe Anteil des Rohstoffs Glukose - relativ zur Summe der Rohstoffe - bei den meisten Wirkungskategorien (> 90% bei PHA).

### **Schlussfolgerungen**

Ökobilanzen im hier betrachteten Teilbereich der Biotechnologie, der Produktion von Chemikalien mit biotechnischen Methoden (vor allem in Fermentern), können mit der in der Normenreihe ISO EN DIN 14040-43 beschriebenen Methodik erstellt werden. Die bei der Bearbeitung auftretenden Probleme liegen weitestgehend bei der Ermittlung geeigneter Daten und weniger auf der Seite der Wirkungsabschätzung. Dies gilt solange, als "biologische Emissionen", d.h. lebende Organismen mit dem Potential zu unkontrollierter Vermehrung und/oder gefährlichen Eigenschaften (z.B. Krankheitserreger) mit Sicherheit ausgeschlossen werden können.

Die Ökobilanz ist aufgrund ihrer "holistischen" Struktur hervorragend dazu geeignet, diejenigen Sektoren im Lebensweg ausfindig zu machen, die die größten Umweltprobleme verursachen. Wenn geeignete Vergleichsdaten vorliegen, kann auch der Vergleich biotechnischer vs. klassisch-chemischer Produktion durchgeführt werden. Leider

war diese Voraussetzung bei demjenigen untersuchten System, das auf beide Weisen hergestellt werden kann, nicht hinreichend gegeben und konnte aus Gründen der Vertraulichkeit auch nicht verbessert werden.

Trotz der dürftigen Datenlage und den sich daraus ergebenden Unsicherheiten in den Aussagen, kann man sagen, dass biotechnologische Produktionen und Produkte nicht a priori nachhaltig(er) sind, auch nicht im eingeschränkten Sinne einer ökologischen Nachhaltigkeit. Um tatsächlich ökologische Vorteile gegenüber anderen Produktionsweisen zu zeigen, müssen entweder "typisch biotechnische" Vorteile vorliegen, z.B. die enzymatische Synthese komplexer Strukturen in einem Schritt, oder das Gesamtsystem muss unter den Gesichtspunkten hoher Ausbeute, Energierückgewinnung und umweltfreundlicher Rohstoff-Vorketten (z.B. Sekundärrohstoffe) optimiert werden. Zur Bestimmung der optimalen Variante kann und soll die Ökobilanz herangezogen werden.

Die Erstellung einer Datenbank mit wichtigen, für die Biotechnologie typischen Daten, würde die Einführung der Methodik in dieses Gebiet erleichtern und ggf. einen Durchbruch herbeiführen. Einem entsprechenden Forschungsprojekt und/oder einer gemeinsamen Anstrengung der biotechnologischen Industrie sollte hohe Priorität gegeben werden.

## EXECUTIVE SUMMARY

### Goal and Scope

Biotechnology is generally believed to have very good chances with regard to an environmentally friendly, sustainable production of chemicals. This belief rests on the renewable raw materials, the specificity of the reactions catalysed by enzymes, and the mild conditions required by these reactions. A quantitative comparison between biotechnological and traditional chemical methods and products, which could substantiate this claim, however, requires analytical tools which have not yet adapted and tested in this field. A working group of the OECD identified and recommended Life Cycle Assessment (LCA) as a suitable method. The goal of this study is an in-depth analysis of LCA in all its four components with regard to the application for biotechnological processes and products and to necessary developments in order to adapt LCA to the requirements of biotechnology. For the sake of visualization and preliminary testing, examples should be established in the form of simplified LCAs and discussed.

### Life Cycle Assessment and Biotechnology

LCA is based on the concept to identify, quantify and assess all relevant environmental effects of a product or service over the whole life cycle. It is the only internationally standardized assessment tool (ISO EN DIN 14040-43) for products and processes and consists of the components

- Goal and scope definition
- Life cycle inventory (LCI) analysis
- Life cycle impact assessment
- Life cycle interpretation.

The method is especially suited for comparative investigations of systems which have either the same or a very similar benefit or function. The basis of comparison is called functional unit (f.u.); this can, in the simplest case, be a unit of mass or energy. In the case treated here, the ecological comparison of a mass unit of a conventional synthetic chemical with the same amount of the same chemical produced by biotechnology would be a suitable f.u. In the general case of comparing different products fulfilling

the same function, however, the analysis has in principle to be carried out until the end-of-life, since the steps downstream of production may differ so strongly that they become decisive for the result.

Life Cycle Assessment has been formulated in the international standards in such a general way that a priori there can be no doubt that biotechnological products and processes can be assessed with the help of LCA. It is rather adjustment in detail what may be requested, the focus being possibly in any of the components. Thus, in the following the individual components are investigated with the aim of finding out whether adjustments are necessary.

## **Methodological Proposals for further Development**

### **A Goal and Scope Definition**

In addition to the general contents in ISO 14040 and 14041, it has to be decided in the case of biotechnological products and processes whether accidents and other unusual process conditions should be included in the analysis.

Only in these conditions noteworthy amounts of (e.g. genetically modified) organisms can be transferred from the production process (generally speaking: from the technosphere) into the environment. For the sake of visualization, a general scheme of biotechnological production systems was outlined, in which the upstream chains stand up, due to their predominant agricultural nature, against most other (chemical-synthetic) production methods. But even that is not an exclusive biotechnological feature, since for instance the food industry has a similar structure of raw materials.

### **B Inventory Analysis**

The performance of the inventory analysis, as determined by ISO 14041, does not need a new methodology to be developed specifically for biotechnology, except for data requirements originating in the impact assessment component and surpassing the usual frame. This could be the case with enzymes (subgroup of chemical emissions) and biological emissions (e.g. micro-organisms and invasive species).

An essential problem of the inventory analysis is allocation, i.e. the assignment of the environmental burdens to the subsystems in the case of co products (two or more products in one unit process). It is recommended to use the mass allocation weighted by the prices ("economic allocation") as the preferred method, if allocation cannot be

avoided, e.g. by system expansion. By this means, even co products strongly differing in economic value can be weighted in a fair way.

### **C Impact Assessment**

The component Impact Assessment has been fixed in the international standard only with regard to the structure and the general procedure, not with regard to contents, i.e. the specific impact categories and -indicators. Thus, the standard ISO 14042 has a great flexibility, but requires adjustment to different problems.

The structure of the component Impact Assessment contains, according to the norm, mandatory and optional elements. To the first class belong:

- Selection of impact categories, category indicators and characterization models
- Assignment of LCI results (classification)
- Calculation of category indicator results (characterization).

To the second class belong:

- Calculation of the magnitude of category indicator results relative to reference information (normalization)
- Grouping
- Weighting
- Data quality analysis.

In the case of comparative assertions disclosed to the public, the element "weighting" is not allowed, the element "data quality analysis", however, becomes mandatory.

Comparative assertions are claims of ecological superiority or equality of one of the systems investigated ("A better or equal B"). According to ISO 14040, such LCAs shall be subjected to a critical review by a panel according to § 7.3.3.

"Safeguard subjects" or "areas of protection", representing the values of society which do not require a justification, are much discussed in the literature dealing with life cycle impact assessment, but not defined explicitly in the norm. The most frequent list (translated from UBA 1999) contains

- Human health
- Structure and function of ecosystems
- Natural resources

It can easily be recognized that the first two really have an intrinsic value, whereas the third one is founded on the fear of a future exhaustion of resources with all its negative consequences for humankind. There are several tentative approaches known to structure the impact assessment starting with the safeguard subjects ("top down"); the mostly used route in LCA takes the opposite direction from inventory to impact categories and possibly further to the safeguard subjects ("bottom up"). This is recommended also for biotechnology as the first choice which is also predesigned by ISO 14042 and used practically in the assessment by Federal Environmental Agency (UBA).

The selection of the categories is of paramount importance for impact assessment. After that the question is addressed, which indicators can be used to quantify ("characterize") the categories and whether there are scientific models available allowing to do this. A careful check of the literature showed that about 20 categories have been proposed, covering most of the actual environmental problem areas, but that there are still gaps not recognized, partly due to the lack of a systematic structure. The way we choose here in order to find a new systematic suitable for biotechnology starts from inventory items and forms groups (A to E) of such items to which in a second step impact categories are assigned:

- A Use of resources
- B Effects by chemical emissions
- C Effects by physical emissions
- D Effects by biological emissions
- E Further Categories.

The group A corresponds to what is commonly called "Input-related categories"; the groups B to D correspond to the "Output-related categories" and E contains categories which are only infrequently mentioned or difficult to attribute unambiguously. In detail, the following impact categories were assigned to the 5 groups:

- A1 Use of abiotic resources
- A2 Use of biotic resources
- A3 Appropriation of environmental space (land use)
- B1 Climate change
- B2 Stratospheric ozone depletion

- B3 Photo-oxidant formation
- B4 Acidification
- B5 Eutrophication (aquatic and terrestrial)
- B6 Human toxicity
- B7 Ecotoxicity
- B8 Odour
- C1 Noise
- C2 Ionizing radiation
- C3 Waste heat
- D1 Effects (of biological emissions) on ecosystems
- D2 Toxic effects (of biological emissions) on humans
- E1 Accidents
- E2 (Adverse effects on) Occupational health
- E3 Desertification (and erosion)
- E4 Destruction of landscapes
- E5 Impairment of ecosystems and of biodiversity.

Among these 21 categories, which are divided in some documents into several sub-categories (especially B5 and B7), only the impact categories assigned by us to "biological emissions" (D1, D2) are new. They include potential hazards to humans and the environment due to the displacement and release of non native organisms (neobiota) including genetically modified organisms. The categories should be used to quantify the hazards, if the development of suitable indicators meets with success. It should be pointed out that in D2, for the first time, biological pathogenic agents (bacteria, viruses) have been introduced into LCA. The same is true for the "invasive species", a subgroup of the neobiota, in category D1.

The numeration in the order chosen clearly shows the preponderance of the group B (chemical emissions) and of the categories derived from them in the traditional impact assessment. This not only concerns the number of categories (8), but also their state of development, i.e. the availability of indicators and characterization factors. Looking at

the problem from this point of view, not only the biological (D), but also the physical categories (C) are still at the beginning of the development. The input-oriented categories (A) are also less developed compared to the chemical ones.

For the sector of biotechnology chosen here, the industrial production of substances (chemicals) in bioreactors, the "biological categories" are important insofar as in case of accidents, during unqualified waste treatment or due to residues in the final product, contaminations may occur which should not be neglected in a LCA. The development of indicators is still at the beginning.

Especially important impact categories for the biotechnological production - in absence of non intended releases - are:

- Appropriation of environmental space (land use) (A3)
- Use of biotic resources (A2)
- Use of water (abiotic-renewable resource, sub-category of A1)
- Eutrophication (B5).

The causes can be expected to originate in the agricultural upstream chains and in the heavy use of water. For these categories there are indicators and approximate characterization methods. Water is not a scarce resource in Germany, however, and is therefore not modelled in this study.

#### **D Interpretation**

The international standard ISO 14043 that regulates the component Interpretation, is written in quite general terms and, thus, hardly offers items for enlargement or specification for biotechnological production. It should only be pointed out that the consistency check (goal and scope - inventory - impact assessment - data quality - conclusions), a central item of interpretation, has to be taken especially serious in new applications in order to prevent false conclusions.

#### **Examples**

For the following biotechnological productions enough data has been found in literature in order to establish at least simplified LCAs:

1. Indigo (information regarding biotechnological synthesis at lab scale)

2. Penicillin (example for a high-value product/drug)
3. Polyhydroxyalkanoate (PHA) (high-volume polymers for plastics).

An approximate comparison with the chemical-synthetic production can only be performed in the case of indigo, but also in this case data is not sufficient for complete LCAs. Comparative ecoefficiency analyses by BASF are available for both production-lines of Indigo. The ecoefficiency analysis is an assessment method which is based on ISO 14040 ff, but includes economic aspects. Together with the inclusion of social aspects (which is being elaborated), the ecoefficiency analysis will claim to assess the sustainability, a claim which cannot be posed by LCA alone, since LCA is restricted to the environmental aspects.

A typical, large-scale industrial biotechnological process shows about the following framework data (according to literature data for different productions):

Volume of the bioreactor:	100 m <sup>3</sup>
Reaction temperature:	310 K
Reaction time:	100 h
Sterilisation:	400 K
Final concentration:	30 g/l

Exothermic, mostly aerobic reaction, hence cooling required.

Using this information, which was modified in the individual cases, the central process "reaction in the bioreactor" was built. Since there are no emissions at the bioreactor itself under ordinary conditions and the production site, as a long-lived investment, was not modelled, all environmentally problematic processes are to be found in the up-stream and down-stream chains; this could lead to the (wrong) impression that the biotechnological process is not present in the LCA. Since each modification of the reaction conditions has repercussions on the up-stream and possibly also on the down-stream modules, the LCA gives an, albeit simplified, essentially correct picture of the systems investigated within the model frame.

For the bioprocess, raw materials are needed as carbon- and nitrogen source which are, as a rule, main products or co-products of the agricultural industry. In the inventory analysis, the simplifying assumption was made that the carbon source is glucose made from corn starch, the agricultural upstream chain being available from existing inventories. The primary role is played by grain maize as the basis of starch. Important input parameters are the use of machinery and fuel, fertilization and plant protection, as well

as transports. A further important upstream chain is due to soybean as nitrogen source (cultivation overseas).

Generic data was used for quantifying the supply of process energies. The treatment of liquid and solid waste from fermentation process was quantified according to its specific composition. No data could be found for possible process-specific emissions of enzymes or micro-organisms.

The Impact assessment was carried out according to the above principles, indicators and characterization factors were taken from literature.

## Results

The results of the impact assessment, related to the functional unit "1 kg final product", were assigned to the sectors "process energy", "transport of raw materials", "waste water treatment" and "waste incineration" and presented in the form of tables (absolute values) and as bar diagrammes (relative values). An important result consists in the fact that for all systems investigated and for all impact categories, the upstream chains "raw materials" and "process energy" are responsible for more than 50% of the load, in some cases up to 90%. From this result it can be concluded that high yield and energy saving may give the highest share on the improvements of the production.

The absolute values are in the range observed for classic chemical production. The Cumulative Energy Demand (CED) of the systems investigated, for instance, is found between 175 and 1000 MJ/kg, the last value (Penicillin) being perhaps due to obsolete technology (old data). The Global Warming Potential (GWP), 10 to 60 kg CO<sub>2</sub>-equivalents, hardly justifies the hope for especially climate-friendly products (the carbon originating from plants is not included in the calculation of GWP). Without overemphasising these absolute values, due to the bad data situation, they should give rise to more intense investigations.

For the calculations glucose from corn starch was assumed to be the carbon source. The result of the balance would look better, if the biotechnological process would use a waste product (e.g. carbohydrates of low quality from food industry) as secondary raw material. This is also shown by the high fraction of the raw material glucose (relative to the sum of raw materials) in most impact categories (> 90% in the case of PHA).

## Conclusions

LCAs in the sector of biotechnology considered here, the production of chemicals using biotechnological methods (above all in bioreactors), can be performed using the methodology described in the series of standards ISO EN DIN 14040-43. The problems encountered during the work are more related to the acquisition of suitable data and less so to impact assessment. This is only true as long as "biological emissions", i.e. living organisms with a potential to uncontrolled propagation and/or showing hazardous properties (e.g. pathogenic agents) can be safely excluded.

The LCA is excellently suited, due to its holistic structure, to indicate those sectors in the life cycle that cause the greatest environmental problems. If there are enough comparative data available, the comparison between biotechnological and classical chemical production can be performed. Unfortunately, this presupposition was not given in this study and could not be improved due to confidentiality problems.

Despite the poor situation with regard to data, it can safely be stated that biotechnological productions and products are not a priori sustainable, not even in the restricted sense of an ecological sustainability.

In order to show real ecological advantages relative to other ways of production, there have to be either typical "biotechnological advantages", e.g. the enzymatic synthesis of a complicated chemical structure in one step, or the total system has to be optimized under the aspects of high yield, energy reclaiming and environmental friendly raw-material upstream chains (e.g. secondary raw materials). LCA can and should be used to determine the optimal variation.

The establishment of a data bank containing important and for biotechnology typical inventory data would facilitate the introduction of LCA in this field and possibly induce a break-through. A research project and/or a co-operative effort by the biotechnology industry with that aim should be given high priority.

## 1 EINLEITUNG UND ZIEL DES FORSCHUNGSVORHABENS

Biotechnologie wird von der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) als „Anwendung biologischer Organismen, Systeme und Prozesse zur Bereitstellung von Produkten und Dienstleistungen“ definiert. Klassische biotechnologische Verfahren werden seit Jahrhunderten durch den Einsatz von Mikroorganismen zur Lebensmittelherstellung beispielsweise beim Brotbacken oder Bierbrauen eingesetzt. Moderne Biotechnologie findet breite Anwendung in vielen Bereichen und schließt auch die Nutzung gentechnisch veränderter Organismen mit ein. Große Potentiale der Biotechnologie werden im produktionsintegrierten Umweltschutz gesehen. Beispiele hierfür sind das Biostoning von Jeans oder die Acrylamid-Produktion mit Enzymen. Als Einsatzbereiche werden folgende Industriezweige gesehen:

- Chemische und pharmazeutische Industrie
- Zellstoff- und Papierindustrie
- Textil- und Lederindustrie
- Nahrungs- und Futtermittelindustrie
- Metalle und Mineralien
- Energiewirtschaft.

Vom Ersatz chemisch-technischer Prozesse durch biotechnische Verfahren erwartet man die Einsparung von Rohstoffen und Energie sowie weniger toxische Emissionen und Abfälle. Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurden eine Reihe von Projekten zu diesem Themenkreis durchgeführt und veröffentlicht, beispielsweise von HÜSING et al., (1998), AST & SELL, (1998), BRELLOCHS et al., (2001), RHEIN et al. (2002), MIESCHENDAHL & SAUER (2002).

Neben den Hoffnungen, die in die Anwendung der modernen Biotechnologie gesetzt werden, wecken mögliche Risiken aber auch Ängste, die der allgemeinen Akzeptanz entgegenstehen, vor allem wenn es um den Einsatz gentechnischer Verfahren geht.

Als Methode der Wahl zur umfassenden Beurteilung der Umweltauswirkungen von Produkten und Systemen über den gesamten Lebensweg hat sich die Ökobilanz schon in vielen Anwendungsbereichen bewährt. Die ad hoc Arbeitsgruppe der OECD-Arbeitsgruppe Biotechnologie empfiehlt in ihrem Bericht "Biotechnology for Clean In-

dustrial Products and Processes" (OECD, 1998) die Ökobilanz ausdrücklich als Maß für die Umweltverträglichkeit biotechnologischer Verfahren, jedoch wird eine methodische Anpassung als notwendig erachtet.

Ausgehend von den ISO-Normen 14040 bis 14043 wird in diesem Projekt geprüft, ob und wie Ökobilanzen für biotechnische Prozesse und Produkte auf der Ebene der vier Komponenten (siehe Abschnitt 2.1), vor allem der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung anzupassen sind. Die Vorschläge werden eingehend diskutiert. Anhand von praktischen Fallbeispielen wird eine entsprechend angepasste Ökobilanz schematisch durchgeführt. Die Vorschläge zur Methodik wurden in einem Fachgespräch mit Experten diskutiert und anschließend anhand eines Beispiels erprobt. Die Ergebnisse sollen in die weiteren Arbeiten zur ökologischen Bewertung biotechnischer Verfahren und Produkte einfließen.

## **2 ÜBERSICHT ÜBER DIE METHODIK DER ÖKOBILANZIERUNG**

### **2.1 Struktur und Normung**

Diese Methodik geht von dem Ansatz aus, alle relevanten Umweltauswirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung über den gesamten Lebensweg zu erfassen, zu quantifizieren und zu bewerten. Um für das Instrument der Ökobilanz bzw. des Life Cycle Assessment (LCA) einen allgemein akzeptierten methodischen Rahmen zu schaffen, bemüht man sich seit einigen Jahren auf nationaler wie auch internationaler Ebene um eine Standardisierung. Ein erstes Ergebnis lag zunächst mit dem internationalen Standard ISO 14040 "Environmental management - Life cycle assessment – Principles and framework" vor. Dieser wurde im Juni 1997 vom Europäischen Komitee für Normung (CEN) als europäische Norm EN ISO 14040 "Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen" angenommen und hat infolgedessen auch den Status einer nationalen Norm erhalten (DIN, 1997). Zu den einzelnen Bestandteilen einer Ökobilanz (siehe auch Abb. 1)

- Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens (Goal and scope definition)

- Sachbilanz (Life cycle inventory analysis)
- Wirkungsabschätzung (Life cycle impact assessment)
- Auswertung (Life cycle interpretation)

liegen inzwischen weitere Normen vor: DIN EN ISO 14041 (DIN, 1998), 14042 (DIN, 2000a), 14043 (DIN, 2000b). Damit und nach Verabschiedung einiger ergänzender technischer Berichte (ISO/TR 14047 und 14049; ISO/TS 14048) ist die erste Runde der internationalen Normung von Ökobilanzen abgeschlossen (KLÜPPEL, 2002). Die technischen Berichte geben Erklärungen und Beispiele zu den Normen (14047 zur Wirkungsabschätzung, 14049 zur Zielsetzung und zur Sachbilanz, 14048 zum Datenformat).

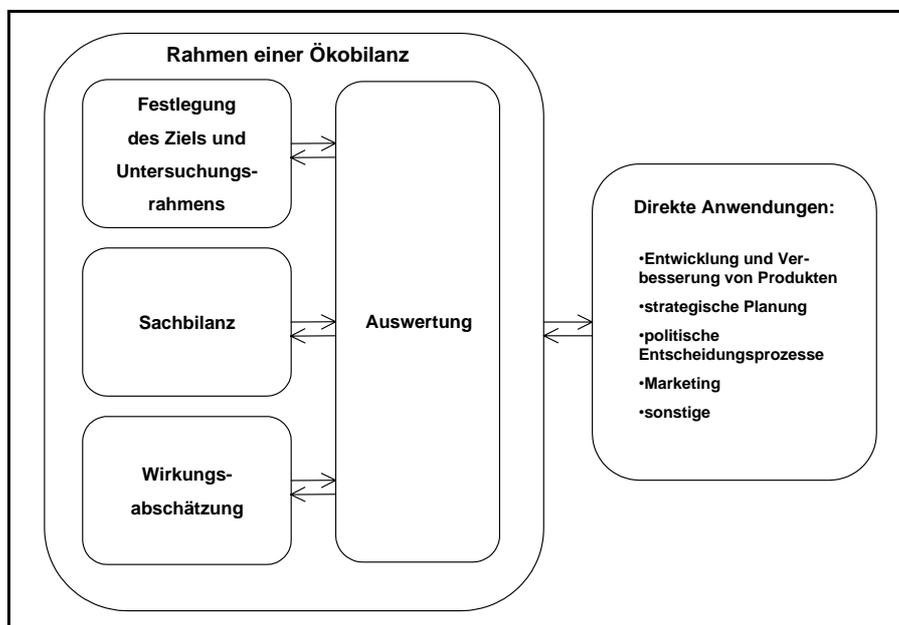


Abb. 1: Bestandteile einer Ökobilanz nach DIN 14040

## 2.2 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Diese Komponente ist u.a. deshalb so wichtig, weil die Normen der 14040-Reihe in vielen Punkten prinzipielle Anforderungen und keine konkreten Handlungsanweisungen beinhalten, was bei einer entwicklungsbegleitenden Normung auch sinnvoll ist und besonders bei der Wirkungsabschätzung, beim gegenwärtigen Entwicklungsstand der Methode auch gar nicht anders sein kann. Aber auch bei der Sachbilanz gibt es Freiräume, z.B. bei der Allokation von Koppelprodukten (quantitative Zuordnung von Sachbilanzpositionen zu mehreren in einem Prozess gebildeten Produkten), die von der Norm offengehalten wurden. Neben der eigentlichen Zieldefinition für eine spezielle Ökobilanz sollen hier festgelegt werden:

- Systemgrenzen (technisch, räumlich und zeitlich)
- Funktionelle Einheit (Bezugseinheit im Systemvergleich)
- Regeln und Annahmen (Abschneide- und Allokationsregeln, Aggregation)
- Datenbeschaffung
- Art der Wirkungsabschätzung und Bewertung
- Zielgruppe(n) (intern, Marketing, Öffentlichkeit, Politik...)
- Prüfung durch Sachverständige.

Die Zieldefinition kann im Laufe einer Studie auch modifiziert werden, die Änderungen sollen aber schriftlich festgehalten werden.

## 2.3 Sachbilanz

Die Sachbilanz ist der zentrale, am besten entwickelte und wissenschaftlichste Bestandteil der Ökobilanz (HUNT et al., 1992; BOUSTEAD, 1992; SETAC, 1993; DIN, 1998). In der Sachbilanz werden anhand des "Produktbaums", der aus sog. Modulen aufgebaut ist, alle Inputs und Outputs zunächst nach ihren Massen und Energiewerten erfasst und auf die funktionelle Einheit bezogen. Dabei wird prinzipiell der gesamte Lebensweg erfasst, kleinere Nebenzweige müssen allerdings abgeschnitten werden.

Die nötigen Daten werden entweder direkt erhoben oder es werden generische Daten verwendet. Direkte Daten liegen meist für die Produktion und die Vorprodukte vor, sowie für die Entsorgung oder das Recycling. Generische Daten werden meist für die Energiebereitstellung, für die Transporte, für häufig vorkommende Rohstoffe und Materialien (z.B. Metalle, Kunststoffe, Glas, Beton, Tenside usw.) sowie für Standardentsorgungsprozesse eingesetzt. Die generischen Daten sind meistens Mittelwerte für einen bestimmten Wirtschaftsraum oder repräsentative Einzelwerte, die aus den bekannten Datensammlungen entnommen werden.

Die Energiewerte werden in der Regel primärenergetisch bewertet und zum "kumulierten Energieaufwand" (KEA, siehe auch Abschnitt 6.5.1.1) (VDI, 1997) aggregiert. In diesem ist auch der "kumulierte nichtenergetische Aufwand" enthalten, der z. B. die im Erdöl enthaltene Energiemenge enthält, das zur Herstellung von Polyethylen verwendet wurde, oder die Energie im Holz, das zur Papierherstellung eingesetzt wurde. Der KEA stellt eine äußerst nützliche Aggregation dar, die auch dann durchgeführt werden soll, wenn sich an die Sachbilanz eine ausführliche Wirkungsabschätzung anschließt (KLÖPFFER, 1997).

Das Ergebnis der Sachbilanz sind oft umfangreiche Tabellen, in denen alle Inputs und Outputs des betrachteten Systems, bezogen auf die funktionelle Einheit, aufgelistet sind. Inputgrößen betreffen die dem Produktsystem zugeführten Einträge, vor allem Ressourcen und Land, Outputs sind alle Emissionen und Nebenprodukte, nicht jedoch das Hauptprodukt und die Abfälle.

Daneben sollen jedoch die auf die einzelnen Module (kleinste untersuchte Prozessschritte, z.B. die biotechnische Fermentation zur Herstellung einer Chemikalie oder ein Kraftwerk, ein Transportprozess etc.) bezogenen Daten nicht verloren gehen, damit bei der Wirkungsabschätzung und bei der Auswertung festgestellt werden kann, aus welchen Lebenswegbereichen die wichtigsten Belastungen stammen (Sektoralanalyse).

## **2.4 Wirkungsabschätzung**

Eine Sachbilanz allein kann - in Verbindung mit einer guten Zieldefinition - bereits nützliche Ergebnisse für Produktverbesserungen, Energiesparmaßnahmen, Emissionsre-

duktionen, Vergleich mit anderen Produktionsverfahren (benchmarking) usw. geben. Sie ist jedoch nicht ausreichend für vergleichende Untersuchungen von Produktsystemen.

Dafür, aber auch zur vertieften Schwachstellenanalyse und zur Aggregation und systematischen Auswertung der Sachbilanzergebnisse mit ihren zahlreichen Einzeldaten, ist eine Wirkungsabschätzung nötig (SETAC, 1993; ISO, 1997 und 1998; FAVA et al., 1993; UDO DE HAES et al., 1994; KLÖPFFER & RENNER, 1995; UDO DE HAES, 1996). Die ältere Methode der "kritischen Volumen" (dabei wurden die emittierten Mengen durch Grenzwerte dividiert und gewichtet, HABERSATTER & WIDMER, 1991) wurde durch die Methode der Wirkungskategorien ersetzt, die vom Zentrum der Umweltwissenschaften an der Universität Leiden (CML) vorgeschlagen wurde (HEIJUNGS et al., 1992). Die Kategorienliste nach SETAC-Europe (UDO DE HAES et al., 1999; UDO DE HAES, 1996) beinhaltet die folgenden Punkte, welche den Großteil der jetzt diskutierten Umweltproblemfelder abdeckt:

**A Inputbezogene Wirkungskategorien:**

- Abiotische Ressourcen
- Biotische Ressourcen
- Land(-nutzung)/Naturraumbeanspruchung

**B Outputbezogene Wirkungskategorien:**

- Klimaänderung
- Stratosphärischer Ozonabbau
- Humantoxikologische Wirkungen
- Ökotoxikologische Wirkungen
- Bildung von Photooxidantien/Sommersmog
- Versauerung
- Eutrophierung (einschließlich BSB und Wärme)

- (Geruch)<sup>1</sup>
- (Lärm)
- (Strahlung).

Um die quantitativen Daten der Sachbilanz in Wirkungsindikatorergebnisse zu überführen, sind folgende Schritte nötig (DIN, 2000a; UDO DE HAES et al., 1999; SETAC, 1993; UDO DE HAES, 1996; HEIJUNGS et al., 1992; GUINÉE et al. 2002):

- Auswahl der Wirkungskategorien
- Klassifizierung
- Charakterisierung.

Die Klassifizierung ist die Zuordnung der Input- und Outputdaten der Sachbilanz zu den einzelnen Kategorien, z. B. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O zur Kategorie "Klimaänderung", die Säuren und säurebildenden Gase (z. B. NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>) zur Kategorie "Versauerung", die smogbildenden Kohlenwasserstoffe (VOC) zur "Bildung von Photooxidantien" usw. Zu jeder Wirkungskategorie gehört ein Wirkungsindikator, z. B. die Freisetzung von Protonen (H<sup>+</sup><sub>aq</sub>) für die Kategorie "Versauerung", von dem sich die Charakterisierungsfaktoren zur Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungsindikatorergebnisse ableiten.

Die Charakterisierung ist der wichtigste Schritt, in dem die klassifizierten Daten in Wirkungsindikatorergebnisse umgerechnet und aggregiert werden. Ein relativ einfacher Fall liegt beim Treibhauseffekt (Indikator für die Kategorie Klimaänderung) vor, weil hier das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) eine geeignete Aggregationsmethode vorgeschlagen hat, das „Global Warming Potential“ (GWP) und auch jeweils aktuelle Umrechnungsfaktoren publiziert (IPCC, 1995, 2001; WMO 1999). Das GWP wird in kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten ausgedrückt. Ähnlich günstige Bedingungen liegen beim Ozonabbau vor, wo die World Meteorological Organization ähnliche "Ozone Depletion Potentials" (ODP) berechnet hat, die in kg R11-Äquivalenten angegeben werden. Diese Werte sind nicht "wissenschaftlicher" als z.B. die Versauerungsäquivalente (kg SO<sub>2</sub>-Äquivalente), aber es stehen angesehene internationale Gremien dahinter. Ähnlich sollte in Zukunft auch für die übrigen Kategorien verfahren werden, über die noch keine internationale Übereinstimmung existiert. Es wurden jedoch für die

---

<sup>1</sup> Die in Klammer stehenden Wirkungskategorien werden nur selten quantitativ erfasst

meisten Kategorien brauchbare Quantifizierungen vorgeschlagen (HEIJUNGS et al., 1992; KLÖPFFER & RENNER, 1995; UDO DE HAES, 1996; GUINÉE et al., 2002), die in der Praxis der Ökobilanzierung eingesetzt werden können.

Optionale Elemente der Wirkungsabschätzung sind (DIN, 2000a; UDO DE HAES et al., 1999):

- Normierung (Berechnung des Verhältnisses der Wirkungsindikatorergebnisse zu einem oder mehreren Referenzwerten)
- Ordnung (Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien)
- Gewichtung (Umwandlung und eventuelle Zusammenfassung der Indikatorergebnisse über Wirkungskategorien hinweg unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen)
- Analyse der Datenqualität.

Für die Schritte Normierung und Ordnung wurde vom Umweltbundesamt (SCHMITZ & PAULINI, 1999) im Rahmen der Bewertung in Ökobilanzen eine Vorgehensweise entwickelt. Diese orientiert sich an den übergeordneten Schutzgütern der Umweltpolitik

- Menschliche Gesundheit
- Struktur und Funktion von Ökosystemen
- Natürliche Ressourcen

sowie am bestehenden und angestrebten Gesundheits- und Umweltzustand.

Hierzu wurde folgende Festlegung getroffen:

*"Festlegung:*

*Eine Wirkungskategorie oder ein bestimmtes Wirkungsindikatorergebnis wird als um so umweltschädigender beurteilt, ihm wird also eine um so höhere Priorität beigemessen,*

- 1. je schwerwiegender die potentielle Gefährdung der ökologischen Schutzgüter in der betreffenden Wirkungskategorie anzusehen ist (unabhängig vom aktuellen Umweltzustand),*
- 2. je weiter der derzeitige Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie von einem Zustand der ökologischen Nachhaltigkeit oder einem anderen angestrebten Umweltzustand entfernt ist,*

3. je größer dieses Wirkungsindikatorergebnis in Bezug auf einheitliche Referenzwerte ist, z.B. der Anteil an der jeweiligen Gesamtjahremission in Deutschland.

Diesen Aspekten wird durch die folgenden Kriterien Rechnung getragen:

1. Ökologische Gefährdung
2. Distance-to-Target (Abstand zum angestrebten Umweltzustand)
3. Spezifischer Beitrag.

Bei den Arbeitsschritten Normierung und Ordnung sind die Indikatorergebnisse jeder Wirkungskategorie im Hinblick auf jedes der drei Kriterien zu beurteilen. Die Beurteilung führt zu einer Rangbildung gemäß einer fünfstufigen ordinalen Skala von

A (höchste Priorität)

bis

E (niedrigste Priorität):

Es ist zu betonen, dass diese Rangbildung als eine Relation zwischen den Wirkungskategorien oder Indikatorergebnissen, nicht dagegen als absolutes Urteil anzusehen ist."

Die Rangbildung für die Kriterien Ökologische Gefährdung und Distance-to-Target ist unabhängig von einer konkreten Ökobilanz.

## 2.5 Auswertung

Die letzte Phase der Ökobilanz zielt auf eine gründliche Überprüfung aller Resultate - nicht nur der Wirkungsabschätzung - teilweise mit mathematischen Hilfsmitteln und verbindet die Ökobilanz mit den Anwendungen. Die Auswertung umfasst folgende Bestandteile (DIN, 2000b):

- Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungs-Phasen der Ökobilanz
- Beurteilung, die die Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen berücksichtigt
- Schlussfolgerungen, Empfehlungen und der Bericht der signifikanten Parameter.

Zu den Grundsätzen der Ökobilanzierung gehört die Anwendung eines iterativen Verfahrens, sowohl in der Auswertungsphase als auch in den anderen Phasen einer Ökobilanz.

## **2.6 Kritische Prüfung**

Bei einer Ökobilanz, deren Ergebnisse zur Begründung vergleichender Aussagen herangezogen werden und die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, muss eine kritische Prüfung vorgenommen werden (DIN, 1997); ansonsten ist sie optional.

Die kritische Prüfung (DIN, 1997) durch einen oder mehrere unabhängige Sachverständige kann zum besseren Verständnis beitragen und die Glaubwürdigkeit von Ökobilanz-Studien erhöhen. Sie soll sicherstellen, dass

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit der internationalen Norm übereinstimmen,
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen,
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind,
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen,
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

### 3 STAND DER ÖKOBILANZIERUNG VON BIOTECHNISCHEN PROZESSEN

#### 3.1 Ausgangssituation

Erste Erfahrungen mit der Ökobilanzierung von biotechnischen Produkten und Prozessen sind im OECD-Bericht (OECD, 1998) beschrieben. Untersucht wurden

- eine Katalase (Terminox Ultra der Firma Novo Nordisk) zur Entfernung überschüssigen Bleichmittels vor der Textilfärbung
- das Bio-Stoning von Jeans, wobei Bimsstein durch Cellulase ersetzt wird
- eine gentechnisch veränderte Waschmittelprotease der Firma Henkel
- die Herstellung von Bioethanol.

Im zweiten OECD-Bericht (OECD, 2001) werden weitere Fallstudien vorgestellt, eine nach OECD (1998) zu erwartende, breite Anwendung der Ökobilanztechnik blieb jedoch aus. Lediglich die im OECD-Bericht (2001) dargestellten Arbeiten von Gloria Fu über ein Holzbleich-Enzym und ein Bio-Alkohol-Verfahren (Ethanol als Treibstoffzusatz, Publikation: FU et al., 2003) können als Ökobilanzen bezeichnet werden. Die Ergebnisdarstellung wurde jedoch so gewählt, dass keine Rückschlüsse auf die eigentliche Produktion gezogen werden können.

Offene Fragen bei der Erstellung von Ökobilanzen im Bereich Biotechnologie werden in den zitierten OECD-Berichten bei folgenden Punkten gesehen:

- die Modellierung der Systemgrenzen im Bereich nachwachsende Rohstoffe
- die Wirkungsabschätzung der Flächennutzung unter Berücksichtigung verschiedener Systemgrenzen und Schutzgüter
- die Wirkungsabschätzung toxischer Effekte unter Berücksichtigung verschiedener Expositionen
- die Wirkungsabschätzung nicht toxischer Effekte auf die menschliche Gesundheit
- die Entwicklung von Gewichtungsmethoden
- die Verfügbarkeit von Daten und die dadurch bedingte Beschränkung auf vereinfachte Ökobilanzen oder nur orientierende Lebenszyklusbetrachtungen ("Life cycle

thinking"): ein Denken in Lebenszyklen ist jedoch nur ein Konzept, keine (quantitative) Methode.

Zu den ersten drei Punkten sind seit der Veröffentlichung des OECD-Berichtes einige Neu- und Weiterentwicklungen zu verzeichnen, die hier Berücksichtigung finden. Ökobilanzen für die landwirtschaftliche Produktion wurden beispielsweise für den europäischen Weizenanbau durchgeführt (EC-DG VI, 1997), sowie erstmalig auch für gentechnisch veränderte Nutzpflanzen (KLÖPFFER et al., 1999). Im Rahmen des letztgenannten Projektes wurde auch die Einbeziehung gentechnischer Risiken in die Wirkungsabschätzung versucht und inzwischen in einem Folgeprojekt weiterentwickelt (KLÖPFFER et al., 2001). Diese für das Umweltbundesamt Wien durchgeführten Ökobilanzen zeigten, dass für die untersuchten Systeme (Körnermais und Winterraps) und unter österreichischen Rahmenbedingungen durch die gentechnischen Modifizierungen (Bt-Mais bzw. Basta-Resistenz bei Raps) keine ökologischen Vorteile gegenüber dem konventionellen und dem biologischen Landbau erzielt werden. Dies zeigt bereits die "klassische" Ökobilanz ohne Einbeziehung der Risikobetrachtungen.

Ein erster Ansatz zur Behandlung pathogener Mikroorganismen und gentechnisch veränderter Mikroorganismen in der Wirkungsabschätzung wurde 1999 von JANK et al. vorgestellt. Dabei wurde eine Methodik der Risikoabschätzung eingeführt, die hauptsächlich für Fragen der Sicherheit am Arbeitsplatz relevant sind. Die Einbeziehung des Arbeitsplatzes in die Ökobilanz wird kontrovers diskutiert, von der Mehrzahl der Ökobilanzierer jedoch mit der Begründung abgelehnt, dass dieser kontrollierte Bereich zur Technosphäre gehört, während Ökobilanzen die Auswirkungen auf die Umwelt ermitteln und bewerten. Die menschliche Gesundheit ist nach dieser Auffassung dann in die Ökobilanz einzubeziehen, wenn sie über die Umwelt (also quasi auf dem Umweg über diese) betroffen ist (siehe Kapitel 8 in UDO DE HAES et al., 2002).

Methodische Fragestellungen zur Sachbilanz von landwirtschaftlichen Prozessen wurden auch von LCAnet Food behandelt (WEIDEMA & MEEUSEN, 1999).

Weitere Entwicklungen im Bereich der Wirkungsabschätzung sind in Kap. 6 beschrieben.

Die Methodenentwicklung für Sachbilanz und Wirkungsabschätzung knüpft an dieser Ausgangssituation an.

### 3.2 Ökoeffizienz-Analyse

Eine sowohl zur Analyse klassisch-chemischer als auch biotechnologischer Produkte und Prozesse geeignete Methodik wurde unter der Bezeichnung "Ökoeffizienz-Analyse" von der BASF AG entwickelt (SALING et al., 2002; LANDSIEDEL & SALING, 2002), siehe auch Beitrag von Dr. Saling zum Fachgespräch im Anhang A 1.3 und A 4. Die Methode beruht auf einer gegenüber DIN 14040ff vereinfachten Ökobilanz, behält aber die zwei konstituierenden Elemente der Ökobilanz - Erfassung des gesamten Lebensweges und Bezug auf eine funktionelle Einheit - bei. Sie geht durch die Einbeziehung der ökonomischen Analyse über die reine Ökobilanz hinaus und kann daher als ein erster Schritt zu einer Nachhaltigkeitsanalyse gesehen werden, die dann noch in geeigneter Form um die soziale Komponente der Nachhaltigkeit erweitert werden müsste. Eine entsprechende Methodik wird dz. in einem durch das BMBF geförderten Projekt entwickelt. Die Ökoeffizienz-Analyse enthält gewichtende Elemente (z.B. die Gewichtung der "R-Sätze" in der Wirkungsabschätzung), die für vergleichende Bewertungen, soweit sie der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, nicht der Norm DIN 14040 entsprechen, dafür aber eine einfache und einprägsame graphische Darstellung der Endergebnisse erlaubt. Bei den sich ergebenden Diagrammen handelt es sich um rechtwinkelige Koordinatensysteme mit der normalisierten "Umweltposition" (Environmental impact, normalized; Ordinate) vs. Gesamtkosten" (Total cost, normalized; Abszisse).

Für die Ökobilanzierung biotechnologischer Produkte und Prozesse ist von besonderem Interesse, dass das von Herrn Saling in seinem Vortrag im Rahmen des UBA-Workshops und in der Publikation (SALING et al., 2002) gegebene Beispiel eine vergleichende Analyse von fünf Färbemethoden für Jeans darstellt, wobei drei unterschiedlich hergestellte Indigofarbstoffe zum Einsatz gelangen:

1. synthetischer Indigo (BASF-Verfahren)
2. Indigopulver aus Pflanzen
3. biotechnologisch hergestellter Indigo.

Die beiden verbleibenden Varianten stellen unterschiedliche Färbeverfahren aus einer 40% Indigo-haltigen Küpe dar.

Am Gesamtergebnis ist interessant, dass der klassisch-chemische und der biotechnologische Weg nur geringfügig unterschiedlich sind und beide im "positiven Sektor" lie-

gen, während die Herstellung über Pflanzen bei geringer Ökoeffizienz, d.h. hohen Kosten und relativ hohen Umweltbelastungen liegt (die Skalen sind gegenläufig definiert, so dass sich die hohen Werte in beiden Achsen links unten finden, siehe Folie Dr. Saling im Anhang A 4). Die Ursache für das schlechte Abschneiden des historisch wichtigen Prozesses mit Indigo-produzierenden Pflanzen liegt in der geringen Ausbeute der Farbstoffproduktion.

Die toxikologischen Wirkungspotentiale, die mit Chemikalien verbunden sind und in der Ökobilanz nach DIN 14042 in der Komponente Wirkungsabschätzung angesiedelt sind, werden in der Ökoeffizienz-Analyse durch ein Scoringssystem<sup>2</sup>) dargestellt (LANDSIEDEL & SALING, 2002). Das Risiko ist nach der allgemeinen Formel

$$R = T \times E$$

definiert, wobei R das Risiko eines nachteiligen Gesundheitseffekts bedeutet, T den toxischen Effekt und E die Exposition. Eine ähnliche Formel wurde bereits in den frühen 80er Jahren von der OECD für das Schadwirkungspotential (hazard) von Chemikalien auf die Umwelt aufgestellt, siehe (KLÖPFER, 1993). Die in der Ökoeffizienz-Analyse gewählte Klassifizierung der toxischen Wirkungen beruht auf den sog. "R-Sätzen", die für eine große Anzahl von Stoffen verfügbar sind; auf dieser Datenverfügbarkeit beruht ihr Vorteil gegenüber quantitativen Charakterisierungen, z.B. in Form von Grenzwerten oder "no effect levels", die zudem für karzinogene Stoffe ohne Schwellenwert nicht wissenschaftlich abzuleiten sind. Die Exposition wird wegen methodischer Schwierigkeiten derzeit noch nicht in das Scoring einbezogen, was nach der allgemeinen "Risikoformel" aber erforderlich wäre. Eine Weiterentwicklung der Methode unter Einbeziehung von Expositionsszenarien wird jedoch vorgeschlagen und ist nach Mitteilung von Dr. Saling mittlerweile realisiert.

---

<sup>2</sup> Punktesystem, eine Art von Benotung

## 4 METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITERENTWICKLUNGEN FÜR DEN UNTERSUCHUNGSRAHMEN

### 4.1 Systemgrenzen

Die Ökobilanz kann als vereinfachte Systemanalyse betrachtet werden, in deren Mittelpunkt ein Produkt oder Prozess steht und einen Nutzen für die Gesellschaft hat. Bei der Definition der Systeme treten zwei Arten von Systemgrenzen auf:

1. Die Grenze zwischen Technosphäre und Umwelt
2. Die Grenze zwischen dem analysierten System und allen anderen (Produkt-) Systemen.

Bei der Festlegung dieser Systemgrenzen sollte Folgendes beachtet werden:

Die "Produktbäume", die die betrachteten Systeme näherungsweise abbilden, sollten möglichst vollständig sein, um dem Anspruch einer Analyse "von der Wiege bis zur Bahre" zu genügen. Die Betrachtung von Einzelprozessen ist bei **vergleichenden** Ökobilanzen zwar zulässig, wenn der Rest des Lebenszyklus in beiden Systemen gleich ist und daher als "black box" behandelt werden kann, aber nicht sinnvoll bzw. zielführend im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung, wenn die Belastungsschwerpunkte in anderen (weggelassenen) Lebenswegbereichen bzw. Modulen zu finden sind. Deshalb sollte neben der Detailanalyse des Einzelprozesses mindestens ein Screening über den gesamten Lebensweg von geeigneten (typischen) Produkten und Vergleichssystemen durchgeführt werden.

In Abbildung 2 ist ein vereinfachter Produktbaum eines biotechnologisch hergestellten Produktes dargestellt.

Eine offene Frage ist, ob – wie bisher in Ökobilanzen üblich – nur die Emissionen und Verbräuche des störungsfreien bestimmungsgemäßen Betriebes einer Anlage berücksichtigt werden sollen, oder ob auch mögliche Störfälle in Anlagen des Produktsystems miteinbezogen werden sollen. Diese Fragestellungen werden zu Zeit im Projekt „Entwicklung eines Modells zur Berücksichtigung der Risiken durch nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände von Industrieanlagen im Rahmen von Ökobilanzen (Vorstu-

die“ (FKZ 201 48 309, Auftragnehmer: Öko-Institut e.V. und Unterauftragnehmer: C.A.U. GmbH) untersucht.

Ein Diskussionspunkt bei der Einbeziehung von Risikoaspekten in die Ökobilanz ist, inwieweit Fragen des Arbeitsschutzes berücksichtigt werden sollen. Üblicherweise liegen humantoxische Effekte durch Exposition am Arbeitsplatz und Arbeitsunfälle außerhalb der Systemgrenzen.

Bei der Aufnahme neuer Wirkungskategorien wird den in der Ökobilanz üblichen Systemgrenzen (s.o.), vor allem der zwischen Technosphäre (siehe Fußnote 3) und Umwelt eine erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt. Damit soll auch die Frage geklärt werden, ob Schadwirkungen am Arbeitsplatz (und somit auch die Arbeitsunfälle) in die Ökobilanz aufgenommen werden können oder ob ihr Ausschluss gerechtfertigt ist. Nach mehrheitlicher Auffassung der Ökobilanzierer sind Wirkungen innerhalb der Technosphäre **nicht** Bestandteil der Komponente Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanz. Aus der Definition der Technosphäre<sup>3</sup> folgt, dass Arbeitsunfälle nicht in den Rahmen der Komponente Wirkungsabschätzung der Ökobilanz fallen. Für die Systemgrenzen der Ökobilanz eines biotechnologischen Produktionsprozesses bedeutet dies, dass die Exposition der Beschäftigten gegenüber Mikroorganismen und Enzymen während des bestimmungsgemäßen Betriebs der Anlage nicht berücksichtigt wird. Erst wenn diese Materialien in die Umwelt gelangen, müssen sie als Emissionen berücksichtigt werden. Es ist zu Recht angemerkt worden, dass sich die scharfe Trennung in Umwelt und Technosphäre im Rahmen einer Nachhaltigkeitsbewertung (Saling et al. 2002; Klöpffer 2003) nicht aufrecht erhalten lässt: hier muss wegen der dritten Säule ("soziale Aspekte") die Frage der Gesundheit am Arbeitsplatz in die Bewertung eingehen.

---

<sup>3</sup> Der Begriff "Technosphäre" wurde bei der Erstellung des "funktionalen Umweltmodells" (Frische et al. 1979, 1982; Klöpffer 2001) eingeführt, das eine eindeutige Abgrenzung der Umwelt von den vorwiegend von wirtschaftlichen Interessen geprägten menschlichen Aktivitäten erlauben soll. Ein Ausgangspunkt bei der Erstellung des funktionalen Umweltmodells war die offenkundige Unmöglichkeit, die Umwelt räumlich abzugrenzen. Die Technosphäre ist definiert als die Gesamtheit aller Prozesse, die der Mensch unter Kontrolle ("im Griff") hat. Die Umwelt hingegen ist in dieser Definition alles, was nicht Technosphäre ist.

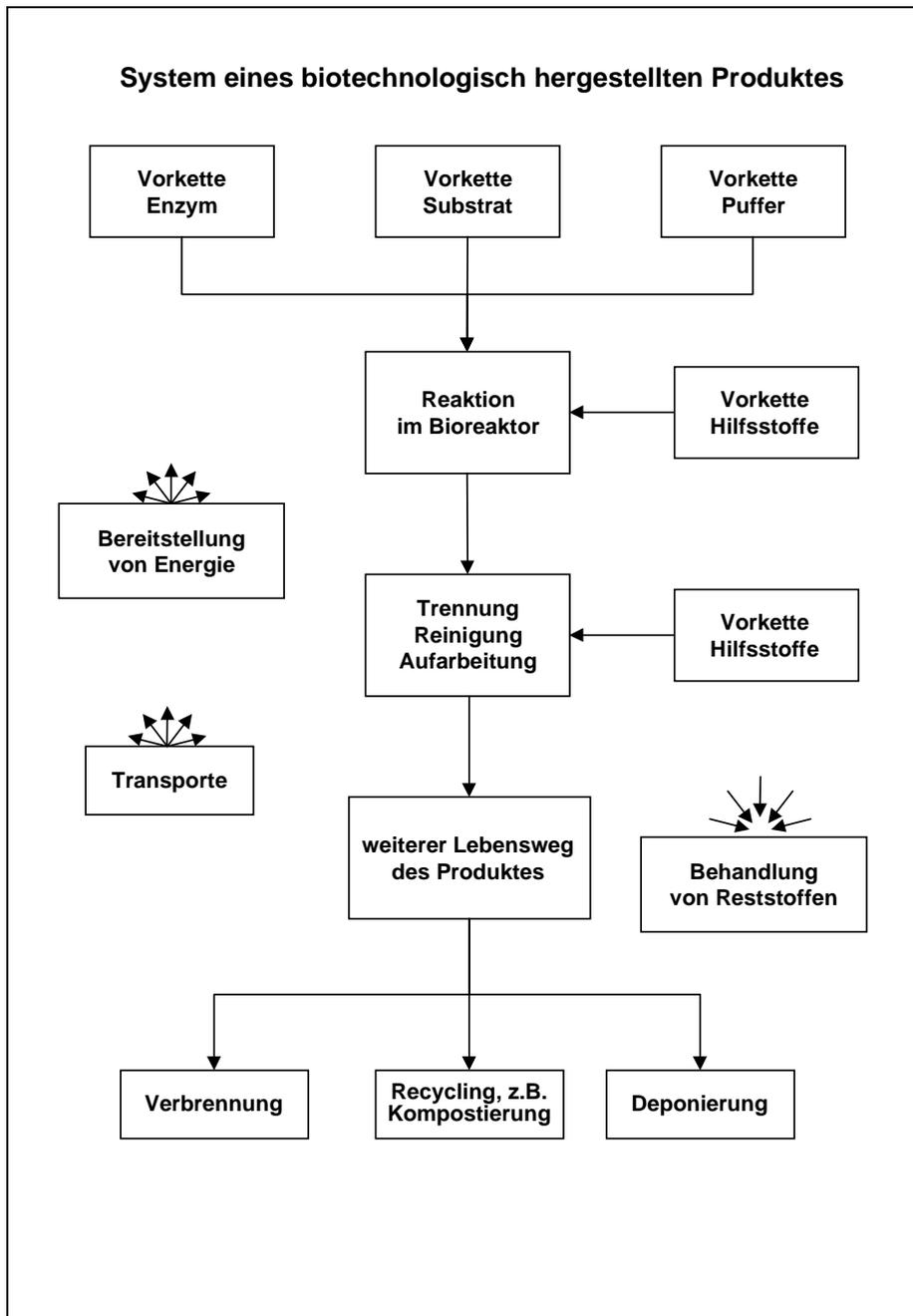


Abb. 2: Allgemeines Schema eines Produktionssystems für ein mittels eines biotechnischen Prozesses hergestelltes Produkt

## 4.2 Weitere Punkte zum Untersuchungsrahmen

Bei Festlegung der funktionellen Einheit(en) muss die funktionale Äquivalenz der verglichenen Produkte berücksichtigt werden. Die funktionelle Einheit ist die Bezugseinheit für den gemeinsamen Nutzen der verglichenen Systeme; ein einfaches Beispiel ist die abgefüllte Menge beim Vergleich verschiedener, funktionell äquivalenter Getränkeverpackungen: man bezieht hier z.B. auf eine Abfüllmenge von 1000 Litern und **nicht** auf einen Behälter, was bei verschiedenen großen Behältern offensichtlich unsinnig wäre. Was in diesem einfachen Beispiel leicht erkenntlich ist, kann bei komplexeren Systemen mit mehreren Nutzen ein nicht triviales Problem darstellen.

Ist das Produkt eines chemisch-synthetischen Verfahrens mit dem des biotechnischen Prozesses in seinen Anwendungseigenschaften identisch, so kann für Vergleichszwecke der weitere Lebensweg (z.B. die Anwendung in einem Färbeprozess) abgeschnitten werden und eine bestimmte Produktmasse als funktionelle Einheit gewählt werden (z.B. 1 kg Farbstoff). Es gelten jedoch die am Beginn von Abschnitt 4.1 gemachten prinzipiellen Einwände gegen ein zu weit gehendes Abschneiden.

Für das untersuchte System und ein oder mehrere Vergleichssysteme werden Produktbäume erstellt. Ein weiterer Punkt ist die Festlegung von Regeln und Annahmen.

In diese Kategorie fallen die Abschneiderregeln, Allokationsregeln und die Aggregation der Sachbilanzergebnisse, soweit sie nicht in die Wirkungsabschätzung fallen.

Allokationen müssen in der Sachbilanz bei Koppelprodukten und bei Recycling im offenen Kreislauf (open-loop recycling) festgelegt werden. Wenn Koppelprodukte mit stark unterschiedlichem ökonomischen Wert anfallen, kann die Allokation auf der Basis Masse, gewichtet mit dem Preis gewählt werden. Für das open-loop recycling (Abfall aus dem einen System wird in einem zweiten System genützt) kann z.B. die sog. cut-off rule gewählt werden: das abfallabgebende System wird durch entsprechend der Verwendung vermindertem Abfallaufkommen „belohnt“, das abfallaufnehmende System wird durch verminderten Rohstoffbedarf entlastet (KLÖPFFER, 1996). Durch die Verwendung generischer Datensätze werden die von den jeweiligen Autoren verwendeten Allokationen mitübernommen. Der wichtigsten Datenquelle für Energieerzeugung, Transport- und Entsorgungsprozesse (ESU-ETH, 1996) liegen verschiedene, dem jeweiligen Modul angepasste Allokationen zu Grunde. Dieses Vorgehen ist in Übereinstimmung mit ISO 14041 (ISO, 1998) und soll hier nicht im Detail diskutiert werden.

Typisch für biotechnische Prozesse ist die Nutzung von Rohstoffen, die in anderen Prozessen als Neben- oder Abfallprodukte anfallen und bisher gar nicht oder zumindest nicht optimal genutzt werden, z. B. Glycerin aus der Fettverwertung oder Molke aus der Käseherstellung. Werden diese Nebenprodukte nun als Rohstoff beispielsweise für die biotechnische Synthese von 1,3-Propanediol verwendet, so ergibt sich die Frage, inwieweit die Umweltbelastungen aus der entsprechenden Vorkette (Fettgewinnung und -verwertung, Milchproduktion und -verarbeitung) diesem Rohstoff zugeordnet werden sollen. Bei Verwendung der „cut-off rule“ werden die Vorbelastungen dem Sekundärrohstoff-abgebenden System angelastet; nur die zur Reinigung und zur Qualitätsverbesserung ("up-grading") benötigten Prozesse, die aus dem Abfall einen Sekundärrohstoff machen, werden dem aufnehmenden System zugeordnet. Dies hat weiterhin den Vorteil, dass nicht (genau) bekannt sein muss, aus welchen Produktsystemen der "Abfall zur Verwertung" stammt.

## **5 METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITERENTWICKLUNGEN FÜR DIE SACHBILANZ**

### **5.1 Übersicht**

Die Bearbeitung einer Sachbilanz umfasst folgende Punkte:

- detaillierte Systemfestlegungen für das Produkt, in Absprache mit dem Auftraggeber
- Datenerhebung, getrennt in Erhebung spezifischer Daten und in die Erhebung generischer Daten
- Durchführung der Berechnungen.

Die Erfassung der relevanten prozessbedingten Emissionen, vor allem auch im konventionellen Vergleichssystem, möglichst als Einzelsubstanzen, ist von besonderer Bedeutung, da die Umweltentlastungspotentiale durch biotechnische Prozesse oft in der Verminderung dieser Emissionen liegen (Das gleiche gilt natürlich auch für die Wirkungsabschätzung, d. h. es müssen Charakterisierungsfaktoren in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität für diese Stoffe verfügbar sein.).

Emissionen von Enzymen und Mikroorganismen werden bisher in Ökobilanzen nicht erfasst. Ihre Relevanz wird bei der Wirkungsabschätzung diskutiert (Abschnitt 6.3.2.4).

## 5.2 Datenquellen und sonstige Festlegungen

Zur Erhebung spezifischer Daten dient neben der Literatur- und Datenbankrecherche die Zusammenarbeit mit den Produktherstellern.

Neben den spezifischen Daten werden Daten zu Vorketten von Rohstoffen und anderen Modulen wie Energieerzeugung, Transporte usw. benötigt. Dafür stehen u. a. folgende generische Datensätze zur Verfügung:

- Ökoinventare von Energiesystemen (ESU-ETH, 1996)
- Ökoinventare von Entsorgungsprozessen (ESU-ETH, 1996a)
- Ökoinventare von Verpackungen (BUWAL, 1998)
- Eco-profiles of the European plastics industry für die wichtigsten Kunststoffe und ihre Vorprodukte, z. B. (BOUSTEAD, 1997).

Vor der Verwendung in einer Sachbilanz müssen die verwendeten Datensätze auf ihre Symmetrie bezüglich Systemgrenzen und Parameterlisten (Sachbilanzpositionen) hin überprüft und gegebenenfalls harmonisiert werden. Basis bei der Beispielbearbeitung sollen die Ökoinventare für Energiesysteme (ESU-ETH, 1996) sein, bei denen die Abfallbehandlung und die Infrastruktur miteinbezogen sind.

Ein auf den Stand von 2000 gebrachter Leitfaden zur Durchführung von Sachbilanzen (als Teil der LCA) ist nun als Buch erschienen (GUINÉE et al., 2002). Darin wird als wesentliche Abweichung von DIN 14041 von Systemerweiterungen abgeraten, weil es dadurch zu unhandlich großen Systemen mit entsprechend höherem Datenaufwand kommen kann (KLÖPFFER, 2002a).

Voraussichtlich ab April 2003 wird die Datenbank ecoinvent 2000 (FRISCHKNECHT, 2001) als umfangreiche aktuelle Datenbank zur Verfügung stehen. Es handelt sich dabei um eine Weiterentwicklung und Aktualisierung der ETH-Datenbank (ESU-ETH, 1996), die über das Internet vertrieben wird

## **6 METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITER- ENTWICKLUNGEN FÜR DIE WIRKUNGSABSCHÄTZUNG**

### **6.1 Einbindung der Wirkungsabschätzung in die Ökobilanz**

#### **6.1.1 Historisches**

Ursprünglich waren die Ökobilanzen bzw. deren Vorläufer (ab ca. 1970) Sachbilanzen, die zu einigen, wenigen Summenparametern, vor allem zum Gesamtenergiebedarf aggregiert wurden (HUNT & FRANKLIN, 1996; OBERBACHER et al., 1996; BOUSTEAD, 1996). Als Vorläufer der heutigen Wirkungsabschätzung kann die schweizerische Methode der kritischen Volumen (BUS, 1984; HABERSATTER & WIDMER, 1991) angesehen werden (vgl. Abschnitt 2.4), bei der die Emissionsmengen der Schadstoffe in Luft und Wasser mit Hilfe der Division durch Grenzwerte und Addition in Summenwerte überführt wurden, die als "kritisches Volumen Luft" und "kritisches Volumen Wasser" bezeichnet werden. Gemeinsam mit dem sog. "Energieäquivalenzwert", heute kumulierter Energieaufwand (KEA) genannt, und der Summe der festen Abfälle bildeten diese Summenparameter das "Ökoprofil" eines Produktsystems. Die Vergleichsbasis verschiedener Produktsysteme mit gleichem oder ähnlichem Nutzen bildete, wie auch heute noch, die funktionelle Einheit.

Als eigenständige Komponente der Ökobilanz (LCA) trat die Wirkungsabschätzung erstmals unter der Bezeichnung "Impact analysis" in einem Tagungsbericht der SETAC (FAVA et al., 1991) in Erscheinung, auf Deutsch zunächst als "Wirkungsbilanz" bezeichnet (UBA, 1992). Derselben Tagung, der ersten internationalen LCA-Tagung, ist die Einführung einer dritten, abschließenden Komponente zu danken, die zunächst "Improvement analysis" hieß und später, im Laufe des ISO-Normungsprozesses, in "Interpretation" umgewandelt wurde. Daraus ergab sich die für moderne Ökobilanzen typische Stellung der Wirkungsabschätzung zwischen Sachbilanz und Auswertung. Die Methode der "kritischen Volumen" wurde in der Folge rasch durch die wesentlich ausführlichere "CML-Methode" der Umweltthemen (Problemfelder) oder Umweltkategorien verdrängt (SETAC-EUROPE, 1992; HEIJUNGS et al., 1993). Dadurch traten die Umweltwissenschaften stärker als bisher in den Ökobilanzen auf (GABATHULER, 1997), was mittelfristig einen - nicht nur positiv zu sehenden und in den USA (wohl aufgrund

unterschiedlicher Umweltbewertungen, z.B. durch die nur zögerliche Anerkennung des Vorsorgeprinzips) weitgehend abgelehnten - Paradigmenwandel in der LCA zur Folge hatte: von der Energie- und Ressourcenschonung (und Abfallvermeidung) hin zur "Ökotoxikologie", wodurch die chemischen Einwirkungen in den Vordergrund traten.

Der erste Versuch, die Ökobilanz - und somit auch die Wirkungsabschätzung - im internationalen Konsens zu vereinheitlichen, war der von der SETAC in Sesimbra, Portugal, erarbeitete "Code of Practice" (SETAC, 1993). In diesem wurde zwar die nunmehr "Impact assessment" genannte Komponente festgeschrieben und eine erste Komponente "Goal definition and scoping" hinzugefügt (die Komponenten "Inventory analysis" und "Improvement assessment" wurden belassen), aber die mittlerweile publizierte und in Europa benützte CML-Methode wurde nicht empfohlen. Dasselbe gilt für einen weiteren SETAC-Workshop in Sandestin, Florida (FAVA et al., 1993), der sich speziell mit „Life cycle impact assessment“ beschäftigte. Aus der hinhaltend ablehnenden Haltung der USA hat sich seither eine widerstrebend anerkennende, jedoch niemals völlig überzeugte entwickelt (BARNTHOUSE et al., 1998; OWENS, 1999). Die im Entstehen begriffene globale Zusammenarbeit von UNEP mit SETAC (SONNEMANN et al., 2001; TÖPFER, 2002), die sich auf Wirkungsabschätzung, Daten (Sachbilanz) und „Life cycle management“ (LCM) konzentrieren wird, könnte langfristig zu einer international abgestimmten Wirkungsabschätzung auf der Basis der CML-Methode führen. Letztere wurde im „Handbook on Life Cycle Assessment“ (GUINÉE et al., 2002) erweitert und aktualisiert, siehe auch (KLÖPFER, 2002a).

### 6.1.2 Schutzgüter

In der deutschen Bezeichnung "Ökobilanz" kommt im Gegensatz zum englischen "Life Cycle Assessment" (LCA) zum Ausdruck, dass die Umwelt das oberste Schutzgut darstellt, auf das hin die Analysen von Produktsystemen durchzuführen und zu bewerten sind. Dabei wird die Betroffenheit der Menschheit und ihre Entwicklungsfähigkeit besonders hervorgehoben. In allen vor 1999 publizierten offiziellen Texten werden drei Schutzgüter (engl. "Safeguard subjects" oder "Areas of protection") genannt (siehe Tab. 1):

- Menschliche Gesundheit (human health)
- Natürliche Umwelt (natural environment)
- Natürliche Ressourcen (natural resources).

Zu diesen drei unbestrittenen Schutzgütern wurde von der SETAC-Europe "Working group impact assessment 2 (WIA-2)" ein viertes Schutzgut "Man-made environment" eingeführt (UDO DE HAES et al., 1999a). Damit sollten schädliche Wirkungen auf landwirtschaftliche Flächen, Gebäude etc., die durch anthropogene Schadstoffe auf dem Umweg über die Umwelt - ggf. nach Umwandlung in aktivere Substanzen - zustande kommen, in die Wirkungsabschätzung einbezogen werden. Ein weiterer Vorschlag von Udo de Haes und Lindeijer, sog. "Life support functions" in die Schutzgüterliste einzuführen, führte zu einer Diskussion in der Arbeitsgruppe (KLÖPFFER, 2002b), die in zwei auf unterschiedlichen Umwelt/Technosphäre-Modellen beruhenden Sätzen von Schutzgütern resultierte (UDO DE HAES et al., 2002):

#### **Schutzgüter nach Modell 1:**

- Menschliche Gesundheit
- Biotische Umwelt (einschließlich Biologische Vielfalt, biotische Ressourcen und Feldfrüchte)
- Abiotische Umwelt (einschließlich abiotische Ressourcen, Atmosphäre, Hydrosphäre, Boden und Land)
- lebensunterstützende Funktionen (Life support functions) wie Klimaregulierung, hydrologische Zyklen, Bodenfruchtbarkeit und biogeochemische Zyklen

#### **Schutzgüter nach Modell 2:**

- Menschliche Gesundheit
- Natürliche Umwelt (natürliche Ressourcen, Biologische Vielfalt und natürliche Landschaften, lebensunterstützende Funktionen)
- Menschgemachte Umwelt (Feldfrüchte, Materialien, Gebäude, vom Menschen geschaffene Landschaften, Kunstwerke, Denkmäler).

Im Vergleich der beiden Modelle erscheint das zweite logischer und vermeidet einige Überschneidungen, die im ersten offenkundig sind. Unter Biologische Vielfalt und natürliche Landschaften sind folgende Unterpunkte aufgeführt, die für das Thema Biotechnologie besonders relevant erscheinen:

- genetische Vielfalt (von Individuen)
- Arten(vielfalt)
- Ökosysteme

- Landschaften.

Modell 2 fügt sich auch besser in die bisher akzeptierte Liste der Schutzgüter ein, wenn auch die "Ressourcen" nicht als eigenes Schutzgut, sondern als Unterpunkt des Schutzgutes natürliche Umwelt erscheinen. Es vermeidet auch den Fehler, die natürliche Umwelt auf die Biologische Vielfalt zu reduzieren, ein Irrtum, der die Einführung eines vorwiegend "abiotischen" Schutzgutes "Life support functions" nötig machte.

Die Schutzgüter und teilweise auch ihre Unterpunkte werden in der LCA-Literatur auch - missverständlich, weil in einem anderen Sinn als in der Toxikologie gebraucht - "Endpunkte" (endpoints) genannt. Diese Endpunkte bezeichnen von der Gesellschaft allgemein anerkannte Werte, die für das menschliche Wohlergehen (direkt oder indirekt, kurz- oder langfristig) von vorrangiger Bedeutung sind und keiner wissenschaftlichen Begründung bedürfen.

Es hat nicht an Versuchen gefehlt, die Endpunkte im obigen Sinne zum Ausgangspunkt der Wirkungsabschätzung zu machen (HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOOP & SPRIENSMA, 1999). Bei diesem sog. "top-down approach" wird in Kauf genommen, dass die meisten Umweltprobleme nicht so im Detail wissenschaftlich erforscht sind, dass sich (quantifizierbare) Kausalketten von den primären Umwelteinwirkungen (z.B. Emissionen, Ressourcenverbräuche, Naturraumbeanspruchung) auf die "Endpunkte" erstellen ließen. Das Verfahren erlaubt auch nur eine eingeschränkte Anwendung des Vorsorgeprinzips, weil dieses auch aufgrund wissenschaftlicher Hypothesen zu befürchtende, aber noch nicht mit letzter Sicherheit zu beweisende oder gar zu quantifizierende Schadwirkungen in Betracht ziehen muss. Solche möglichen Schadwirkungen sind naturgemäß nicht modellierbar.

Das "top-down" Vorgehen widerspricht auch dem gängigen, in der ISO-Normenreihe 14040ff zumindest implizit enthaltenen "bottom-up-Ansatz, der von den mit einem Produktsystem verbundenen Umwelteinwirkungen ausgeht und auf dieser Grundlage die Wirkungsabschätzung modelliert. Wenn also dieser Ansatz nicht generell empfohlen werden kann, ist doch die Denkweise, von den Schutzgütern auszugehen, besonders bei neuen Umweltproblemfeldern in Betracht zu ziehen. Dadurch soll die Einführung neuer Umweltkategorien erleichtert werden und die Anforderungen an die Sachbilanz können entsprechend formuliert werden.

Tab. 1: Vergleich der Bezeichnungen der Schutzgüter (Areas of Protection, Safeguard Subjects)

Bezeichnung (diese Arbeit)	SETAC (1992/93)	SETAC (1993)	SETAC WIA2 (1999)	WIA2 (2002) 2. Vorschlag *	WIA2 (2002) 1. Vorschlag **	UBA (1999)
Menschliche Gesundheit	Human health	Human health	Human health	Human health	Human health	Menschliche Gesundheit
Natürliche Umwelt	Ecological health	Ecological health	Natural environment	Natural environment Natural resources Biodiversity+nat. landscapes Life support func- tions	Biotic environment (including biodiver- sity, biotic resources, crops)	Struktur und Funktion von Ökosystemen
Vom Menschen geschaffene Umwelt	-	-	Man-made environ- ment	Man-made environ- ment	(crops included in Biotic Environment)	-
Natürliche Ressourcen	Resource depletion	Resources	Natural resources	(included in Natural Environment: - abiotic - biotic - land)	Abiotic environment (including abiotic re- sources, atmo- and hydrosphere, soil [in part], land)	Natürliche Ressourcen

\* bevorzugt, siehe Text

\*\* der 1. Vorschlag enthält als weiteres Schutzgut "Life Support Functions" (WIA-2, Kap. 8, Fig. 2)

### **6.1.3 Der Stellenwert der Wirkungsabschätzung in der Normenreihe ISO 14040-43**

Die übergreifende Norm ISO 14040 (DIN 1997) legt fest, dass nur solche Studien als Ökobilanzen bezeichnet werden dürfen, die alle vier Komponenten enthalten. Die Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 (DIN 2000a) ist also ein integraler Teil der Ökobilanz, der zwischen Sachbilanz nach ISO 14041 (DIN 1998) und Auswertung nach ISO 14043 (DIN 2000b) liegt und in den Grundzügen bereits in der ersten Komponente "Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens" (DIN 1997, 1998) beschrieben werden soll. Modifikationen während der Bearbeitung einer Ökobilanz sind ausdrücklich vorgesehen (siehe Doppelpfeile im Schema der Abb. 1) und entsprechen dem iterativen Charakter der Ökobilanzierung.

Ökobilanzen, die nur aus Zielsetzung, Inventar (Sachbilanz) und ggf. Auswertung bestehen, werden als "Sachökobilanzen" bezeichnet. Viele nützliche generische Datensätze bestehen aus solchen Sachökobilanzen oder Teilen von solchen, wenn die Analyse nur von "cradle-to-factory gate" geführt wird. Diese "Teilsachökobilanzen" sind bei materiellen Produkten meist auf eine Masseneinheit bezogen und können entweder zu vollständigen Ökobilanzen ergänzt werden oder, wenn der Lebensweg der zu vergleichenden Produkte ab dem Betriebstor praktisch identisch ist, auch zu vergleichenden Ökobilanzen verwendet werden. In beiden Fällen ist jedoch die Ergänzung durch Wirkungsabschätzung und Auswertung zwingend erforderlich.

## **6.2 Die Struktur der Komponente Wirkungsabschätzung**

### **6.2.1 Allgemeines**

Die Norm ISO 14042 (DIN 2000a) berücksichtigt, dass die Entwicklung der Komponente Wirkungsabschätzung während des Normungsprozesses noch nicht abgeschlossen war und heute noch nicht ist (MARSMANN, 2000; UDO DE HAES, 2002; GUINÉE ET AL., 2002). Der Normungsprozess erfolgt also forschungsbegleitend und legt die Struktur der Komponente fest, ohne die Inhalte bis ins Detail festzuschreiben. Vor allem wird keine Liste von Wirkungskategorien vorgeschrieben, wodurch eine nicht geringe Flexibilität gewährleistet ist. Eine starre Kategorienliste wäre auch aus der Überlegung her-

aus abzulehnen, dass immer neue Umweltproblembilder erkannt werden bzw. ins Bewusstsein der Öffentlichkeit treten. Auch neue Technologien können, wie jetzt die Biotechnologie, eine Anpassung der Wirkungsabschätzung an neuartige - oder bisher nicht wahrgenommene - potentielle Umweltschadwirkungen verlangen.

Wirkungen ("impacts") im Sinne der Wirkungsabschätzung innerhalb von Ökobilanzen sind immer "potentielle" Wirkungen (HEIJUNGS & GUINÉE, 1993). Dies ist dadurch bedingt, dass die funktionelle Einheit nur den gemeinsamen Nutzen der verglichenen Systeme wiedergeben muss, in der absoluten Größe aber willkürlich festgelegt wird (z.B. 1 Liter oder 1 m<sup>3</sup> Füllgut bei Getränkeverpackungen). Weiterhin ist die örtliche und zeitliche Festlegung der Emissionen, Rohstoffentnahmen etc. nur sehr ungenau zu ermitteln und ändert sich auch bei ein und demselben Produkt im Laufe der Zeit, je nachdem welche Zwischenprodukte von welchem Hersteller gekauft werden und wo dieser seine Rohstoffe und Energieträger bezieht. In Einzelfällen können und sollen lokale oder regionale Besonderheiten in die Wirkungsabschätzung einbezogen werden, wenn die Sachbilanz die erforderlichen Daten liefert. Dies führt aber zu einer in Nah- und Fernbereich gespaltenen Wirkungsabschätzung, weil in jeder Ökobilanz sog. Vorketten auftreten, die über "generische" Datensätze mit sehr allgemein gehaltenen Angaben zu Ort und Zeit (z.B. Westeuropa, Mitte der 90er Jahre) quantifiziert werden.

### **6.2.2 Übersicht über die Bestandteile der Wirkungsabschätzung**

Die Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 (DIN 2000a) unterscheidet zwischen verbindlichen und optionalen Bestandteilen oder Schritten.

Zu den ersten gehören:

- Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den gewählten Wirkungskategorien ("Klassifizierung")
- Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse ("Charakterisierung").

Zu den zweiten gehören:

- Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu Referenzwerten ("Normierung")
- Ordnung
- Gewichtung

- Analyse der Datenqualität.

Bei Ökobilanzen, die vergleichende Aussagen ("comparative assertions") machen und deren Ergebnisse der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, gilt, dass der Bestandteil "Gewichtung" nicht zulässig ist, der Bestandteil "Analyse der Datenqualität" hingegen verpflichtend ist. Hier liegt eine Überschneidung mit der Auswertung nach ISO 14043 (DIN 2000b) vor, wo eine Analyse der Datenqualität in allen Fällen vorgesehen ist.

### 6.2.3 Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modellen

Dieser Schritt sollte bereits in der Komponente "Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens" erfolgen, zumindest was die Auswahl der Kategorien und Indikatoren betrifft. Falls nicht, wie in den meisten Ökobilanzen üblich, auf existierende und allgemein akzeptierte Indikatoren und Modelle zurückgegriffen wird, fällt diese Arbeit allerdings in die Komponente Wirkungsabschätzung. Sie ist dann ein sehr wichtiger Teil der Arbeiten, weil die Neuentwicklung von Indikatoren und Modellen eine sehr schwierige Aufgabe ist, die viele Ersteller von Ökobilanzen überfordert. Allgemein kann nur gesagt werden, dass die Kategorien, Indikatoren und Modelle mit der Zielsetzung der Studie in Einklang stehen müssen, was spätestens in der "Auswertung" zu belegen und in der "kritischen Prüfung" (verbindlich bei vergleichenden Aussagen, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden) zu hinterfragen ist.

### 6.2.4 Klassifizierung

Klassifizierung bedeutet die Zuordnung oder *Einteilung* von Sachbilanzergebnissen zu den nach Abschnitt 6.2.3 ausgewählten Wirkungskategorien. Dazu finden sich in der Norm folgende Definitionen:

**Sachbilanzergebnis:**

*Ergebnis der Sachbilanz, das die Systemgrenze überschreitende Flüsse einschließt und den Ausgangspunkt für die Wirkungsabschätzung liefert.*

**Wirkungskategorie:**

*Klasse wichtiger Umweltthemen, in die die Sachbilanzergebnisse eingeteilt werden können.*

Die Sachbilanzergebnisse werden in der Literatur auch als "interventions" oder "stressors" bezeichnet, es ist jedoch nicht einfach, einen Ausdruck für Emissionen (im weitesten Sinn), für die Entnahme von (biotischen und abiotischen) Ressourcen und für die Benutzung von Landflächen (Naturraumbeanspruchung) zu finden. Daher ist der in der Norm gewählte, neutrale Begriff vorzuziehen.

Bei der Zuordnung kann es vorkommen, dass ein Sachbilanzergebnis mehreren Wirkungskategorien zugeordnet werden muss. Beispiele dafür sind Luftemissionen, die sowohl versauernd, wie auch eutrophierend und toxisch bzw. ökotoxisch wirken oder ozonabbauende Stoffe, die auch zum Treibhauseffekt beitragen etc.

Eine triviale Voraussetzung der Klassifizierung ist das Vorhandensein geeigneter Sachbilanzergebnisse, was auf die Notwendigkeit der frühzeitigen Festlegung der Wirkungskategorien verweist, damit die Datensammlung in der Komponente Sachbilanz entsprechend gestaltet wird. Dieser Punkt ist besonders bei "neuen" Wirkungskategorien zu beachten. Bei vergleichenden Analysen (also bei den meisten) muss weiterhin auf die Gefahr von Datenasymmetrien geachtet werden.

### 6.2.5 Charakterisierung

Die Charakterisierung ist der zentrale Bestandteil der Wirkungsabschätzung. Die Norm ISO 14042 legt das prinzipielle Vorgehen auf der Basis der CML-Methode fest. Es werden aber weder spezielle Wirkungskategorien, noch Wirkungsindikatoren, Indikatormodelle und Charakterisierungsfaktoren festgeschrieben.

Die wichtigsten bei der Charakterisierung auftretenden Begriffe sind in der Norm wie folgt definiert:

**Wirkungsindikator:**

*Quantifizierbare repräsentierende Darstellung einer Wirkungskategorie*

**Wirkungsendpunkt:**

*Attribut oder Aspekt der natürlichen Umwelt, der menschlichen Gesundheit oder der Ressourcen, der ein wichtiges Umweltthema identifiziert.*

**Charakterisierungsfaktor:**

*Ein Faktor, der aus einem Modell abgeleitet wurde, für das die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird.*

Diese gewöhnungsbedürftigen Begriffe werden in der Norm anhand von Abbildungen erläutert. Weitere Erklärungen sind dem Technischen Bericht ISO/TR 14047 (KLÜPPEL, 2002) zu entnehmen. Das Indikatormodell wird nicht eigens definiert, sondern als *"Modell"*, mit dessen Hilfe der Charakterisierungsfaktor ermittelt wird, eingeführt.

Die Norm lässt offen, an welcher Stelle der (oftmals nur unvollständig bekannten) Kausalkette von den Sachbilanzpositionen ("interventions") hin zu den Wirkungsendpunkten der Wirkungsdiskussion stehen soll. Hier unterscheidet man "midpoint"- und "endpoint"-Indikatoren, die beide Vor- und Nachteile aufweisen. Indikatoren nahe am „endpoint“ haben den Vorteil, dass sie direkt gesellschaftlich als wichtig anerkannte Schutzgüter ansprechen. Als Nachteil erweist sich, dass viele Umweltproblemfelder zwar wissenschaftlich erkannt sind, die Kausalketten bis hin zu den Schutzgütern aber nur unzureichend erforscht bzw. theoretisch anhand von Modellen nur mit großer Unsicherheit zu berechnen sind. In der Praxis des „top-down“-Ansatzes wird dann meist ein modellierbarer Pfad herausgegriffen (Beispiel Hautkrebs bei der Kategorie "Stratosphärischer Ozonabbau"), während andere ggf. viel gefährlichere Auswirkungen auf die Umwelt ausgeklammert bleiben. Midpoint-Indikatoren haben den Vorteil, dass sie relativ einfach zu modellieren sind (Beispiel: Protonenabspaltung bei den sauren Gasen) und das Vorsorgeprinzip besser operationalisieren, weil sie viele Wirkmöglichkeiten - sicher erkannte und mögliche - miteinschließen. So schließt der Indikator "Globale Erwärmung" für die Wirkungskategorie "Klimaänderung" alle denkbaren negativen Folgen der verstärkten Strahlungsabsorption ("radiative forcing"), also des physikalischen Primäreffekts auf das Weltklima mit allen unabsehbaren Folgen für die Umwelt in sich ein.

Der Charakterisierungsfaktor erlaubt es, meist durch eine einfache mathematische Operation, die Sachbilanzergebnisse auf eine gemeinsame Einheit (im Falle der globalen Erwärmung auf kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente) zu bringen und damit aggregierbar zu machen. Ziel dieses Schrittes ist es, die Vielzahl der Sachbilanzergebnisse auf eine überschaubare Anzahl von Ergebnissen zu reduzieren und damit den Vergleich der Systeme und die Diskussion zu erleichtern.

Die Norm lässt offen, ob eine Wirkungskategorie mit einem einzigen Indikator quantifiziert wird, oder ob mehrere erforderlich sind. Letzteres bedeutet die Definition von Unterkategorien.



Werthaltungen (vgl. KLÖPFFER, 1998) unvermeidlich, es wird jedoch eine numerische Gewichtung vermieden (SCHMITZ & PAULINI, 1999). Der optionale Schritt "Ordnung" ist nach der Norm auch für vergleichende Aussagen zulässig, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden.

### **6.2.8 Gewichtung**

Dieser optionale Bestandteil der Wirkungsabschätzung, früher als "Bilanzbewertung" (UBA, 1992) eine eigene Komponente der Ökobilanz, enthält notwendigerweise Werthaltungen. Er trägt dem Bedürfnis nach Erzielung eindeutiger Resultate Rechnung, auch dann, wenn in einer vergleichenden Ökobilanz keines der verglichenen Systeme in Bezug auf alle Wirkungskategorien besser abschneidet. Diese Situation wird oft als "Vergleich zwischen Äpfeln und Birnen" bezeichnet und kann mit rein naturwissenschaftlichen Methoden nicht geklärt werden (GIEGRICH et al., 1995; KLÖPFFER & VOLKWEIN, 1995; KLÖPFFER, 1998). Der internationale Normungsprozess kann dahingehend interpretiert werden, dass "subjektive" Elemente soweit wie irgend möglich aus der Ökobilanz ausgeschlossen werden sollen. Der Begriff "valuation" (Bewertung) wurde in der gesamten Serie 14040-43 vermieden.

Die Gewichtung kann im Extremfall zur Aggregation der Ergebnisse bis zu einer Kennzahl ("Ökopunkte") führen, was zwar den raschen Produktvergleich auch durch Laien ermöglicht, detaillierte Optimierungsstrategien oder Lernprozesse aber erschwert. ISO 14042 verbietet den Gebrauch der Gewichtung bei vergleichenden Studien, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden (DIN 2000a). Diesem Umstand trägt auch die "Bewertung in Ökobilanzen" des UBA Berlin Rechnung (SCHMITZ & PAULINI, 1999), die nur bis zur (verbalen) Rangbildung im Rahmen der "Ordnung" geführt wird.

## **6.3 Wirkungskategorien**

### **6.3.1 Problemstellung**

Wie bereits in Abschnitt 6.1.1 ausgeführt, hat sich die Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanz durch die Entwicklung der Methodik stark verändert. Während die Sachbilanz - abgesehen von einer wesentlich verbesserten Datenbasis - keine ein-

schneidende Änderung erfuhr, hat sich die Wirkungsabschätzung durch die "CML-Methode" der Umweltproblemfelder radikal gewandelt. Dadurch traten die ursprünglichen Schwerpunkte Ressourcenschonung und Abfallvermeidung in den Hintergrund, vor allem durch die große Anzahl von Wirkungskategorien, die chemiebezogene Sachbilanzergebnisse aggregieren. "Chemiebezogen" bedeutet hier nicht, dass diese Emissionen vorwiegend von der chemischen Industrie verursacht werden, sondern dass es sich um chemische Stoffe gleich welchen Ursprungs handelt, die als Inputs in die Wirkungsabschätzung eingehen. Dieser Sachverhalt wird in der folgenden Analyse der vorgeschlagenen Wirkungskategorien in Abschnitt 6.3.2 klar ersichtlich.

Die Entwicklung neuer Wirkungskategorien und die Einfügung neuer "nicht-chemischer" Wirkmechanismen wird durch die Tatsache erschwert, dass die CML-Methodik - wenn auch nicht explizit, so doch strukturell - in die internationale Normung (DIN, 2000a) Eingang gefunden hat. Diese Methodik hat die Kategorien "Klimaänderung" und "Abbau des stratosphärischen Ozons" zum Vorbild, zwei globale auf chemischen Emissionen basierende Schadwirkungen, die sich optimal durch international festgelegte Charakterisierungsfaktoren zu Indikatorergebnissen (GWP und ODP) aggregieren lassen. Ähnlich einfach, aber in der Interpretation nicht so eindeutig, lassen sich auch die Wirkungskategorien "Versauerung", "Bildung von Photooxidantien (Sommersmog)" und "Eutrophierung" behandeln. Eine vertiefte Behandlung dieser Kategorien findet sich in POTTING et al. (2002).

Die zur Toxizität im weiteren Sinn zählenden Wirkungskategorien sind in Analogie zur Risikobewertung von Chemikalien formuliert und können dadurch nicht für andere mögliche Schadwirkungen "umfunktioniert" werden. **Damit ergibt sich die Frage, wie derartige "nicht-chemische" Wirkungen in die Wirkungsabschätzung integriert werden können: in Form neuer Wirkungskategorien oder durch die Schaffung zusätzlicher Indikatoren für die bereits existierenden und teilweise bewährten Kategorien?**

### **6.3.2 In der Literatur vorgeschlagene Wirkungskategorien**

Die in der Literatur vorgeschlagenen Wirkungskategorien sind in Tab. 2 zusammengestellt. Anstelle der üblichen Einteilung in Input-bezogene Kategorien (Ressourcen und Naturraumbeanspruchung) und Output-bezogene Kategorien (Emissionen im weiteren Sinn) wird hier aus didaktischen Gründen eine vorläufige neue Einteilung vorgeschlagen:

- A Ressourcenverbrauch
- B Wirkungen durch chemische Emissionen
- C Wirkungen durch physikalische Emissionen
- D Wirkungen durch biologische Emissionen
- E Weitere Kategorien.

### 6.3.2.1 Ressourcenverbrauch

Diese "Input-bezogene" Wirkungskategorie wird in allen maßgebenden Werken erfasst und unter verschiedenen Bezeichnungen (siehe Tab. 1) meist in abiotische und biotische Ressourcen und in "Naturraumbeanspruchung" bzw. "Land use" unterteilt. Die ersten beiden Kategorien können unter einem Indikator mit einem Charakterisierungsfaktor zusammengefasst werden (KLÖPFFER & RENNER, 1995). Die Wirkungskategorie betrifft die Biotechnologie beispielsweise dann, wenn nicht erneuerbare abiotische oder durch Übernutzung bedrohte biotische Ressourcen durch nachwachsende bzw. allgemein erneuerbare substituiert werden können. Die erneuerbare aber sehr ungleichmäßig verfügbare Ressource Wasser kann durch Wasser-intensive biotechnologische Verfahren in negativer Weise beeinflusst werden. Dies gilt natürlich in erster Linie für Länder mit Mangel an reinem Süßwasser. In deutschen Ökobilanzen wird die Ressource Wasser nur selten bilanziert.

Die Bezeichnung "Naturraumbeanspruchung" wurde bewusst gewählt (DIN/NAGUS UA2, 1996), um auszudrücken, dass es sich bei dieser Kategorie um mehr als "Landverbrauch" oder Landnutzung handelt. Als Indikator wurde die Skala der sieben Hemerobiestufen gewählt (KLÖPFFER & RENNER, 1995), siehe Abschnitt 6.5.2.1. In dieser Kategorie ist implizit u.a. das Schutzgut "Biologische Vielfalt" enthalten, das direkt sehr schwierig zu charakterisieren ist (siehe auch E4 und E5 in Tab. 2). Eine ausführliche Diskussion dieser Wirkungskategorie findet sich in UDO DE HAES et al. (2002). Das Ergebnis dieser Diskussion ist einerseits eine Klarstellung der verschiedenen Einwirkungen durch menschliche Aktivitäten, andererseits ist aber nicht zu übersehen, dass die vorgeschlagenen Unterkategorien mit den derzeit verfügbaren Dateninventaren nicht ausgeführt werden können. Bis zur Klärung der Datenfrage, der dann noch konkrete Charakterisierungsmethoden folgen müssten, wird daher die Methode der Hemerobiestufen beibehalten.

### 6.3.2.2 Wirkungen durch chemische Emissionen:

Diese von der Anzahl der Wirkungskategorien her dominierende Gruppe (die hier gewählte Einteilung kann auch als "Ordnung" im Sinne von Abschnitt 6.2.7 verstanden werden) enthält mindestens zwei deutlich unterscheidbare Untergruppen:

- Globale und regionale Kategorien (B1-B5), die sich nicht primär auf toxische Effekte, sondern auf die chemische und/oder physikalische Veränderung der Umweltmedien beziehen, was etwa den o.g. (abiotischen) lebensunterstützenden Funktionen ("life support functions") entspricht.
- auf toxische Wirkungen bezogene Kategorien (B6, B7) und eine als Belästigung eingestufte Kategorie (B8). Bei diesen Kategorien handelt es sich um Nahwirkungen, wenn auch der Transport der Stoffe über die mobilen Medien Luft und Wasser über weite Strecken erfolgen kann.

Spezifische Wirkungen der Biotechnologie werden in den Kategorien Humantoxizität und Ökotoxizität angesiedelt sein, wenn nicht eine eigene Kategoriengruppe (D) geschaffen werden soll. Daneben sind natürlich über die Vorketten und nachgelagerte Module (Bereitstellung von Energie und Rohstoffen, Transporte, Abfallbehandlung etc.) alle anderen Kategorien ebenfalls involviert. Es soll jedoch schon hier festgehalten werden, dass die vorgeschlagenen Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren dieser Kategorien sich **ausschließlich an chemischen Emissionen orientieren** und mit einer Ausnahme (KLÖPFFER et al., 2001) kein Versuch unternommen wurde, "biologische Emissionen" in die Ökotoxizität einzuführen. Bei der Ausnahme handelt es sich um ein Scoringssystem, das eine Abstufung der bei der Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen auftretenden Risiken wiedergibt. Die Methodik erlaubt in ihrem derzeitigen Entwicklungsstand noch nicht den Vergleich mit anderen, nicht gentechnisch veränderten Organismen (z.B. Neobiota, GEITER et al. 2002), die unter gewissen Bedingungen (z.B. bei Abwesenheit natürlicher Feinde) zu invasiven Arten werden können. Geiter weist darauf hin, dass auch alteingebürgerte Arten unter gewissen Umständen (Veränderung des Lebensraums, Aussterben eines Räubers) zu invasiven Arten werden können. In den meisten Fällen dürfte es sich aber um Neobiota handeln.

### 6.3.2.3 Wirkungen durch physikalische Emissionen

Physikalische Emissionen sind zwar mit drei Wirkungskategorien vertreten, die Charakterisierung steckt aber noch in den Kinderschuhen. Als näherungsweise und auf Transporte eingeschränkte Charakterisierung von "Lärm" wurde vom UBA Berlin die Fahrleistung pro funktioneller Einheit vorgeschlagen. Ein neuerer Beitrag von MÜLLER-WENK (2002) behandelt die Emission Verkehrslärm (in der Schweiz) als Wirkung in einem "top-down" Modell. Lärm wird oft als "Belästigung" eingestuft, hat aber auch Bezug zu chronischen Erkrankungen.

### 6.3.2.4 Wirkungen durch biologische Emissionen

Diese Gruppe von potentiellen Emissionen (Freisetzungen von Organismen) wurde gewählt, um zu zeigen, dass es mit einer Ausnahme (FAVA et al., 1993 = Spalte SETAC 1992/93 in Tab. 2 Zeile D1) in den offiziellen Listen keine Eintragungen dazu gibt. Dies kann damit zusammenhängen, dass in der Praxis der Ökobilanzierung selten Systeme untersucht wurden, die explizit die Freisetzung von Organismen behandeln. Mit der Einbeziehung landwirtschaftlicher Produktion in die Ökobilanz und hier insbesondere durch die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen (GVO) beginnt die Suche nach einer geeigneten Charakterisierungsmethodik (KLÖPFFER et al. 1999, 2001).

Die hier vorgenommene Einteilung bedeutet nicht, dass eine eigene Kategoriengruppe für biologische Emissionen die beste Lösung darstellt. Als Alternative bietet sich die Einführung von Unterkategorien in der "chemischen" Gruppe (B6+B7) an. Die "Naturraumbeanspruchung" (A3) bietet vor allem durch das Hemerobiestufenkonzept eine Möglichkeit zur pauschalen Erfassung von D1; allerdings werden durch A3 prinzipiell nur feste Oberflächen erfasst, was in der englischen Bezeichnung "land use" am besten zum Ausdruck kommt.

### 6.3.2.5 Weitere Kategorien

In Sektion E sind Vorschläge für Wirkungskategorien zusammengestellt, deren Zuordnung Schwierigkeiten bereitet. Dabei handelt es sich einerseits um Kategorien, die Wirkungen innerhalb der Technosphäre zum Inhalt haben (E1,E2), andererseits um solche, die schwer quantifizierbare Wirkungen behandeln (E3-E5).

Unter diesen hat vor allem die Kategorie E5 "Beeinträchtigung von Ökosystemen und der Biologischen Vielfalt" mit Biotechnologie zu tun, sofern es sich um beabsichtigte oder unbeabsichtigte Freisetzungen von Organismen handelt, die in der natürlichen Umwelt überleben können. Als Kriterium dafür kann die in der Chemikalienbewertung bewährte "Persistenz" dienen (KLÖPFFER, 2001; MÜLLER 2001). Diese ist bei Organismen wegen ihrer Vermehrungsfähigkeit prinzipiell noch negativer zu bewerten, als bei den organischen Chemikalien. Bei diesen wurde die Persistenz bereits vor 20 Jahren als das zentrale Bewertungskriterium für Umweltauswirkungen, vor allem unter dem Gesichtspunkt des Vorsorgeprinzips erkannt (FRISCHE et al., 1979, 1982; KLÖPFFER, 1989, 1994, 2001). SCHERINGER (1999, 2002) brachte den Gesichtspunkt der Reichweite ("Persistenz und Reichweite") ins allgemeine Bewusstsein, was ebenfalls für die Bewertung freigesetzter Organismen zu beachten ist.

Das Entweichen von Organismen am Arbeitsplatz, also innerhalb der Technosphäre, fällt bei der Biotechnologie ebenso wie bei konventionellen Verfahren unter die Kategorien E1 und E2. Die Einbeziehung der Technosphäre in die Ökobilanz ohne den "Umweg" über die Umwelt wird kontrovers diskutiert (KLÖPFFER, 2002b). Konkret bedeutet dies die Entscheidung, ob Unfälle und Expositionen am Arbeitsplatz in die Ökobilanz einzubeziehen sind.

Tab. 2: Vergleich der vorgeschlagenen Wirkungskategorien (Bezeichnungen)

Nr.	Bezeichnung (diese Arbeit)	CML (1991/92) <sup>1</sup>	SETAC (1992/93) <sup>2</sup>	Nordic Guidelines (1955) <sup>3</sup>	SETAC- Europe (1996) <sup>4</sup>	SETAC WIA-2 (1999) <sup>5</sup>	CML (2002) <sup>6</sup>	DIN/NAGUS UA2 (1996) <sup>7</sup>	UBA (1999) <sup>8</sup>
A	Ressourcenver- brauch	Depletion	Resource Depletion		Input related categories	Input related categories			
A1	Abiotische Ressourcen	Non-renew. resources: energy carriers others (min- erals)	Stock res., e.g. primary energy sources, minerals Flow res., e.g. water, air, hv	Resources energy and materials water	Abiotic re- sources (de- posits, funds, flows)	Extraction of abiotic re- sources	Depletion of abiotic re- sources	Ressourcen- verbrauch	Ressourcen- beanspru- chung
A2	Biotische Ressourcen	Scarce re- new. re- sources	Biotic (living) Flow re- source		Biotic re- sources (funds)	Extraction of biotic re- sources	Depletion of biotic re- sources	Ressourcen- verbrauch	
A3	Naturraum- beanspruchung	Space con- sumption	Stock re- source land (including the space dimension of land)	Resources Land (includ- ing wetland)	Land	Land use	Impacts of land use: -land compe- tition -loss of life support func- tions -loss of bio- diversity	Naturraum- be- anspruchung	Naturraum- be- anspruchung
B	Wirkungen durch chemische Emissio- nen	Pollution	Chemical Stressors		Output re- lated catego- ries ("pollu- tion")	Output re- lated catego- ries			

Nr.	Bezeichnung (diese Arbeit)	CML (1991/92) <sup>1</sup>	SETAC (1992/93) <sup>2</sup>	Nordic Guidelines (1955) <sup>3</sup>	SETAC- Europe (1996) <sup>4</sup>	SETAC WIA-2 (1999) <sup>5</sup>	CML (2002) <sup>6</sup>	DIN/NAGUS UA2 (1996) <sup>7</sup>	UBA (1999) <sup>8</sup>
B1	Klimaänderung	Global warming	Climate change gases	Global warming	Global warming	Climate change	Climate change	Treibhaus-effekt	Treibhaus-effekt
B2	Stratosphärischer Ozonabbau	Ozone depletion	Ozone depletion gases	Depletion of stratospheric ozone	Depletion of stratospheric ozone	Stratospheric ozone depletion	Stratospheric ozone depletion	Stratosphär. Ozonabbau	Stratosphär. Ozonabbau
B3	Bildung von Photooxidantien	Photo oxidant formation	Photochemical oxidants	Photo-oxidant formation	Photo-oxidant formation	Photo-oxidant formation	Photo-oxidant formation	Sommer-smog	Photochem. Oxidantienbildung / Som.smog
B4	Versauerung	Acidification	Acidification precursors	Acidification	Acidification	Acidification	Acidification	Versauerung	Versauerung
B5	Eutrophierung (aquatisch und terrestrisch)	Nutrition (aquatic and terrestrial)	Nutrients	Eutrophication	Eutrophication (including BOD and heat)	Nutrition	Eutrophication	Eutrophierung	Eutrophierung, aquatisch (a); Eutrophierung, terrestrisch (b)
B6	Humantoxizität	Human toxicity	Chemical Toxicants	Human health toxicological impacts non-toxicol. impacts	Human toxicological impacts	Human toxicity	Human toxicity	Toxische Gefährdung des Menschen	Direkte Gesundheitsschädigung
B7	Ökotoxizität	Ecotoxicity	Toxicants	Ecotoxicological impacts	Ecotoxicological impacts	Eco-toxicity	Ecotoxicity: -freshwater aquatic -marine	Toxische Schädigung von Organismen	Direkte Schädigung von Ökosystemen

Nr.	Bezeichnung (diese Arbeit)	CML (1991/92) <sup>1</sup>	SETAC (1992/93) <sup>2</sup>	Nordic Guidelines (1955) <sup>3</sup>	SETAC- Europe (1996) <sup>4</sup>	SETAC WIA-2 (1999) <sup>5</sup>	CML (2002) <sup>6</sup>	DIN/NAGUS UA2 (1996) <sup>7</sup>	UBA (1999) <sup>8</sup>
							aquatic -terrestrial -freshwater sediment -marine sediment		
B8	Geruch	Smell (local)			Odour		Odour: -malodorous air -malodorous water		(BMPT)
C	Wirkungen durch physikalische Emis- sionen		Nonchemical stressors						
C1	Lärm	Noise (local)	Noise		Noise		Noise	Lärmbelas- tung	(BMPT)
C2	harte Strahlung	Radiation	Ecological effects of ionizing Ra- diation		radiation		Impacts of ionising ra- diation		(Strahlung)
C3	Abwärme	Dispersion of heat	Heat		siehe B5		Waste heat		
D	Wirkungen durch biologische Emis- sionen								
D1	Ökosystemare Wir- kungen		Exotic (non- native) spe- cies §						

Nr.	Bezeichnung (diese Arbeit)	CML (1991/92) <sup>1</sup>	SETAC (1992/93) <sup>2</sup>	Nordic Guidelines (1955) <sup>3</sup>	SETAC- Europe (1996) <sup>4</sup>	SETAC WIA-2 (1999) <sup>5</sup>	CML (2002) <sup>6</sup>	DIN/NAGUS UA2 (1996) <sup>7</sup>	UBA (1999) <sup>8</sup>
D2	Humantoxische Wirkungen		Pathogenic organisms §§						
E	Weitere Kategorien	Disturbances							
E1	Unfälle	Safety			Casualties		Casualties		(allgemeine Risiken)
E2	Gesundheitsschädigung am Arbeitsplatz	Occupational health		Human health impacts in work environment					
E3	Austrocknung	Desiccation	Erosion and soil loss				Desiccation		
E4	Landschaftszerstörung	Landscape degradation	Physical change to soil, water						
E5	Beeinträchtigung von Ökosystemen und der Artenvielfalt	Ecosystem degradation	Environmental disturbance (e.g. habitat alteration)	Habitat alterations and impacts on biological diversity					

BMPT: "Belästigungen für Mensch, Pflanze, Tier", (.....) bei UBA 1999: noch nicht bearbeitet

§ as a part of the stressor "Species change"

§§ als Stressoren in der Kategorie "Human Health Effects of Concern" genannt

\* CML (1991/92)<sup>1</sup> S. 97 "Guinée-Svensson List"; Occupational health fällt in dieser Liste unter "Pollution", ebenso C1-C3

- |                            |                       |                         |                           |
|----------------------------|-----------------------|-------------------------|---------------------------|
| 1 SETAC-EUROPE, 1992       | 2 FAVA et al., 1993   | 3 LINDFORS et al., 1995 | 4 UDO DE HAES, 1996       |
| 5 UDO DE HAES et al., 1999 | 6 GUINÉE et al., 2002 | 7 DIN/NAGUS UA2, 1996   | 8 SCHMITZ & PAULINI, 1999 |

#### 6.4 Kriterien für die Auswahl neuer Wirkungskategorien bzw. neuer Indikatoren für etablierte Kategorien

Als Ergebnis von Abschnitt 6.3 kann festgehalten werden, dass es für potentielle Schädwirkungen von "biologischen Emissionen" mit Ausnahme der für die Freisetzung von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP) entwickelten Methodik (KLÖPFFER et al., 2001) noch keine für die Wirkungsabschätzung geeigneten Indikatoren vorgeschlagen wurden. Für die Entwicklung solcher Indikatoren, Indikatormodelle und Charakterisierungsfaktoren, sei es zur Ergänzung bereits etablierter Wirkungskategorien, sei es zur Quantifizierung neuer Kategorien, können derzeit nur Kriterien genannt werden, die beachtet werden müssen:

1. Die Indikatoren etc. müssen dem Problem biotechnologischer Verfahren und Produkte, sowie den dabei zu erwartenden Beeinträchtigungen der Umwelt **angemessen** sein
2. Die vorgeschlagene Methode muss **machbar** sein und darf daher keine unerfüllbaren Anforderungen an die Datenbeschaffung und somit an die Sachbilanz stellen
3. Die Methode muss mit ISO 14042 **kompatibel** sein
4. Sie muss auf dem derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnisstand aufbauen, es dürfen aber - im Sinne des Vorsorgeprinzips - Lücken im Wissensstand nicht als "Ausrede" für die Nicht-Berücksichtigung wichtiger potentieller Wirkungen dienen.

Besonders die Punkte 2 und 4 sprechen prinzipiell für eine Bevorzugung von "mid-point"-Indikatoren, ferner gegen eine überzogene Berücksichtigung orts- und zeitspezifischer Rahmenbedingungen, sofern diese nicht im Einzelfall bekannt sind (spezielle Produktionsanlagen, landwirtschaftliche Flächen und dgl.).

Zwischen konventionell gezüchteten und gentechnisch veränderten Organismen soll bei der Formulierung der Theorie nur insoweit unterschieden werden, als die unterschiedliche Eingriffsmächtigkeit der Verfahren abbildbar sein muss. Damit sollen beide Verfahrensvarianten, falls zutreffend, in denselben Kategorien oder Unterkategorien ergebnisrelevant sein (was eine reine "Genkategorie" (KLÖPFFER et al. 2001.) beim Vergleich zum konventionell-biochemischen oder synthetisch-chemischen Verfahren oder Produkt nicht leisten kann).

## 6.5 Charakterisierungsmodelle für Wirkungskategorien

Grundlage für die heute übliche Methodik der Wirkungsabschätzung ist die zuerst von CML vorgeschlagene und später in Details modifizierte Methode der Wirkungskategorien (HEIJUNGS et al., 1993; KLÖPFFER & RENNER, 1995; GUINÉE et al., 2002). Die in Abschnitt 2.4 wiedergegebene Liste der Wirkungskategorien nach SETAC-Europe (UDO DE HAES, 1996) kann je nach Bedarf erweitert oder eingeengt werden. Eine Liste aller bisher in Standardwerken vorgeschlagenen Kategorien findet sich in Tab. 2.

Im Folgenden wird versucht, den Entwicklungsstand für die wichtigsten Kategorien zu analysieren. Dabei werden zunächst kurz solche Kategorien betrachtet, die in fast jeder Ökobilanz zum Einsatz kommen, also auch in solchen, die vorwiegend biotechnologische Prozesse und Produkte behandeln. Im Anschluss daran werden diejenigen Kategorien ausführlicher besprochen, die für die biotechnologischen Prozesse und Produkte von besonderer Bedeutung sind oder werden könnten.

### 6.5.1 Allgemein wichtige Wirkungskategorien

#### 6.5.1.1 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) ist keine Wirkungskategorie im engeren Sinne, da er kein gut definiertes Umwelt-Problemfeld erfasst, sondern einen groben Indikator für das Schutzgut Ressourcen darstellt. Die in der Sachbilanz ermittelten Energieaufwände pro funktioneller Einheit werden primärenergetisch bewertet, was bei erneuerbaren Energieformen (Photovoltaik, Windenergie) Probleme mit den Systemgrenzen aufwerfen kann (FRISCHKNECHT, 1997). Dennoch handelt es sich um einen nützlichen Parameter, der auch relativ genau bestimmt werden kann (KLÖPFFER, 1997; FINNVEDEN & LINDFORS, 1998) und von vielen Ökobilanz-Erstellern ermittelt wird. Er gibt auch ohne weitere Wirkungsabschätzung bereits Hinweise auf Energiesparmöglichkeiten bzw. identifiziert diejenigen Lebenswegabschnitte, die einen besonders hohen Primärenergiebedarf haben.

Der KEA ist in der VDI-Richtlinie 4600 definiert (VDI, 1997). Er beinhaltet die aus der Sachbilanz übernommene Aggregation des Primärenergieaufwands einschließlich der nicht-energetisch genutzten Energieträger (z.B. das zur Produktion von Polyethylen benutzte Rohöl bzw. seinen Energiegehalt). KEA ist nicht Bestandteil von ISO/DIN

14040-43, wohl aber im holländischen "Operational guide to the ISO standards" (GUINÉE et al., 2002) als Option enthalten (KLÖPFFER, 2002a).

Nicht Bestandteil dieser energetischen Bilanzierung sind die Input-Parameter menschliche Arbeit und metabolische Energie (z. B. der Nährwert von Lebensmitteln) sowie passiv genutzte Solarenergie.

Der KEA wird in der Regel auf der Basis des unteren Heizwertes  $H_u$  der verbrauchten Primärenergieträger berechnet. Andere Autoren (ESU-ETH, 1996) empfehlen den oberen Heizwert  $H_o$  (auch Brennwert genannt) als den thermodynamisch sinnvolleren Wichtungsfaktor.

#### **6.5.1.2 Abiotische Ressourcen**

Unter abiotischen Ressourcen sind hier vor allem (fossile) Energieträger und Mineralien in den Lagerstätten zu verstehen. In der Kategorie Ressourcenverbrauch wird mit dem Kehrwert der statischen Reichweite der jeweiligen Ressource (LINDFORS et al., 1995) gewichtet. Dabei dient die statische Reichweite von Rohöl als Bezugsgröße, auf die normiert wird.

Das zu den abiotischen Ressourcen zählende (Süß-)Wasser wird unter 6.5.2 getrennt behandelt.

#### **6.5.1.3 Klimaänderung**

Die Wirkungskategorie "Klimaänderung" wird über den Indikator Treibhauseffekt (genauer: "radiative forcing") quantifiziert (POTTING et al., 2002). Der Treibhauseffekt wird über die vom IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) vorgeschlagene Berechnung des Treibhauspotentials (Global Warming Potential - GWP) aus den Frachten von Kohlendioxid, Methan und Lachgas (in  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten) berechnet, da sie den Hauptbeitrag zum GWP liefern. In manchen Fällen können auch persistente organische Verbindungen, z.B.  $\text{CF}_4$  und HFC einen Beitrag zum GWP liefern. Die Charakterisierungsfaktoren werden dem jeweils aktuellen IPPC-Report oder einem neueren Leitfaden zur Erstellung von Ökobilanzen (GUINÉE et al., 2002) entnommen.

#### 6.5.1.4 Stratosphärischer Ozonabbau

Der stratosphärische Ozonabbau wird durch persistente organische Halogenverbindungen (Frigene und verwandte Verbindungen wie z.B.  $\text{CCl}_4$ ) bewirkt. Eine aktuelle Diskussion dieser Wirkungskategorie findet sich in (POTTING et al., 2002).

Die Charakterisierung und Aggregation erfolgt durch das Ozone Depletion Potential (ODP in R 11-Äquivalenten). Die Charakterisierungsfaktoren sind dem jeweils aktuellen WMO-Report zu entnehmen.

Ein derzeit noch nicht quantifizierbarer Bezug der Biotechnologie zum stratosphärischen Ozonabbau besteht über agrarische Vorketten. Die Beeinträchtigung der Umwelt durch landwirtschaftliche Aktivitäten wird u.a. durch die Düngepraxis und hier insbesondere durch die Stickstoffdüngung bewirkt. Durch diese wird als Nebenprodukt Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) gebildet, ein persistentes Gas, das wegen seines sehr langsamen Abbaus in der Troposphäre bis in die Stratosphäre gelangen kann. Dort trägt er zum Ozonabbau bei; allerdings kann dieser Effekt, der zudem im Bereich der Tropopause höhenabhängig ist, (noch) nicht quantifiziert und dem ODP zugerechnet werden.

#### 6.5.1.5 Versauerung

Die Versauerung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen wird durch das Versauerungspotential (Acidification Potential – AP) in  $\text{SO}_2$ -Äquivalenten quantifiziert. Die Charakterisierung erfolgt durch stöchiometrische Umrechnungsfaktoren, berechnet aus der Molmasse und der Anzahl der abspaltbaren Protonen.

Eine ausführliche Behandlung dieser Wirkungskategorie, einschließlich der regionalisierten Charakterisierung (Versauerung ist wegen der relativ geringen Reichweite der sauren und säurebildenden Gase kein globaler Effekt), findet sich in (POTTING et al., 2002). GUINÉE et al. (2002) schlagen die Pottingsche Methode der Regionalisierung von AP, die für europäische Verhältnisse ausgearbeitet wurde, als Basismethode, also auch für sog. "simplified LCAs", vor. Es ist jedoch zu bezweifeln, dass die in normalen Sachbilanzen enthaltenen Emissionsdaten bereits für diese Methode ausreichend spezifisch sind.

#### 6.5.1.6 Bildung von Photooxidantien

Die Wirkungskategorie "Bildung von Photooxidantien", in der deutschsprachigen Literatur auch "Sommersmog" genannt, beinhaltet die potentielle Wirkung, die mit der Bildung toxischer und ökotoxischer Gase aus flüchtigen Kohlenwasserstoffen, reaktiven Stickstoffoxiden (NO<sub>x</sub>) und Sonnenstrahlung verbunden sind. Die eindeutig humantoxische Leitsubstanz unter den Photooxidantien ist das (bodennahe) Ozon. Daneben beobachtet man auch einen Anstieg des in der Troposphäre ubiquitär verteilten Ozons. Als Indikator dieser Kategorie wird die Ozonbildung (stellvertretend für alle im photochemischen Smog gebildeten Schadstoffe) verwendet, die Charakterisierung erfolgt durch das auf Ethen bezogene "Photochemical Ozone Creation Potential" (POCP).

Eine ausführliche Beschreibung dieser vorwiegend regionalen Wirkungskategorie findet sich in POTTING et al. (2002).

#### 6.5.1.7 Humantoxizität und Ökotoxizität

Eine mögliche Methode zur quantitativen Wirkungsabschätzung von Human- und Ökotoxizität ist die „Critical Surface Time“-Methodik (CST 95) nach JOLLIET & CRETZAZ (1997). Bei der Berechnung der Wichtungsfaktoren gehen Verteilung und Abbauverhalten in der Umwelt sowie Toxizitätsdaten ein. Dabei wird das Humantoxizitätspotential (HTP) in Blei-Äquivalenten angegeben, das aquatische (AEP) und das terrestrische (TEP) Ökotoxizitätspotential in Zink-Äquivalenten. Diese Methodik hat sich besonders für die Wirkungsabschätzung landwirtschaftlicher Produktionsweisen bewährt (KLÖPFFER et al., 1999). In der Fachwelt besteht jedoch noch kein Konsens über die besten Indikatoren und Modelle, siehe UDO DE HAES et al. (2002). Die sich abzeichnende Tendenz, die auch im neuen holländischen Handbuch (GUINÉE et al., 2002) vertreten wird, geht dahin, die berechnete Exposition des Menschen und der Umweltkompartimente (Luft, Wasser, Boden und Sediment) über ein Multimedia Modell in die Charakterisierung einzubeziehen. Damit beschreitet man einen prinzipiell ähnlichen Weg, wie bei der sog. "Risikobewertung der Chemikalien", mit allen Unsicherheiten die dieser anhaften. Eine von KLÖPFFER & RENNER (1995) vorgeschlagene einfache Gewichtung ohne Expositionsanalyse wurde nicht weiterverfolgt. Das Umweltbundesamt Berlin hat die beiden Wirkungskategorien nicht in die Standardliste der zu ermittelnden Wirkungskategorien aufgenommen (SCHMITZ & PAULINI, 1999).

## 6.5.2 Für die Biotechnologie besonders relevante Wirkungskategorien

### 6.5.2.1 Naturraumbeanspruchung

Die Kategorie Landnutzung (SETAC-Europe: UDO DE HAES, 1996) erscheint hier unter der Bezeichnung „Naturraumbeanspruchung“, was dem Konzept der Hemerobiestufen (KLÖPFFER et al., 1999; KLÖPFFER & RENNER, 1995) besser gerecht wird. Der besondere Bezug zu den biotechnologischen Prozessen und Produkten ergibt sich daraus, dass sowohl Vorprodukte landwirtschaftlich erzeugt werden, wie auch - im Falle von gentechnisch veränderten (Nutz-)Pflanzen - eine Freisetzung der Endprodukte in der Landwirtschaft erfolgen kann. Dieser Aspekt der Biotechnologie steht hier nicht im Vordergrund und wird daher auch nicht näher ausgeführt. Die Landwirtschaft, ähnliches gilt für die Forstwirtschaft, ist besonders flächenintensiv. In Bezug auf das Schutzgut "natürliche Umwelt" (siehe Tab. 1) ist besonders die Biologische Vielfalt durch die Art der Landnutzung betroffen: Land- und Forstwirtschaft können sowohl zur Erhöhung der Biologischen Vielfalt beitragen, wie auch - bei Plantagenwirtschaft und intensivem Ackerbau - zu ihrer Veränderung durch Habitatverlust. Die verschiedenen Wirkungen, die durch die Landnutzungen hervorgerufen werden, sind nur sehr schwierig und wahrscheinlich mit mehreren Unterkategorien zu quantifizieren. Eine ausführliche Diskussion des Standes der Wissenschaft findet sich in UDO DE HAES et al. (2002). Die darin beschriebenen Methoden sind noch nicht erprobt und werden vermutlich zu einer wesentlichen Ausweitung der in der Sachbilanz zu erhebenden Daten führen (vergleiche Abschnitt 6.3.2.1). GUINÉE et al. (2002) schlagen daher als Standardmethode die aus der Sachbilanz übernommene, ungewichtete Fläche x Nutzungszeit [ $m^2 a$ ] als Basis der Aggregation vor. Dies gibt zwar ein grobes Maß für die mit einem Produktsystem verbundene "Landbelegung" (im Original: "competition", d.h. Wettbewerb verschiedener Nutzungsmöglichkeiten), sagt aber nichts aus über die Qualität der belegten Flächen: naturnahe, extensive Landwirtschaft ergäbe bei gleicher Fläche und gleicher Nutzzeit den selben Indikatorwert wie eine Versiegelung des Bodens, z.B. durch Straßenbau.

Einen Kompromiss zwischen der ungewichteten Aggregation und der zwar wissenschaftlich interessanten, aber derzeit noch nicht praktikablen Differenzierung verschiedenster Landnutzungen und ihrer ökologischen Auswirkungen stellt die Methodik der Hemerobiestufen dar (KLÖPFFER & RENNER, 1995). Der Grundgedanke hinter dieser Methodik liegt darin, dass die eigentlich zu schützende, besonders in der industrialisierten Welt knapp werdende "Ressource" in der Natürlichkeit der Landflächen liegt,

die es zu schützen gilt. Die Hemerobiestufen sind ein Maß für die Natürlichkeit. KLÖPFFER & RENNER (1995) wählten die 7stufige Skala nach LESER & KLINK (1988) und PEPER, ROHNER & WINKELBRANDT (1985), siehe Tab. 3.

Auch in dieser Methodik erfolgt die Quantifizierung über die Fläche pro funktionelle Einheit und die Nutzungsdauer. Im Unterschied zur einfachen Aggregation wird aber jeder Nutzungsart eine bestimmte Hemerobiestufe (Tab. 3) zugeordnet. Diese Methode zur Klassifizierung von Flächennutzungen basiert auf ökologischen Raumbewertungsverfahren und berücksichtigt den Einfluss von Flächennutzungen auf das Leistungsvermögen des Landschaftshaushalts (MARKS et al., 1992). Die Methodik der Hemerobiestufen für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung wurde in der Praxis der Ökobilanzierung in einigen großen Studien über graphische Papiere (GIEGRICH & STURM, 1999) und GVP (KLÖPFFER et al., 1999) erprobt.

Tab. 3: Charakterisierung von Flächen nach Hemerobiestufen, nach LESER & KLINK (1988) und PEPER, ROHNER & WINKELBRANDT (1985)

Hemerobiestufe	Natürlichkeitsgrad	Nutzung (Beispiele)
1 ahemerob	natürlich	unbeeinflusstes Ökosystem
2 oligohemerob	naturnah	keine – gelegentliche Nutzung
3 mesohemerob	halbnatürlich	Forstwirtschaft, Wiesen, Weiden (extensiv)
4 $\beta$ -euhemerob	bedingt naturfern	Forstmonokulturen, Streuobstlagen, Acker- u. Gartenland (ökologisch)
5 $\alpha$ -euhemerob	naturfern	Acker- u. Gartenland (konventionell), Weinbau
6 polyhemerob	naturfremd	Sportflächen, Bodenabbauflächen, Deponien
7 metahemerob	künstlich	versiegelte Flächen, Deponien mit Basisabdichtung

BRENTROP et al. (2002) schlagen eine 11stufige Skala vor, die aus den 7 Hemerobiestufen in Tab. 3 mit zusätzlich vier Zwischenstufen (H2,4,6,8) besteht. Die für Europa eher unwahrscheinliche Hemerobiestufe "ahemerob" erhält in dieser Skala die Bezeichnung H0. Wenn man die Einwirkung der ubiquitären (persistenten) Luftschadstoffe in die Bewertung einbezieht, gibt es wohl kein Ökosystem auf der Erde mehr, das die Bezeichnung "ahemerob", also Stufe 1 bzw. H0, verdiente. Ob eine 11stufige Skala sinnvoller als eine 7stufige ist, hängt von der Frage ab, ob die Daten der Sachbilanz eine genügende Differenzierung erlauben. Zusätzlich regen BENTROP et al. (2002) einen Charakterisierungsfaktor zwischen 0 (H0) und 1,0 (H10) an, der es prinzipiell erlaubt, die ordinale Skala (1 bis 7 bzw. 0 bis 10) bzw. Zuordnung der Fläche x Zeit pro

funktioneller Einheit nach KLÖPFFER & RENNER (1995) zu diesen Stufen in einen gewichteten und aggregierbaren Wert vorzunehmen. Auf diese Aggregation wurde im ursprünglichen Konzept bewusst verzichtet. Dem Vorteil eines mit einer Zahl erfassbaren Indikators steht ein Verlust an Information gegenüber, was zwar bei allen Indikatoren mehr oder weniger der Fall ist, bei der Kategorie Naturraumbeanspruchung aber möglicherweise schwerer wiegt, als bei anderen, großräumige Effekte beschreibenden Kategorien.

JUNGBLUTH & FRISCHKNECHT (2001) geben Regeln zur Erfassung Naturraumbezogener Daten in der Sachbilanz an. Es werden 35 Nutzungsklassen definiert, ähnlich den von KLÖPFFER & RENNER (1995) und BRENTROP et al. (2002) angegebenen Nutzungsbeispielen für die 7 bzw. 11 Hemerobiestufen. Eine Zuordnung der Nutzungsklassen zu den Hemerobiestufen dürfte also problemlos möglich sein. Allerdings sind für die niedrigen Hemerobiestufen keine bzw. sehr geringe Nutzungen charakteristisch, so dass diesen Hemerobiestufen keine Nutzungsklassen entsprechen. In der Praxis dürfte das keine größeren Schwierigkeiten bereiten, da sich nur wenige Sachbilanz-relevante Nutzungen z.B. in einem natürlichen Regenwald (Hemerobiestufe 1 bzw. H0 oder H0-H1) denken lassen.

Da, wie oben ausgeführt, die Flächennutzung die größte Bedrohung der Biologischen Vielfalt darstellt, schlägt MÜLLER-WENK (1998) die Verringerung der Biologischen Vielfalt als Indikator vor. Anhand von Roten Listen für Gefäßpflanzen lassen sich Schadensfunktionen zwischen Flächen bestimmter Nutzungsintensitäten und prozentualen Anteilen an bedrohten Arten aufstellen. Dieser Vorschlag wird von KÖLLNER & JUNGBLUTH (2000) weiterentwickelt. Am Beispiel der Schweiz bestimmen sie regionale Schadenspotentiale für acht Landnutzungsklassen. Diese methodischen Vorschläge wurden im Eco-indicator 99 (GOEDKOOPT & SPRIENSMA, 1999) übernommen.

Die Methode von BAITZ & KREYSIG (1998) basiert ebenfalls auf den Leistungspotentialen des Naturhaushaltes. Für acht solcher Potentiale/Funktionen wird ein Scoring-System mit einer Skala von 0-10 Punkten vorgeschlagen.

#### **6.5.2.2 Biotische Ressourcen**

Die Wirkungskategorie "Biotische Ressourcen" bezieht sich in Analogie zu den abiotischen (Abschnitt 6.5.1.2) auf die in der Natur vorhandenen Vorräte. Vom Menschen zu

welchem Zweck immer **gezüchtete** Pflanzen und Tiere gehören zur Technosphäre und sind keine biotischen Ressourcen im Sinne der Ökobilanz. Da Lebewesen in ihren (mehr oder weniger) natürlichen Ökosystemen sich ohne Zutun des Menschen vermehren, tritt eine Erschöpfung der biotischen Ressourcen und damit eine zu bilanzierende Schädigung nur dann ein, wenn die Entnahme die Regenerationsrate überschreitet (Beispiel: Überfischung der Ozeane). Der Bezug zur Biotechnologie ist dann gegeben, wenn die Ausgangsprodukte zur Produktion solche "wilden" Tiere oder Pflanzen sind. Zur Charakterisierung wird von KLÖPFFER & RENNER (1995) eine Formel angegeben, die nur solche Entnahmen negativ wertet, bei denen die Entnahmerate die Regenerations- bzw. Neubildungsrate überschreitet. Diese Formel lässt sich verallgemeinern und mit Neubildungsrate = 0 auch für nicht regenerative Ressourcen und eine gemeinsame Aggregation nutzen, Gleichung (6.1):

$$R_i [a^{-1}] = \frac{\text{Weltjahresverbrauch [t/a]} - \text{Neubildungsrate [t/a]}}{\text{Weltreserven [t]}} \quad (6.1)$$

Nach KLÖPFFER & RENNER (1995) ist  $R_i$  der Kehrwert der Anzahl von Jahren, die bei konstantem Verbrauch und konstanter Neubildungsrate bis zur Erschöpfung der Ressource  $i$  verbleiben. Für knappe Ressourcen ist  $R_i > 0$ , weil der Verbrauch die Neubildung übersteigt. Für  $R_i = 0$  ist die Bilanz ausgeglichen, bei  $R_i < 0$  überwiegt die Neubildung und die Reserven werden aufgefüllt. Zur Berechnung des aggregierten Ressourcenverknappungsfaktors  $R$  ist es sinnvoll, nur die knappen Ressourcen ( $R_i > 0$ ) miteinzubeziehen (6.2):

$$R = \sum_i (m_i \times R_i) , R_i > 0 \quad (6.2)$$

In Gleichung (6.2) bedeutet  $m_i$  den Verbrauch an Ressource  $i$  pro funktioneller Einheit,  $R$  ist der aggregierte Ressourcenverbrauchsfaktor.  $R_i$  wird nach (6.1) berechnet, wenn es sich um weltweit gehandelte Ressourcen handelt.

### 6.5.2.3 Wasser

Wasser, genauer Süßwasser, ist eine erneuerbare abiotische Ressource, die (noch) nicht internationales Handelsgut ist (der Transport zur See über relativ kurze Strecken, z.B. Türkei-Israel beginnt sich zu entwickeln). Daher muss bei dieser Ressource das regional extrem unterschiedliche Dargebot in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt werden. Das setzt voraus, dass bereits die Sachbilanz genügend aufgeschlüsselt ist.

Der besondere Bezug zur Biotechnologie ergibt sich durch die Verwendung von Wasser als Reaktionsmedium für viele biotechnischen Prozesse, die zudem meist in verdünnter Lösung ablaufen. Das Wasser wird bei diesen Reaktionen zwar nicht verbraucht, wohl aber stark belastet, so dass eine aufwendige Reinigung nach der Reaktion die Regel ist. Ein weiterer Bezug zur Biotechnologie ergibt sich aus der Verfügbarkeit von Wasser zur Bewässerung bei der Produktion von Vorprodukten, wobei eine Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion und zur Bereitstellung von Trinkwasser auftreten kann. Diese Probleme treten bei europäischen Verhältnissen nur in Südeuropa auf, weltweit ist jedoch die Verfügbarkeit von Wasser eines der größten Probleme.

Zur Charakterisierung des Ressourcenverbrauchs Wasser können prinzipiell die Gleichungen (6.1) und (6.2) verwendet werden, allerdings müssen die in (6.1) als "Weltjahresverbrauch" und "Weltreserven" bezeichneten Größen durch **regionale** Daten ersetzt werden. Die Größe der Region ist nach der tatsächlichen Verfügbarkeit des (ggf. nach Aufbereitung) geeigneten Wassers zu bestimmen.

In der wissenschaftlichen Diskussion über die Einteilung und Quantifizierung der Ressourcen unterscheidet man (Part 3 in GUINÉE et al., 2002; UDO DE HAES et al., 2002):

1. "deposits" (Lagerstätten), keine Regeneration in "menschlichen" Zeiträumen (z.B. Mineralien, fossile Rohstoffe)
2. "funds", Ressourcen, die sich in relativ kurzen Zeiten (Maßstab etwa ein Menschenleben) regenerieren (z.B. Wildtiere)
3. "flows", Ressourcen, die sich dauernd regenerieren (z.B. Wind, Sonnenstrahlung).

Wasser kann je nach lokalen/regionalen Umständen zu jeder der drei Kategorien gehören: fossiles Wasser (Tiefenwasser) gehört zu den "deposits", Grundwasser zu den "funds", Oberflächenwasser, bes. Flüsse, zu den "flows", allerdings nur bei reichlichem Dargebot oder einer Nutzung, die nicht zum Verbrauch führt (z.B. als Kühlwasser).

#### **6.5.2.4 Eutrophierung**

Mit Eutrophierung wird hier die Überdüngung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme bezeichnet, die wegen der für Wasser und Boden unterschiedlichen limitierenden Nährstoffe getrennt quantifiziert werden. Die wichtigsten Nährstoffelemente, die zur Überdüngung führen können, sind Phosphor (P) und Stickstoff (N). Die aquatische Eutrophierung (Eutrophierung im engeren Sinn) wird über die Phosphat-Äquivalente er-

fasst, die terrestrische Überdüngung in Nitrat-Äquivalenten. In (nicht-marinem) Oberflächenwasser ist meist Phosphor das limitierende Element und die Charakterisierung erfolgt über "Phosphatäquivalente", wobei der Charakterisierungsfaktor aus dem durchschnittlichen P/N Verhältnis in der Biomasse ermittelt wird. Dieses Verfahren wird auch in den revidierten holländischen Leitlinien (GUINÉE et al., 2002) empfohlen. Eine Diskussion des Standes der Wissenschaft findet sich in POTTING et al. (2002). Zur Eutrophierung wird oft auch die Sauerstoff-zehrende Wirkung biologisch abbaubarer organischer Verunreinigungen ("BOD") gezählt (UDO DE HAES, 1996).

Für die Ökobilanzierung biotechnologischer Prozesse und Produkte erscheint die (aquatische) Eutrophierung in zweierlei Hinsicht wichtig zu sein:

1. Bei der landwirtschaftlichen Herstellung von Vorprodukten kann es über das Abschwemmen (run-off) von Dünger zur Eutrophierung von Gewässern kommen
2. Biotechnologische Prozesse finden meist in verdünnter, wässriger Lösung statt, wodurch die Reinigung der Abwässer zu einem technisch zwar löslichen, aber nicht immer optimal gelösten Umweltproblem wird.

#### **6.5.2.5 Ökosystemare und humantoxische Wirkungen durch biologische Emissionen**

Diese hier erstmals vorgeschlagenen Wirkungskategorien entsprechen den Nummern D1 und D2, sowie teilweise E5 in Tab. 2. Ein Zusammenhang mit biotechnischen Produkten und Prozessen kann sich nur durch - beabsichtigte oder unbeabsichtigte - Freisetzung von Organismen ("biologische Emissionen") einstellen. Eine humantoxische Wirkung der Produkte bei bestimmungsgemäßem Gebrauch tritt innerhalb der Technosphäre auf und gehört damit nicht zur Ökobilanz. Mögliche bzw. wahrscheinliche Zusammenhänge, die in den Anwendungsbereich der Ökobilanz fallen, sind:

1. Offener Einsatz lebender biotischer Ressourcen aus fremden Ökosystemen
2. Freisetzung von gentechnisch veränderten und nicht-veränderten Organismen aus biotechnischen Produktionsanlagen (z.B. bei Störfällen)
3. Unsachgemäße Beseitigung von Abfällen aus biotechnischen Prozessen
4. Bewusste Freisetzung von GVO mit dem Potential zu unkontrollierter Vermehrung, Auskreuzung, Gentransfer etc.

5. Auch für andere Produktsysteme zu beachten: Einschleppung sog. „Neobiota“ durch den weltweiten Transport von Gütern<sup>4</sup>, Tourismus, aber auch durch natürliche Transportvorgänge (GEITER et al. 2002).

Schadwirkungen durch "biologische Emissionen" sind prinzipiell sowohl von natürlichen Organismen, als auch von konventionell durch Züchtung modifizierten und gentechnisch veränderten Organismen nicht auszuschließen, wenn die betroffenen Ökosysteme den "Invasoren" Vorteile in Hinblick auf Vermehrung und Evolution bieten. Im Extremfall kann eine eingeschleppte Art ein reiches Spektrum von Arten verdrängen und damit zu einer biologischen Verarmung des betroffenen Ökosystems und in der Folge auch zu ökonomischen Schäden führen. Als betroffene Schutzgüter sind die "Natürliche Umwelt" und die "Vom Menschen geschaffene Umwelt" zu nennen. Auch "Natürliche (biotische) Ressourcen" können betroffen sein, wenn z.B. gentechnisch veränderte Lachse aus Fischfarmen (Technosphäre) in die Umwelt entkommen und die natürlichen Lachse ggf. durch Kreuzung verdrängten, was im Falle eines Vorteils in Hinblick auf die Evolution zumindest theoretisch denkbar ist.

Die Entwicklung von brauchbaren Indikatoren zur Charakterisierung im Rahmen der Wirkungsabschätzung steckt noch in den Kinderschuhen. KLÖPFER et al. (2001) schlugen ein Scoringssystem zur vergleichenden Wirkungsabschätzung von gentechnisch veränderten Nutzpflanzen vor. Damit lassen sich prinzipiell verschiedene GVO-Systeme mit vergleichbarem Nutzen oder ähnliche GVO-Systeme in verschiedenen Regionen vergleichend bewerten (RENNER et al., 2002). Nicht vorgesehen ist jedoch in der gegenwärtigen Ausführungsform der Vergleich von GVO mit konventionell optimierten Sorten (sofern dies möglich ist) gleichen oder ähnlichen Nutzens.

Im neuen niederländischen Leitfaden (GUINÉE et al., 2002) wird die Verminderung der Biologischen Vielfalt als Umweltproblemfeld angesprochen und im Zusammenhang mit "land use" diskutiert. Es wird aber kein konkreter Indikator vorgeschlagen, der als Charakterisierungsmethode zur Quantifizierung und Aggregierung dienen könnte. Maßzahlen für die Anzahl der Arten pro Fläche werden kritisch diskutiert, da solche Indika-

---

<sup>4</sup> Dieser Prozess setzte bereits am Beginn der Neuzeit ein, hat sich aber in den letzten Jahrzehnten stark beschleunigt (GEITER et al. 2002). Einige der eingeschleppten, seltener einheimische Arten können durch Mangel an Feinden oder sonstige günstige - für die Ökosysteme oft ungünstige - Rahmenbedingungen zu "invasiven Arten" werden, die sich massenhaft vermehren und einheimische Arten verdrängen

toren artenarme (natürliche) Ökosysteme grundsätzlich unterbewerten. Wir halten in diesem Zusammenhang den in Abschnitt 6.5.2.1 besprochenen Weg einer Natürlichkeitsskala (Hemerobiestufen) für die Naturraumbeanspruchung für zielführender. Allerdings müsste auch dieser noch mit einem Faktor für "Seltenheit" gewichtet werden, damit nicht in großem (und zunehmenden) Umfang vorhandene artenarme natürliche Ökosysteme, z.B. Wüsten, überbewertet werden (durch Zuordnung von Stufe 1 oder 0). Allerdings ist der Habitatverlust auf Landflächen nur ein Teil des Problems der Biologischen Vielfalt, ein mindestens ebenso großer Anteil entfällt auf Gewässer und auf das Problem der „invasiven Arten“ (in Wasser und Boden), dessen Quantifizierung noch aussteht. Die US-EPA beschäftigt sich mit dem Problem (BARE, 2002), es liegen jedoch auch dort noch keine konkreten Vorschläge für Indikatoren vor.

## **7 METHODISCHE VORSCHLÄGE UND WEITERENTWICKLUNGEN FÜR DIE AUSWERTUNG**

In der Komponente Auswertung erfolgen

- Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse von Sachbilanz- und Wirkungsabschätzung
- Beurteilung von Vollständigkeit und Konsistenz
- Schlussfolgerungen und Empfehlungen und der Bericht der signifikanten Parameter.
- Diskussion der Datenqualität, ggf. ergänzt durch
- Sensitivitätsanalysen mit best/worst-case Annahmen für kritische Daten (d.h. solche, die auf das Endresultat durchschlagen oder besonders unsicher erscheinen)
- Erstellen des Berichts.

In dieser Komponente der Ökobilanz sind keine spezifisch biotechnologischen Anforderungen zu erkennen. Die Norm DIN 14043 ist sehr allgemein gehalten und soll eine der Methodik, der Zielsetzung und den verfügbaren Daten angemessene und kritische Darstellung der Ergebnisse fördern. Es ist also darauf zu achten, dass die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung mit der Zieldefinition in Übereinstim-

mung stehen und nicht überinterpretiert werden. Das ist besonders dann zu beachten, wenn - wie hier mit der Biotechnologie - ein neues Anwendungsgebiet für die Ökobilanz erschlossen wird, auf dem noch keine oder sehr wenige Erfahrungswerte vorliegen und neue Methoden erprobt werden.

## 8 BEISPIELÖKOBILANZEN

### 8.1 Vorbemerkung, Zieldefinition und Rahmenbedingungen

Zur Beispielbearbeitung sollte die biotechnologische Herstellung einer Industriechemikalie im Vergleich zur klassisch-chemischen Synthese im großtechnischen Maßstab herangezogen werden. Die Diskussion im Fachgespräch (Anhang A 1.4) ergab, dass die vergleichende Analyse der Indigoherstellung nach beiden Verfahren erfolgversprechend sein sollte. Es wird davon ausgegangen, dass in beiden Produktionsweisen ein praktisch identisches Produkt entsteht, das nach dem derzeitigen Markt fast ausschließlich als Küpenfarbstoff (Color Index Vat Blue 1) für Baumwolle zur "Denim" Färbung von Blue Jeans eingesetzt wird (STEINGRUBER, 1999). Durch diese Annahme kann die Ökobilanz für den hier vorgesehenen Zweck als "cradle-to-factory gate" Analyse geführt werden, d.h. die Färbung, die Verwendung und Entsorgung der gefärbten Güter kann, da identisch, ausgeklammert werden.

Bei der Datenrecherche ergab sich, dass für zwei weitere Stoffe (Penicillin und Polyhydroxyalkanoate - PHA) genügend Daten vorliegen, um eine zumindest stark vereinfachte Ökobilanz damit durchzuführen. Die klassisch-synthetische Indigoproduktion ist nach Informationen der BASF zwar mit der erforderlichen Genauigkeit dokumentiert, so dass der Vergleich biotechnisch vs. synthetisch möglich wäre, die Daten können aber aufgrund von patentrechtlichen und geheimhaltungstechnischen Vereinbarungen nicht zur Verfügung gestellt werden.

**Diese Beispielökobilanzen dienen ausschließlich dem Zweck, Besonderheiten der biotechnischen Produktion in Hinblick auf die ökobilanzielle Bearbeitung sichtbar zu machen. Keineswegs ist beabsichtigt, eine belastbare vergleichende Ökobilanz nach ISO 14040ff mit "vergleichenden Aussagen" bezüglich der Umwelt (Produkt oder Verfahren A besser oder gleich B) durchzuführen.**

Da dieser Bericht der Öffentlichkeit zugänglich gemacht wird, jedoch kein nach ISO 14040 § 7.3.3 für diesen Fall zwingend vorgeschriebenes kritisches Gutachten enthält, kann die Studie **nicht** als Ökobilanz nach ISO 14040-43 bezeichnet werden, was auch nicht vorgesehen war. Dennoch werden die Regeln dieser Normenserie, so gut es angesichts der Datenlage möglich ist, beachtet. Es wird auf der Seite der Sachbilanz das Niveau einer vereinfachten Bilanz angestrebt. Die Wirkungsabschätzung soll jedoch wegen ihrer größeren Relevanz für das vorliegende Thema ausführlich behandelt werden.

Als funktionelle Einheit (fE) wird im Beispiel "Indigo" 1 kg technischer Farbstoff [482-89-3]<sup>5</sup> in einer Reinheit festgesetzt, die zur Denim-Blau-Färbung geeignet ist. Dies entspricht der Menge Farbstoff, die im Mittel zum Färben von 100 Blue Jeans (10 g/Stück) erforderlich sind. Da in der - der Ökobilanz verwandten - "Ökoeffizienz-Analyse nach BASF" (SALING et al. 2002) als "customer benefit" (= fE) das Färben von 1000 Blue Jeans festgelegt wurde, ergibt sich für die hier verwendete fE ein Faktor von 0,1 für die Prozesse abzüglich der Färbung. Auch für die anderen Beispiele wurde 1 kg Produkt als fE gewählt.

Die geographische Systemgrenze ist in allen Beispielen Deutschland mit den durch den internationalen Handel, v.a. innerhalb der EU, bedingten Ausweitungen für Zwischenprodukte und Rohstoffe, Energieträger etc. Bei der biotechnischen Produktion von Indigo ist durch den Einsatz von Sojamehl eine Ausweitung der Systemgrenzen auf die USA, Brasilien und Argentinien (Hauptexporteure von Sojaprodukten nach Deutschland) gegeben. Der zeitliche Bezug ergibt sich durch die Verfügbarkeit der Daten: es wird versucht die aktuellsten Daten zu verwenden, d.h. die zeitliche Systemgrenze betrifft die zweite Hälfte der 90er Jahre (kein Bezugsjahr). Die Wirkungsabschätzung hat durch die teilweise in die Zukunft reichenden Wirkungen eine zeitliche Systemgrenze, die im Falle der Kategorie Klimaänderung auf 100 Jahre festgelegt ist (GWP-Werte für den Zeithorizont 100 Jahre).

Die Datenlage ist für alle Beispiele und Produktionsvarianten nicht optimal. Die biotechnische Produktion des Indigo ist im großtechnischen Maßstab noch nicht realisiert (vermutlich ist die Produktion unrentabel); es gibt jedoch publizierte Angaben zum Prozess im Labormaßstab (BERRY et al. 2002) und aggregierte Ökoeffizienzdaten (SALING et al. 2002). Letzteres gilt auch für den chemisch-synthetischen Weg.

## 8.2 Biotechnische Indigosynthese und weitere Beispiele

### 8.2.1 Prinzip der biotechnischen Indigoproduktion

Die biotechnische Herstellung des Indigos erfolgt durch gentechnisch modifizierte Mikroorganismen (*Escherichia coli*) aus Glukose und hydrolysiertem Sojaprotein (ENSLEY, 1994; BERRY, 1996; BERRY et al., 2002). Durch die gentechnische Modifizierung wird der im natürlichen Stoffwechsel zur Aminosäure Tryptophan [2-Amino-3-(indol-3-yl)-propionsäure] führende Reaktionsweg zum Indoxyl "umgeleitet", das spontan mit Sauerstoff zum Indigo reagiert. Indoxyl wird durch die Naphthalindioxygenase (NDO) aus Indol gebildet. Durch eine weitere Modifizierung wird die Bildung von Indirubin, das die Rotstichigkeit früherer biotechnisch erzeugter Indigos verursachte, stark zurückgedrängt. Der Vorteil dieses Verfahrens gegenüber Varianten, die vom Zwischenprodukt Tryptophan ausgehen, besteht in der einstufigen Bildung der relativ komplexen Verbindung Indigo aus einfachen Nährmedien unter milden Bedingungen. Der Nachteil liegt in dem (nicht optimierten) Prozess in der geringen Endkonzentration des Indigos von 18 g/l nach 50 Stunden. Dabei handelt es sich angesichts der als "extrem niedrig" beschriebenen Löslichkeit des Indigos (STEINGRUBER, 1999) offensichtlich um einen Rechenwert, was auch der Prozessbeschreibung entspricht, derzufolge das Endprodukt aus der Reaktionslösung ausfällt.

---

<sup>5</sup> Chemical Abstracts Service (CAS) Nummer

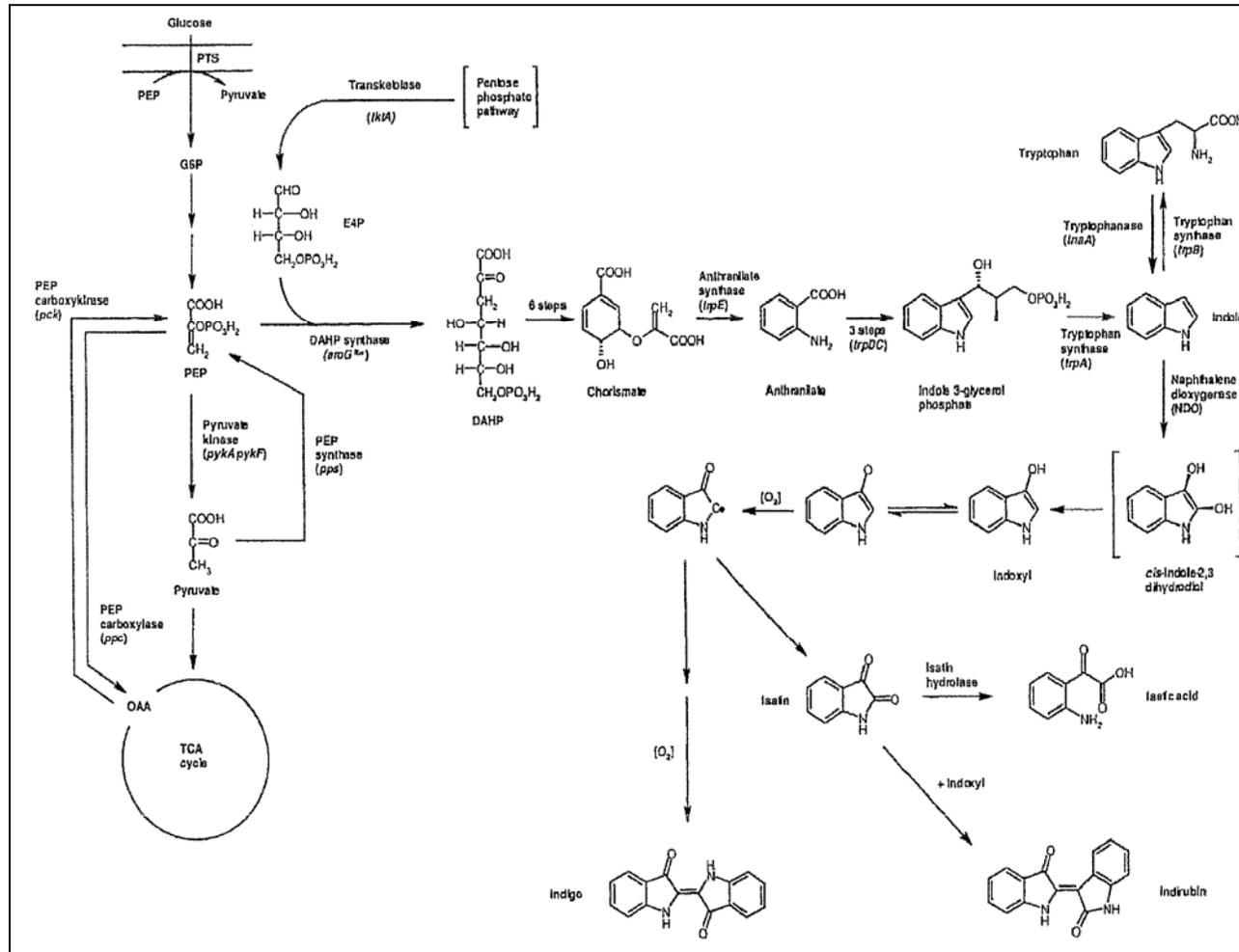


Abb. 3: Reaktionsweg der biotechnischen Synthese von Indigo (aus BERRY et al., 2002)

## 8.2.2 Stofflicher Input

In der folgenden Tabelle 4 sind nach Literaturangaben die bei der biotechnischen Indigosynthese benötigten Einsatzstoffe als Konzentrationen angegeben. Die Daten beziehen sich auf Laborversuche (Bioreaktorvolumen: 14 l, Anfangsvolumen: 6 l). Die Werte in der dritten Spalte beziehen sich auf die fE und wurden aus der angegebenen (rechnerischen, s.o.) Endkonzentration ermittelt.

Tab. 4: Stoffmengen bei der Indigosynthese (nach BERRY et al., 2002)

Substanz	Konzentration [g/l]	Menge / 1 kg Indigo* [g]
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	7,5	417
MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	2,0	111
Zitronensäure	2,0	111
Amisoy <sup>®</sup> (hydrolysiertes Sojaprotein)	7,0	389
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (98%)	1,22	67,8
Eisen-(III)-ammoniumzitat	0,33	18,3
Glukose (batch)	5,0	278
Glukose (feed)	1,39 g/h	
Glukose (Rechenwert)		4.555
Antibiotika	0,050	2,8
Wasser (ohne Kühlwasser)	1000	55.556

\* berechnet aus einer Endkonzentration von 18g/l nach 50 h, d.h. pro kg Endprodukt werden 56 l Wasser benötigt; theoret. Ausbeute 22%.

### Weiterer stofflicher Input (zu "Indigo"):

- Wasser (bei Zitronensäure als Reaktionsprodukt: 40 t wasserfreie Säure pro Charge): ca. 300 m<sup>3</sup> = Arbeitsvolumen des Reaktors); Reinheitsanforderung: entmineralisiertes Wasser
- Luft (steril), ca. 60faches Arbeitsvolumen (NTP); Sauerstoff ist Reaktionspartner der aeroben Reaktion
- Mikroorganismus: *E. coli* (gentechnisch verändert)

### 8.2.3 Energetischer Input

Quantitative Angaben zum Energiebedarf oder eine Reaktionstemperatur ist in BERRY et al. (2002) nicht angegeben. Im Taschenatlas der Biotechnologie und Gentechnik (SCHMID, 2002) ist angegeben, dass sich *E. coli* bei 35 °C gut vermehrt, jedenfalls sind für diese Temperatur die Daten der Monod-Gleichung (zur Beschreibung der Wachstumskinetik der Bakterien) angegeben. Die Ersterwärmung erfolgt im technischen Maßstab mit der Dampfsterilisation. Während der exothermen Reaktion muss der Bioreaktor gekühlt werden, auch um die Reibungswärme des Rührers abzuführen. Im technischen Prozess kann 90% der Energie durch Wärmeaustauscher zurückgewonnen werden.

#### Energetischer Input:

- Thermische Energie (Sterilisation, ca. 4 min 140 °C)
- Elektrische Energie (Rührwerk: angenähert installierte Leistung x Reaktionszeit)

#### Energetischer Output:

- Wasserkühlung mit 90% Wärmerückgewinnung im Wärmetauscher (führt die Reaktionswärme und die Reibungswärme des Rührwerks ab)

#### Mindestaufarbeitungsschritte:

- Abtrennung des Rohprodukts (Indigo fällt als Feststoff an, Dichte > 1, ggf. Dekantation)
- Reinigung des Rohprodukts
- Sterilisierung und Beseitigung der Zellmasse (bei Zitronensäure: 15 t Feuchtwicht, 3400 kg TG bei ca. 40 t Endprodukt); Autoklav oder zweite Sterilisierung mit Dampf
- Entsorgung der Zellmasse
- Abwasserreinigung (hoher Salzgehalt, ggf. Ausfällen; hoher BSB/CSB Gehalt); bei Zitronensäure, 300 m<sup>3</sup> Reaktor: 284 000 l
- gereinigtes Wasser in Vorfluter (Restgehalte an welchen Stoffen?)

### 8.2.4 Großtechnische Prozesse

Da die Angaben in den vorangehenden Abschnitten für eine Sachbilanz nicht ausreichen, wurde eine Literaturrecherche nach "typischen" biotechnischen Prozessdaten durchgeführt. Die Betriebsdaten einer Reihe von Prozessen sind in Tab. 5 zusammengefasst.

Tab. 5: Reaktionsbedingungen biotechnischer Prozesse im großtechnischen Maßstab

Produkt	Reaktorvol.[m <sup>3</sup> ]	Temperatur [°C]	Reaktionszeit [h]	Endkonz. [g/l]	Sonstiges
n-Butanol/ Aceton	700 (> 100)	37	50-60		anaerob; ca. 38 kg / 100 kg Zucker
Zitronensäure	400 (100-500)	32	150	> 200	End-pH 2
Aminosäure/ Peptid-Antibiotika	100	7	30	9	
Aminoglykosid-Antibiotika	bis 150	28-30	120	> 10	
Tetracycline	bis 150	28	60-65	ca. 10	Endkonz. nach 140 h
Milchsäure	> 100	50	50-150		2-3 kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
Gluconsäure	> 100	33			> 13 kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
Xanthan	> 120	28	40-80	ca. 30	Endkonz. nach 60 h
Insulin	40	37	30	0,0025	
Penicillin G	bis 200	25 <sup>a</sup>	120 7 d <sup>a</sup>	> 30 > 50 <sup>b</sup>	3 t/d bei 110 m <sup>3</sup>
<b>Bereich</b>	<b>40-700</b>	<b>7-50</b>	<b>30-170</b>	<b>(10-200)</b>	

Quelle: Schmid, R.D. (2002): Taschenatlas der Biotechnologie und Gentechnik. Wiley-VCH, Weinheim

a) Dellweg, H. (1987): Biotechnologie. VCH, Weinheim

b) Römpf-Lexikon Biotechnologie, Thieme 1992

Aus den Angaben der Tab. 5 lassen sich die im Folgenden angegebenen Werte für einen **typischen großindustriellen biotechnischen Prozess** ableiten:

Volumen des Fermenters: 100 m<sup>3</sup>  
 Reaktionstemperatur: 310 K  
 Reaktionszeit: 100 h  
 Dampfsterilisation: 400 K, (120 t Dampf)<sup>a</sup>  
 Endkonzentration: 30 g/l (3 t Produkt pro Ansatz)<sup>\*</sup>  
 exotherme, meist aerobe Reaktion, daher:

Kühlung \*\*: (27 000 m<sup>3</sup> Kühlwasser)<sup>a</sup>  
 Sauerstoff durch sterile Luft: (1,5 Mio Nm<sup>3</sup> "Brutluft")<sup>a</sup>

.....  
 a) mit Zahlenwerten für Penicillin G (Dellweg), umgerechnet auf 100 m<sup>3</sup> Volumen mit 3 t Produkt (Pen. G-Na Salz) pro Ansatz bzw. 30 g/l (kg/m<sup>3</sup>) Endkonzentration

\* diese wichtige Kenngröße schwankt in besonders weiten Grenzen (0,002 bis > 200 g/l). Es ist naheliegend, dass die untere Grenze nur bei sehr teuren Produkten tolerierbar ist, während biotechnische Prozesse, die mit der konventionellen chemischen Produktionstechnik in Konkurrenz stehen, über dem genannten "typischen" Wert von 30 g/l liegen sollten. Auch die für biotechnisch hergestellten Indigo angegebenen 18 g/l (nicht optimiert, Labormaßstab) liegen weit unter der Rentabilitätsgrenze.

\*\* die Kühlung dient auch zur Abführung der Reibungswärme des Rührersystems (Schätzung: installierte elektrische Leistung x Reaktionszeit)

.....  
 Quantitative Angaben zum Energieeinsatz, wie sie für Ökobilanzen erforderlich sind, finden sich für die Penicillin G-Herstellung (Tab. 6)

Tab. 6: Schätzung des KEA von Penicillin bis zum Produkt fE: 1 kg Penicillin G Na-Salz

	Endenergie	Primärenergie [MJ]	Anmerkungen
Strom für Rührwerk	30 kWh <sub>el</sub>	327	(33% mittlerer Wirkungsgrad)
40 kg Dampf ≥ 393 K ≥ 20 min	109 MJ <sub>therm</sub>	>109	400 K, 0,1 Mpa: 2730 kJ/kg (ab 273,16 K) <sup>a</sup>
Energie der Einsatzstoffe (23,5 kg)	354 MJ <sub>therm</sub>	> 354	Σ Brennwert = 354,2 MJ/kg Penicillin; 15 MJ/kg Rohstoff
500 Nm <sup>3</sup> Brutluft	50 MJ <sub>el</sub> <sup>b</sup>	150	Kompressionsenergie
Abtrennung und Aufbereitung	?	> 0	keine Angaben
Entsorgung des Mycels (8,25 kg) und der Restsubstanzen (6,60 kg)		39	KEA <sub>fossil</sub> bei Monoverbrennung mit Trockn., als Klärschlamm
<b>Summe</b>		<b>980</b>	untere Grenze

Quelle: Dellweg (1987), Kreutzfeldt (1967)

a) Handbook of Chemistry and Physics, 71<sup>st</sup> Edition

b) Schätzung für isotherme Kompression auf 2 bar ( $\Delta P = 0,1$  MPa) nach  $\Delta P V = nRT = 0,21$  MJ/m<sup>3</sup> Endenergie als el. Strom (Pumpe) gerechnet

c) KEA<sub>fossil</sub> = 2,63 MJ/kg Klärschlamm (TS) nach H. Fehrenbach, ifeu, (2001); Energiegewinnung (Strom und Fernwärme) durch Äquivalenzsystem berücksichtigt

Der hohe KEA (cradle-to-factory gate) von ca. 1000 MJ/kg stellt insofern eine untere Grenze dar, als die Vorketten der thermischen Energie (Dampf), der Einsatzstoffe (darunter 1 kg Phenylelessigsäure) und der Energieaufwand für die Abtrennung und

Aufbereitung noch nicht enthalten sind. Andererseits ist aber keine Energie-Rückgewinnung aus dem Kühlwasser einberechnet. Das Potential der Rückgewinnung aus dem Kühlwasser liegt ohne Berücksichtigung des 2. Hauptsatzes bei ca. 230 MJ (metabolische "Verbrennungswärme" + Reibungswärme durch Rührung). Der hohe Verbrauch an elektrischer Energie hängt möglicherweise mit der sehr großen Menge des gebildeten Mycels (geringe Ausbeute) zusammen

Ausführliche Angaben zum Energiebedarf eines Fermentationsprozesses macht GERNGROSS (1999). Er stellt eine Energiebilanz der Synthese von Polyhydroxyalkanoaten (PHA) auf. PHA sind biologisch abbaubare Polymere, die durch Fermentation aus Glukose hergestellt werden. Das bekannteste PHA ist Poly-3-hydroxybutyrat (PHB). Dessen Copolymer Poly(3-hydroxybutyrat-co-3-hydroxyvalerat) (PHBV) ist unter dem Markennamen Biopol<sup>®</sup> bekannt und wurde zeitweise für Verpackungen eingesetzt. KURDIKAR et al. (2001) beschreiben die Gewinnung von PHA aus Maisstroh mittel einer gentechnischen Modifikation der Maispflanze, die so zur PHA-Synthese befähigt wird.

Tab. 7: Energiebedarf für Fermentation und Aufarbeitung zur Herstellung von PHA aus Glukose (nach GERNGROSS, 1999)

	elektrische Energie [KWh/kg]	Dampf [kg/kg]
<b>Fermentation</b>		
Sterilisation des Mediums	0,00	0,45
Rühren	0,32	0,00
Belüftung	1,27	0,00
Kühlung	0,76	0,00
Summe Fermentation	2,35	0,45
<b>Aufarbeitung</b>		
Zentrifugation und Waschen	0,50	0,00
Hochdruck-Homogenisierung	1,97	0,00
Zentrifugation und Waschen	0,50	0,00
Verdampfen	0,00	0,33
Sprühtrocknung	0,00	2,00
Summe Aufarbeitung	2,97	2,33
<b>Summe</b>	<b>5,32</b>	<b>2,78</b>

Der wesentlich geringere Energiebedarf im Vergleich zur Penicillinherstellung könnte auf bessere Ausbeute und auf Fortschritte in der Fermentertechnik zurückzuführen sein.

## **8.3 Sachbilanzen**

### **8.3.1 Zentrale biotechnische Prozesse**

Im vorigen Abschnitt wurden bereits Informationen und Daten gesammelt, die man gemeinhin zur Sachbilanz rechnet. Die fertige Sachbilanz besteht allerdings aus Systemdaten (alle Prozesse innerhalb der gewählten Systemgrenzen, bezogen auf die funktionelle Einheit) und umfasst daher die zentralen Prozesse ebenso wie die Vorketten und die nachgeschalteten Module. In der folgenden Tab. 8 sind die wichtigsten Input- und Outputgrößen für die biotechnische Produktion der drei Stoffe Indigo, PHA und Penicillin zusammengefasst.

Da mangels Information zu den beim Betrieb des Fermenters auftretenden Emissionen der eigentlichen Produktionsphase keine Umweltbelastung zugeordnet werden kann, könnte der (falsche) Eindruck entstehen, dass diese - zentralen - Prozesse in der Ökobilanz nicht vertreten sind. In Wirklichkeit werden durch die Bedingungen des zentralen Prozesses, vor allem durch die Ausbeute und durch die Art und Menge der Roh- und Hilfsstoffe, durch die Dauer der Reaktion, die Art und Menge der Nebenprodukte und Abfälle etc. alle anderen vor- und nachgelagerten Prozesse beeinflusst, teilweise auch festgelegt.

Auf der Basis der Informationen aus den vorangegangenen Abschnitten wurden Sachbilanzen für die drei biotechnisch hergestellten Produkte durchgeführt. Zur Berechnung der Sachbilanzergebnisse wurden diese Eingangsdaten (Tab. 8) mit den entsprechenden Modulen zu den Vorketten der Rohstoffe, Energiebereitstellung, Transporten und Abwasserbehandlung und Abfallbehandlung verknüpft.

Tab. 8: Eingangsdaten für die Sachbilanzen

		<b>Indigo</b>	<b>PHA</b>	<b>Penicillin</b>
		[/kg]	[/kg]	[/kg]
Glukose	[kg]	4,555	3,33	12
Maisquellwasser 50% TS	[kg]			7,7
Amisoy®	[kg]	0,389		
Sojaöl	[kg]			0,6
Zitronensäure	[kg]	0,111		
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	[kg]	0,417	0,04	1
Mg <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> x 7 H <sub>2</sub> O	[kg]	0,111		
Ammoniak	[kg]		0,109	1,2
Phenyllessigsäure	[kg]			1
Antibiotika	[kg]	0,0183		
Schwefelsäure (98%ig)	[kg]	0,0678		
Wasser	[l]	55,6	26	50
LKW-Transport	[tkm]	1,13	0,69	4,7
elektr. Energie	[kWh]	5,32	5,32	30
Dampf	[kg]	2,78	2,78	40
feste Abfälle	[kg]	1,5	1,1	6,6
Abwasser	[l]	55,6	26	100
CSB	[g/l]	52,3	50	50
N	[g/l]	0	1	1
P	[g/l]	0,248	0,07	0,07
S	[g/l]	0,099	0	0

Angaben über prozessbedingte Emissionen in die Luft liegen nur zu Kohlendioxid vor, das aber hier nicht mitgerechnet wurde, da es als biogenes CO<sub>2</sub> nicht zum Treibhauseffekt beiträgt, weil es zeitnah zur Emission beim Wachstum der Pflanzen aus der Luft aufgenommen wurde.

Es konnten auch keine Daten zu möglichen Emissionen von Enzymen oder Mikroorganismen ermittelt werden.

### 8.3.2 Vorketten der nachwachsenden Rohstoffe aus Körnermais

Nachwachsende Rohstoffe sind vor allem als Kohlenstoff- und Stickstoffquelle für den Fermentationsprozess von Bedeutung. Wichtigstes Substrat ist hier die Glukose. Glu-

kose wird durch Hydrolyse von Stärke gewonnen. In Deutschland hat Kartoffelstärke einen Anteil von 40 % an der gesamten Stärkeproduktion, weltweit ist Mais mit einem Anteil von 74 % der wichtigste Stärkerohstoff, deshalb wird hier die Vorkette von Glukose aus Maisstärke bilanziert. Aus dieser Vorkette stammt ein weiterer Fermentationsrohstoff, das Maisquellwasser, das wegen seinem hohen Proteingehalt als Stickstoffquelle dienen kann. Die ebenfalls als Rohstoff eingesetzte Zitronensäure wurde mit dem Modul Glukose angenähert.

Die Glukosevorkette gliedert sich in folgende Abschnitte

- Anbau und Ernte von Körnermais (mit seinen Vorketten von Treibstoff, Maschinen, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln)
- Transport von Körnermais zur Weiterverarbeitung
- Maistrocknung
- Stärkeextraktion und -trocknung
- enzymatische Hydrolyse von Stärke.

Die Bilanzierung der Glukosevorkette wird im Folgenden ausführlich beschrieben, da sie charakteristisch für eine Vorkette eines biotechnischen Prozesses ist. Der Anbau von Körnermais wurde wie von KLÖPFER et al. (1999) beschrieben bilanziert. Die dort erhobenen Eingangsdaten beziehen sich auf den Körnermaisanbau in Österreich, lassen sich aber auf bundesdeutsche Verhältnisse übertragen.

Den Berechnungen wurde hier ein Ertrag von 9.640 kg/ha (Mittel der Jahre 1997-2000) zugrundegelegt. Daraus ergibt sich eine Flächennutzung von 1,037 m<sup>2</sup> a Ackerfläche pro kg Körnermais. Dieser Flächenbedarf wird der Naturraumbeanspruchung in Heme-robiestufe 5 zugeordnet.

### **8.3.2.1 Maschinen- und Treibstoffeinsatz**

Im Gegensatz zu industriellen Produktionsanlagen werden Maschinen in der Landwirtschaft oft nur wenige Tage im Jahr genutzt. Neben der Bereitstellung und Verbrennung des Dieselmotorkraftstoffes als Betriebsmittel sollte ihre Herstellung, Wartung und Unterbringung deshalb in Ökobilanzen mit einbezogen werden, wie dies beispielsweise von KLÖPFER et al. (1999) beschrieben wurde:

Bei den Landmaschinen gibt es zwei Kategorien: Selbstfahrer (Traktoren, Mähdreher) und übrige Landmaschinen. Die Annahmen zu den verwendeten Basismaterialien stammen aus der EU-Studie zum Weizenanbau in Europa (EC-DG VI, 1997):

- Landmaschinen: 100 % Stahl, davon 30 % niedrig legiert und 70 % unlegiert
- Selbstfahrer: 95 % Stahl (30/70, s.o.) und 5 % Gummi.

Der Verbrauch an Energieträgern für die Fertigung der Maschinen basiert auf Daten von (OHEIMB et al., 1987) und wurde mit den entsprechenden Modulen zu Bereitstellung und Verbrennung der Energieträger aus ESU-ETH (1996) verknüpft. Für Ersatzteile und Wartung wurden jeweils 30 % der Basismaterialien und der Fertigung angenommen. Für Transporte wurden 500 km Bahntransport sowie 200 km LKW-Transport (40t) bilanziert.

Die so erhaltenen Module "Infra Landmaschine [t]" und "Infra Landmaschine, Selbstfahrer [t]" wurden mit den Maschinengewichten und so die Module für die bilanzierten Maschinen pro Stück gebildet. Die Unterbringung der Maschinen in landwirtschaftlichen Gebäuden wurde aus Stellfläche und Lebensdauer der Maschinen zusammen mit dem Modul "Massivgebäude [m<sup>3</sup>]" unter der Annahme von 80 Jahren Lebensdauer für die Gebäude und einer Gebäudehöhe von vier Metern bilanziert.

Zusammen mit den Angaben zur Nutzung der Maschinen in h/a konnten die maschinenspezifischen Module pro Nutzungsstunde gebildet werden. In Verbindung mit den technischen Koeffizienten (z. B. Nutzungszeit pro ha für einen bestimmten Arbeitsgang) wurden aus diesen Maschinenmodulen und dem Modul "Diesel in Traktor" die verschiedenen Arbeitsgänge bilanziert und für den Maisanbau zusammengefügt.

Die technischen Koeffizienten, z. B. der Dieserverbrauch in l pro ha Ackerfläche für einen bestimmten Arbeitsgang, wurden mit dem Modul "Diesel in Traktor [l]" verknüpft. Dieses Modul basiert auf dem Modul "Diesel ab Regionallager Euro [t]" aus ESU-ETH (1996). Folgende Daten wurden zugrundegelegt:

- Dichte von Diesel = 0,84 kg/l
- unterer Heizwert  $H_u = 42,8 \text{ MJ/kg} = 35,95 \text{ MJ/l}$
- oberer Heizwert (Brennwert)  $H_o = 45,4 \text{ MJ/kg}$
- Schmierölbedarf = 2,2 % des Treibstoffverbrauchs.

Die Emissionen durch die Verbrennung des Dieseltreibstoffes wurden aus dem Modul "Diesel in Baumaschine" aus ESU-ETH (1996) übernommen und für die Entsorgung des Schmieröls das Modul "Altöl in SAVA" benutzt. Insgesamt wurde hier mit einem Verbrauch von 126 l Diesel/ha für Körnermaisbau und -ernte gerechnet [KLÖPFER et al. 1999].

### 8.3.2.2 Düngung

Die für den Körnermaisbau eingesetzten Düngemittel sind in der folgenden Tab. 9 zusammengestellt:

Tab. 9: Eingesetzte Düngemittel im Körnermaisbau aus KLÖPFER et al. (1999) und FAO (1999)\*

Bezeichnung	Düngemittel in kg/ha	Nährstoffmengen in kg/ha			
		N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO + MgO
Vollkorn plus	240	48	19	19	7
Nitramoncal	226	61			29
Mischkalk	286				191
Schweinegülle (5 % TS)	20 m <sup>3</sup> /ha	90	70	70	80
Summe		199	89	89	307
A*		120	67	87	k.A.
D*		131	58	90	k.A.

Die Bilanzierung der Bereitstellung der mineralischen Düngemittel Vollkorn plus, Nitramoncal, DC 45 neu (0/12/20) und Mischkalk basiert auf Angaben zur Düngemittelproduktion (Ammoniumnitrat, Rohphosphat, TSP, KCl) aus PATYK & REINHARDT (1997). Diese Daten wurden mit Modulen zu Energieträgern, Transporten und einigen Basismaterialien (Ammoniak, Salpetersäure, Phosphorsäure, Kalkstein, LDPE) aus ESU-ETH (1996) verknüpft.

Tab. 10: Eingangsdaten der bilanzierten Düngemittel aus KLÖPFER et al. (1999)

	Ammoniumnitrat [kg/kg]	TSP (43 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) [kg/kg]	Kaliumchlorid (60 % K <sub>2</sub> Cl) [kg/kg]	Kalkstein [kg/kg]
Vollkorn plus	0,74	0,186	0,133	0

	Ammoniumnitrat [kg/kg]	TSP (43 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) [kg/kg]	Kaliumchlorid (60 % K <sub>2</sub> Cl) [kg/kg]	Kalkstein [kg/kg]
Nitramocal	1,0	0	0	0,23
DC 45 neu (0/12/20)	0	0,28	0,33	0
Mischkalk	0	0	0	1

### 8.3.2.3 Pflanzenschutz

Die bei Körnermais eingesetzten Pflanzenschutzmittel umfassen Beizmittel für das Saatgut, Herbizide und Insektizide. Folgende Tabelle gibt einen Überblick:

Tab. 11: Eingesetzte Pflanzenschutzmittel bei Körnermais aus KLÖPFER et al. (1999)

Art	Name	Wirkstoff	Wirkstoff- gehalt	Aufwand- menge
Fungizid zur Saatgut- beizung	Orthocid 75 W	Captan	750 g/kg	0,125 kg/ 100 kg Saatgut
Herbizid	Titus	Rimsulfuron + Netzmittel	261 g/kg	0,04 kg/ha
Herbizid	Lido SC	Pyridate Terbu- thylazine	160 g/l 250 g/l	1,5 kg/ha
Insektizid	Decis	Deltamethrin	25 g/l	0,5 l/ha

Berechnungen zum Energieverbrauch bei der Herstellung von Pflanzenschutzmitteln veröffentlichte GREEN (1987). Daten zu Wirkstoffen, die dort nicht aufgeführt sind, wurden mit dem jeweils chemisch ähnlichsten Wirkstoff angenähert:

Die Angaben zum Bedarf an Energieträgern und Grundstoffen (z. B. Naphtha) von GREEN (1987) wurden mit den entsprechenden Modulen aus ESU-ETH (1996) verknüpft. Für Netzmittel und Formulierungsstoffe wurden die Basismaterialienmodule "Propylenglykol" und "p-Xylol" verwendet.

Emissionen von Wirkstoffen bei der Produktion sind vernachlässigbar, da sie um mehrere Größenordnungen unter den Emissionen bei der Ausbringung liegen. Aufgrund der geringen Mengen konnten auch die Transporte der Pflanzenschutzmittel vernachlässigt werden.

### 8.3.2.3.1 Saatgut

Formatiert: Nummerierung und Aufzählungszeichen

Die Vorkette Saatgut setzt sich zusammen aus der Saatgutzüchtung und der Saatgutvermehrung. Quantitative Angaben hierzu liegen nicht vor. Es lässt sich aber abschätzen, dass in der Ökobilanz üblicherweise erfasste Größen wie der Energieaufwand, umgerechnet auf die funktionelle Einheit eines landwirtschaftlichen Produktes, vernachlässigbar klein sind.

Die Saatgutvermehrung kann mit dem eigentlichen Anbau verglichen werden. Aufgrund strengerer Qualitätskriterien ist im Vergleich dazu mit geringeren Erträgen, eventuell höherem Aufwand an Pflanzenschutz und größerem Flächenbedarf durch Sicherheitsabstände zu rechnen. Ein üblicher Weg zur Behandlung der Vorkette Saatgut ist es, diese entsprechend der benötigten Saatgutmenge durch einen prozentualen Aufschlag zu berücksichtigen. Da der Saatgutbedarf für Körnermais hier relativ zu den Erträgen sehr gering ist, wurde die Vorkette Saatgut nicht in die Berechnungen miteinbezogen.

### 8.3.2.4 Emissionen aus Düngung und Pflanzenschutz

Formatiert: Nummerierung und Aufzählungszeichen

Düngung und Pflanzenschutz verursachen Emissionen von Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden. Die Stickstoffdüngung bedingt die Ausgasung von Ammoniak, Stickstoffoxiden und Lachgas sowie die Auswaschung von Nitrat. Zusätzliche Verluste an Stickstoff- und Phosphorverbindungen resultieren aus der Bodenerosion. Außerdem werden mit den Düngemitteln Schwermetalle in den Boden eingetragen. Die Berechnung der Emissionen wurde, wie von KLÖPFFER et al. (1999) dargestellt, vorgenommen.

Die eingesetzten Pflanzenschutzmittel sind selber als Emission anzusehen und wurden hier als Emission in Ackerboden bilanziert. Ihre Verteilung und ihr Verbleib in der Umwelt wird in der Modellierung der Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt.

Tab. 12: Emissionen durch Düngung, Erosion und Pflanzenschutz im Körnermaisbau

Emittierter Stoff	Emission [kg/ha]
Ammoniak in Luft	21,6
Lachgas in Luft	51,4
Stickoxide als NO <sub>2</sub> in Luft	17,9
Nitrat in Wasser	83,8

Emittierter Stoff	Emission [kg/ha]
Phosphat in Wasser	46
Stickstoff in Wasser	25
Cadmium in Ackerboden	1,51
Chrom in Ackerboden	14,38
Kupfer in Ackerboden	422,00
Nickel in Ackerboden	19,46
Blei in Ackerboden	12,48
Zink in Ackerboden	1.208,16
Captan in Ackerboden	2,44e-02
Deltamethrin in Ackerboden	1,25e-03
Pyridat in Ackerboden	2,40e-01
Rimsulfuron in Ackerboden	1,04e-02
Terbutylazin in Ackerboden	3,75e-01

### 8.3.2.5 Maistrocknung

Bei der Ernte hat Körnermais einen Feuchtegehalt von 30-50 %. Um lagerfähig zu sein, wird er auf 14 % Feuchtegehalt getrocknet. Für den Trocknungsschritt wurden Literatordaten aus BUWAL (1996) verwendet. Dort wird für 1.000 kg Mais ein Energiebedarf von 5 m<sup>3</sup> Erdgas und 13,93 kWh Strom angegeben. Für den Maistransport werden 150 km LKW-Transport (28 t) angenommen. Diese Eingangsdaten wurden mit den entsprechenden Modulen aus ESU-ETH (1996) verknüpft.

Formatiert: Nummerierung und Aufzählungszeichen

### 8.3.2.6 Stärkeextraktion und Stärketrocknung

Auch hierfür wurden Daten aus BUWAL (1996) verwendet und mit der bilanzierten Vorkette zu Anbau, Transport und Trocknung von Körnermais sowie generischen Daten aus den Ökoinventaren (ESU-ETH, 1996) verknüpft. Für 1.000 kg Produkte (davon 61 % Stärke) mit einem Trockensubstanzgehalt von 86 % werden für die Stärkeextraktion benötigt:

Formatiert: Nummerierung und Aufzählungszeichen

- 967 kg Mais frisch
- 51 kg Mais getrocknet
- 0,947 kg Schwefel
- 18 kg Peroxitan

- 1,4 m<sup>3</sup> Wasser
- 109 m<sup>3</sup> (Extraktion) + 61,5 m<sup>3</sup> (Trocknung) Erdgas
- 244 kWh elektrische Energie vom Netz.

Das Abwasser der Stärkeextraktion enthält

- 4,3 kg gelöste Stoffe
- 0,85 kg suspendierte Stoffe
- 0,61 kg BOD
- 3,06 kg COD.

Diese Angaben wurden ergänzt mit Daten der U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 1995), aus denen sich Partikelemissionen in die Luft von 2,483 mg/kg verarbeitetem Mais sowie ein Prozesswasserbedarf von 1,4 l/kg verarbeitetem Mais ableiten lassen.

Peroxitan wurde als 3 %ige wässrige Lösung von Wasserstoffperoxid bilanziert. Die Sachbilanzdaten für Wasserstoffperoxid stammen aus den Ökoinventaren für die Produktion von Waschmittel-Inhaltsstoffen (EMPA, 1999).

Die Abwasserbehandlung wurde wie in Abschnitt 8.3.7 beschrieben, berechnet.

Produkte der Stärkeextraktion und -trocknung sind:

- Stärke (86 % TS)
- Maiskleber
- Maiskeimling
- Maisquellwasser (nach Kondensation 50 % TS)
- Maiskleie.

Die Zuordnung der Umweltbelastungen zu den einzelnen Produkten (Allokation) wurde nach ihrem Trockensubstanzgehalt durchgeführt, da Marktpreise nicht verfügbar waren.

### **8.3.2.7 Enzymatische Stärkehydrolyse**

Die Verzuckerung von Stärke zu oligomeren Dextrinen oder D-Glukose kann durch Säurezusatz oder enzymatisch mit Hilfe von Amylasen erfolgen. Hierzu wird Maisstär-

Formatiert: Nummerierung und Aufzählungszeichen

ke in großvolumigen Reaktoren ( $> 100\text{m}^3$ ) mit Dampf in Gegenwart von  $\alpha$ -Amylase zunächst zu Maltodextrin umgesetzt, das mit Glukoamylase weiter zu Glukosesirup weiter verzuckert werden kann (SCHMID, 2002).

Folgende Daten (NRDC, 2003) wurden für die Bilanzierung der enzymatischen Stärkehydrolyse zu Glukose verwendet (Bedarf pro 1.000 kg Produkt):

- 1.052 kg Maisstärke
- 80 kWh Strom
- 2.000 kg Dampf
- 15.000 l Wasser.

Die Daten beziehen sich auf eine Anlage mit einer Jahreskapazität von 3.000 t und einer bebauten Fläche von 1.000  $\text{m}^2$ .

### 8.3.3 Vorketten der nachwachsenden Rohstoffe aus Sojabohnen

Produkte aus Sojabohnen spielen vor allem als Stickstoffquelle bei Fermentationen eine Rolle. Hier wurde z. B. das hydrolysierte Sojaprotein Amisoy<sup>®</sup> für die Indigoproduktion eingesetzt. Sojaöl wurde als Rohstoff „pflanzliches oder tierisches Fett“ für die Penicillinbilanzierung verwendet.

#### 8.3.3.1 Sojabohnenanbau

Die weltweit bedeutendsten Anbauländer und Exporteure für Sojabohnen sind USA, Brasilien und Argentinien (ASA et al., 2001). Für den Anbau und die Verarbeitung von Sojabohnen wurden hier Daten aus USA (SHEEHAN et al., 1998) zugrundegelegt. Dort sind Inputdaten für den Sojaanbau als gewichtetes Mittel aus 14 US-Staaten angegeben. Die auf SI-Einheiten umgerechneten Eingangsdaten sind in Tab. 13 zusammengestellt.

Tab. 13: Daten zum Sojabohnenanbau in USA (SHEEHAN et al., 1998)

Parameter	Einheit	Menge
Ertrag	kg/ha	2.554
Saatgut	kg/ha	70,30

Benzin	l/ha	29,09
Diesel	l/ha	49,48
Heizöl EL	l/ha	3,55
elektr. Strom	kWh/ha	11,367
Stickstoffdünger	kg N/ha	10,05
Phosphordünger	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha	34,83
Kalidünger	kg K <sub>2</sub> O/ha	59,24
Herbizide	kg/ha	4,509
- davon Wirkstoff	kg/ha	1,433
Insektizide	kg/ha	0,05
Wasser zur Beregnung	l/ha	1,2e+06

Für die Bilanzierung des Maschineneinsatzes wurden folgende Arbeitsgänge angenommen und mit Maschinendaten aus dem Körnermaisbau verknüpft:

- Pflügen
- Saatbettbereitung
- Säen
- Ausbringen von Mineraldünger (2-mal)
- Ausbringung von Pestiziden (2-mal)
- Ernte
- Abtransport.

Der Bedarf an Benzin, Diesel und Heizöl EL wurde zusammengefasst (79 l/ha) und als Diesel in Traktor bilanziert.

Als Mineraldünger wurden bilanziert:

- Ammoniumnitrat (35 % N)
- TSP (43 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)
- KCl (60 % K<sub>2</sub>O).

Die in Tab. 14 aufgeführten Herbizide umfassen 93 % der ausgebrachten Wirkstoffmenge. Es wird ein Wirkstoffgehalt von durchschnittlich 32 % zugrundegelegt.

Tab. 14: Herbizide im Sojabohnenanbau in USA (SHEEHAN et al, 1998)

Herbizidwirkstoff	kg /ha
Alachlor	2,87e-01
Bentazon	1,15e-01
Clomazon	4,59e-02
Ethalfuralin	3,58e-02
Glyphosat	2,87e-01
Linuron	2,58e-02
Metolachlor	1,72e-01
Metribuzin	6,45e-02
Pendimethalin	1,86e-01
Trifluralin	3,73e-01

Die Emissionen aus Düngung und Pflanzenschutz wurden wie bei Körnermais dargestellt, berechnet. Für die Emissionen aus Bodenerosion wurden die Angaben von SHEEHAN et al. (1998) übernommen.

Tab. 15: Emissionen durch Düngung, Erosion und Pflanzenschutz im Sojabohnenanbau

Emittierter Stoff	Emission [kg/ha]
Ammoniak in Luft	0,488
Lachgas in Luft	1,76
Stickoxide als NO <sub>2</sub> in Luft	0,951
Nitrat in Wasser	0,000
Phosphat in Wasser	37,9
Stickstoff in Wasser	124
Cadmium in Ackerboden	3,74e-04
Chrom in Ackerboden	6,93e-05
Kupfer in Ackerboden	0,00e+00
Nickel in Ackerboden	6,93e-05
Blei in Ackerboden	6,24e-05
Zink in Ackerboden	4,16e-04
Alachlor in Ackerboden	2,87e-01
Bentazon in Ackerboden	1,15e-01
Clomazon in Ackerboden	4,59e-02
Ethalfuralin in Ackerboden	3,58e-02
Glyphosat in Ackerboden	2,87e-01

<b>Emittierter Stoff</b>	<b>Emission [kg/ha]</b>
Linuron in Ackerboden	2,58e-02
Metolachlor in Ackerboden	1,72e-01
Metribuzin in Ackerboden	6,45e-02
Pendimethalin in Ackerboden	1,86e-01
Trifluralin in Ackerboden	3,73e-01

### **8.3.3.2 Transport der Sojabohnen**

Die Hauptanbauggebiete von Sojabohnen in den USA liegen im Mittelwesten (Illinois, Iowa, Indiana, Minnesota, Nebraska). Folgendes Transportszenario wurde angenommen: Die Sojabohnen werden zunächst per LKW zu einer Verladestation gebracht, mit dem Zug zum Binnenhafen weitertransportiert und im Wasserstraßensystem des Mississippi per Binnenfrachter zum Seehafen in New Orleans gebracht. Von dort aus führt der Seeweg nach Europa über Rotterdam, wo sich ein weiterer LKW-Transport zur Weiterverarbeitung anschließt. So ergeben sich folgende Transporte:

- 120 km LKW
- 380 km Bahn
- 1.500 km Binnenfrachter
- 9.000 km Hochseefrachter
- 500 km LKW.

### **8.3.3.3 Verarbeitung der Sojabohnen in einer Ölmühle**

In der Ölmühle werden die Sojabohnen durch Extraktion mit Hexan in eine Proteinfraction und eine Fettfraction zerlegt (ASA, 2001). Produkte der Proteinfraction sind

- Sojaschrot
- Sojamehl und -grieß
- strukturiertes Sojaprotein
- Sojaprotein-Konzentrate
- Sojaprotein-Isolate

- hydrolysiertes Sojaprotein.

Produkte der Fettfraktion sind

- Sojaöl
- Lecithin.

Die Eingangsdaten für die Bilanzierung der Prozesse in der Ölmühle stammen wie die Anbaudaten aus der amerikanischen Biodieselstudie (SHEEHAN et al., 1998). Die verwendeten Daten sind in Tab. 16 dargestellt.

Tab. 16: Eingangsdaten für die Verarbeitung von Sojabohnen in der Ölmühle (SHEEHAN et al., 1998)

Parameter	Einheit	Menge
Input		
Sojabohnen	kg/kg verarb. Sojabohnen	1
elektr. Strom	kWh/kg verarb. Sojabohnen	6,965e-02
Dampf	kg/kg verarb. Sojabohnen	0,674
Erdgas	MJ/kg verarb. Sojabohnen	1,115
Hexan	kg/kg verarb. Sojabohnen	0,202
Output		
Sojaschrot	kg/kg verarb. Sojabohnen	0,76006
Sojaöl	kg/kg verarb. Sojabohnen	0,16973
Hexan in Luft	kg/kg verarb. Sojabohnen	1,72e-03
Fette und Öle in Wasser	kg/kg verarb. Sojabohnen	8,50e-04
feste Abfälle	kg/kg verarb. Sojabohnen	0,008

Die Daten schließen die Abwasserbehandlung und Lösemittelrückgewinnung mit ein. Die Berechnung der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung wurde zunächst auf ein kg verarbeitete Sojabohnen bezogen. Anschließend erfolgte eine Allokation der Ergebnisse auf Sojaschrot und Sojaöl nach Marktpreis. Als Marktpreis wurde der Mittelwert der Jahre 1991/92 bis 2001/2002 nach Angaben des United Soybean Board (USB, 2003) verwendet.

Tab. 17: Allokation zwischen Sojaschrot und Sojaöl

		Sojabohnen verarbeitet	Sojabohnen verarbeitet	Sojaöl	Sojaschrot

Massenanteil	%	100	92,979	16,973	76,006
Massenanteil	%		100	18,3	81,7
Preis	\$/kg			0,469	0,197
Erlös	\$/kg		2,2964		
Allokationsfaktor	%			34,7	65,3

Das so gewonnene Sojaschrot hat einen Proteingehalt von 48 %. Durch Ethanolwäsche, Extraktion und Trocknung gewinnt man Sojaprotein-Isolat mit einem Proteingehalt von ca. 90 % (ASA et al., 2001). Enzymatischer Abbau und Totalhydrolyse mit Säure ergibt Sojaprotein-Hydrolysat (z. B. Amisoy®). Diese Prozesse wurden mit Daten zu den entsprechenden Schritten in der Ölmühle (SHEEHAN et al., 1998) bilanziert.

Tab. 18: Eingangsdaten für die Gewinnung von Amisoy® aus Sojaschrot nach (SHEEHAN et al., 1998)

Parameter	Einheit	Menge
Input		
Sojaschrot	kg/kg Amisoy®	2
elektr. Strom	kWh/kg Amisoy®	4,928e-02
Dampf	kg/kg Amisoy®	0,377
Erdgas	MJ/kg Amisoy®	1,115
Hexan	kg/kg Amisoy®	0,202
HCl	kg/kg Amisoy®	0,202
Output		
Amisoy®	kg/kg Amisoy®	1
Sojaöl	kg/kg Amisoy®	0,16973
Hexan in Luft	kg/kg Amisoy®	1,72e-03
feste Abfälle	kg/kg Amisoy®	0,008

#### 8.3.4 Vorketten der sonstigen Rohstoffe

Es handelt sich hierbei überwiegend um anorganische Stoffe, die zur Pufferung oder als Quelle für Stickstoff, Phosphor oder Schwefel dienen.

Für Ammoniak, Schwefelsäure und vollentsalztes Wasser wurden die entsprechenden Module aus den Ökoinventaren (ESU-ETH, 1996) verwendet. Phenyllessigsäure und Antibiotika wurden mit dem Modul „organische Chemikalien“ angenähert.

Die Vorketten der Salze Kaliumdihydrogenphosphat ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) und Magnesiumsulfat ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , Bittersalz) wurden nach Literaturangaben unter Verknüpfung mit generischen Modulen (ETH-ESU, 1996) bilanziert.

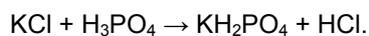
#### 8.3.4.1 Kalium- und Magnesiumsalze

Basis der Berechnungen waren Angaben aus den Umweltberichten der Kali und Salz AG (K+S, 1999 u. 2001). In den deutschen Lagerstätten kommen Kaliumsalze vergesellschaftet mit Magnesiumsalzen vor. Die Betriebsdaten des Geschäftsbereiches Kali- und Verbundprodukte wurden mittels Massenallokation den Produkten zugeordnet. Folgende Daten wurden verwendet:

Tab. 19: Daten zur Bilanzierung von KCl und  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

Parameter	Menge 1999
Produkte	8,2 Mio t/a
Rohsalzförderung	36,6 Mio t/a
Rohsalzverarbeitung	36,6 Mio t/a
Erdgas	5.075 GWh/a
Heizöl EL	10 GWh/a
Strom	18 GWh/a
Staubemissionen	89,1 t/a
HCl-Emissionen	35 t/a
Wasserverbrauch	80,4 Mio m <sup>3</sup> /a
- davon Kühlwasser	64 Mio m <sup>3</sup> /a
NaCl auf Halde	2,59 kg/kg Produkt
Salzwassereinleitungen	0,848 l/kg Produkt

Kaliumdihydrogenphosphat kann durch Umsetzung von Kaliumhydroxid oder Kaliumchlorid mit Phosphorsäure gewonnen werden:



Dabei fällt Salzsäure als Nebenprodukt an. Die Rohstoffmengen für die Reaktion wurden stöchiometrisch berechnet und in der Bilanzierung berücksichtigt. Sonstige Daten zum Prozess wie z. B. der Energiebedarf sind nicht bekannt.

### 8.3.4.2 Phosphorsäure

Phosphorsäure hat ihre größte Bedeutung als Zwischenprodukt bei der Herstellung von Düngemitteln. Wichtigster Lieferant auf dem europäischen Markt ist Marokko. Angaben zur Produktion von Phosphorsäure sind in der Literatur verfügbar (LANDBANK, 1994; PATYK & REINHARDT, 1997; ESU-ETH, 1996). Rohphosphat (Calciumphosphat) wird mit Schwefelsäure zu Phosphorsäure umgesetzt. Dabei entsteht als prinzipiell verwertbares Nebenprodukt Gips, der jedoch in der Praxis nicht verwertet, sondern im Meer verklappt wird. Prozessbedingte Emissionen der Phosphorsäureproduktion sind Cadmium und Fluorid, Staub und Kohlendioxid. Im Einzelnen gliedert sich die Produktion in folgende Prozesse (LANDBANK, 1994):

- Abbau von Phosphaterz (2,3 kg/kg gereinigte Phosphorsäure (75 %ig))
- Kalzinierung von Phosphaterz
- Reaktion mit Schwefelsäure (1,7 kg/kg gereinigte Phosphorsäure (75 %ig))
- Aufkonzentration
- Transport nach Europa
- Reinigung.

Der Energiebedarf (ohne Transport) beträgt 1,025 MJ Strom und 3,56 MJ Wärme für ein kg Phosphorsäure.

### 8.3.5 Transporte

Unter Transport ist hier der Transport der benötigten Rohstoffe zum Ort der Fermentation gemeint. Hierfür wurde eine pauschale Transportentfernung von 200 km angenommen und mit dem Modul LKW-Transport (40t) aus ESU-ETH (1996) verknüpft.

### 8.3.6 Bereitstellung von Prozessenergie

Es wurden generische Daten zur Bereitstellung und Verbrennung von Energieträgern aus den Ökoinventaren für Energiesysteme (ESU, 1996) verwendet. Für Dampf wurde ein Energieträgermix (thermische Energie) für die chemische Industrie in Deutschland angenommen. Folgende Module aus ESU-ETH (1996) wurden dabei verwendet:

- Strom Mittelspannung - Bezug in UCPTÉ
- Heizöl EL in Heizung 1 MW (4% für Dampf)
- Heizöl S, Euro in Heizung 1 MW (11,8% für Dampf)
- Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro (63% für Dampf)
- Industriekohlefeuerung 1-10 MW (21,2% für Dampf).

### **8.3.7 Abwasserbehandlung**

Nach den Ökoinventaren von Entsorgungsprozessen (ESU-ETH, 1996a) lassen sich Sachbilanzen für abwasserspezifische Entsorgungsmodule berechnen. Als Parameter für die Abwasserzusammensetzung wurden die in Tab. 8 angegebenen Werte benutzt. Bei der Berechnung werden nachgelagerte Module wie die Klärschlamm Entsorgung mit erfasst.

### **8.3.8 Abfallbehandlung**

Nach den Ökoinventaren von Entsorgungsprozessen (ESU-ETH, 1996a) lassen sich Sachbilanzen für abfallspezifische Entsorgungsmodule berechnen. Hierzu wurde für die festen Abfälle eine stoffliche Zusammensetzung entsprechend Glukose angenommen und die Verbrennung als Entsorgungsszenario berechnet.

## **8.4 Durchführung der Wirkungsabschätzung**

Die Methodik der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen ist in Abschnitt 2.4 kurz dargestellt. In Kapitel 6 wird die Wirkungsabschätzung ausführlich und in Hinblick auf die Biotechnologie diskutiert. Nicht alle dort aufgeführten Kategorien konnten hier ausgeführt werden, sei es, dass für die hier betrachteten Prozesse im Normalbetrieb keine Relevanz gegeben ist, sei es dass noch keine geeigneten Indikatormodelle entwickelt wurden.

### 8.4.1 Charakterisierungsfaktoren

In den folgenden Tabellen sind die Wichtungsfaktoren angegeben, mit denen die Sachbilanzergebnisse der jeweiligen Indikatoren für eine Wirkungskategorie multipliziert wurden, um sie innerhalb der betreffenden Wirkungskategorie zu aggregieren.

Tab. 20: Wichtungsfaktoren für energetische und sonstige Ressourcen zur Berechnung der Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand (KEA) und abiotischer Ressourcenverbrauch (RES)

		oberer Heizwert [MJ]	unterer Heizwert [MJ]	W(RES) [kg Rohöläq.]
Ressourcen				
Bauxit	kg			0,21
Eisen ab Erz	kg			0,36
Kobalt	kg			0,16
Flussspat	kg			0,77
Kupfer ab Erz	kg			1,19
Zinn	kg			1,54
Erdölgas	Nm <sup>3</sup>	45,00	40,90	0,87
Grubengas (Methan)	kg	39,80	35,90	0,28
Holz	kg	20,30	18,50	
Potentielle Energie Wasser	TJ	1,00e+06	1,00e+06	
Rohbraunkohle vor Förderung	kg	9,50	8,00	0,08
Rohfördersteinkohle vor Aufbereitung	kg	19,00	18,00	0,28
Rohgas (Erdgas)	Nm <sup>3</sup>	39,00	35,00	0,64
Rohöl ab Bohrloch	kg	45,60	42,60	1
Uran ab Erz	g	430,00	430,00	7,40e-04

Zur Berechnung des Treibhauspotentials GWP in der Wirkungskategorie Klimaveränderung (Treibhauseffekt) wurden die vom IPCC (1996) veröffentlichten Werte für einen Bilanzierungszeitraum von 100 Jahren verwendet.

Der stratosphärischer Ozonabbau wird durch das Ozone Depletion Potential (ODP) quantifiziert (in R 11-Äquivalenten).

Die Versauerung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen wird durch das Versauerungspotential (Acidification Potential – AP) quantifiziert (in SO<sub>2</sub>-Äquivalenten).

Mit Eutrophierung wird hier die Überdüngung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme bezeichnet, die wegen der für Wasser und Boden unterschiedlichen limitierenden Nährstoffe getrennt quantifiziert und in das terrestrische (NPT) und das aquatische Eutrophierungspotential (NPA) aufgeteilt werden. Bei der terrestrischen Eutrophierung werden die Emissionen in die Luft als Nitrat-Äquivalente erfasst, bei der aquatischen Eutrophierung werden die Emissionen in Luft und Wasser als Phosphat-Äquivalente gewichtet. Die Wichtungsfaktoren W(AP), W(NPT) und W(NPA) ergeben sich aus stöchiometrischen Berechnungen.

Tab. 21: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft und Wasser zur Berechnung der Wirkungskategorien Treibhauseffekt (GWP) und stratosphärischer Ozonabbau (ODP)

		W(GWP) [kg CO <sub>2</sub> -Äq.]	W(ODP) [kg R11-Äq.]
Emissionen in die Luft			
R11 FCKW	kg	4.000	1
R113 FCKW	kg	5.000	0,8
R114 FCKW	kg	9.300	1
R115 FCKW	kg	9.300	0,5
R12 FCKW	kg	8.500	0,5
R13 FCKW	kg	11.700	1
R134a FKW	kg	1.300	
R141b H-FKW	kg	630	0,1
R152a H-FKW	kg	140	
R22 FCKW	kg	1.700	0,05
Halon H1211	kg		3
Halon H1301	kg	5.600	16
Methan	kg	21	
Kohlendioxid	kg	1	
Lachgas	kg	310	

Tab. 22: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft und Wasser zur Berechnung der Wirkungskategorien Versauerungspotential (AP), terrestrische (NPT) und aquatische Eutrophierung (NPA)

		W(AP) [kg SO <sub>2</sub> -Äq.]	W(NPT) [kg NO <sub>3</sub> -Äq.]	W(NPA) [kg PO <sub>4</sub> -Äq.]
Emissionen in die Luft				
Ammoniak	Kg	1,88	3,65	0,35
Salzsäure	Kg	0,88		
Schwefelwasserstoff	Kg	0,945		
SO <sub>x</sub> als SO <sub>2</sub>	Kg	1		
Stickoxide als NO <sub>2</sub>	Kg	0,7	1,35	0,13
Emissionen in das Wasser				
COD	Kg			0,022
Ammonium	Kg			0,33
Nitrat	Kg			0,1
Stickstoff gesamt	Kg			0,42
Phosphate	Kg			1

Für die quantitative Wirkungsabschätzung von Human- und Ökotoxizität wurden die Wichtungsfaktoren der Critical Surface Time-Methodik (CST 95) nach JOLLIET & CRETAAZ (1997) sowie JOLLIET et al. (1998) und MARGNI et al. (2001) verwendet. Bei der Berechnung der Wichtungsfaktoren gehen Verteilung und Abbauverhalten in der Umwelt sowie Toxizitätsdaten ein. Dabei wird das Humantoxizitätspotential (HTP) in Blei-Äquivalenten angegeben, das aquatische (AEP) und das terrestrische (TEP) Ökotoxizitätspotential in Zink-Äquivalenten.

Tab. 23: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft, Wasser und Boden zur Berechnung der Wirkungskategorien Humantoxizität (HTP), aquatische (AEP) und terrestrische Ökotoxizität (TEP) nach CST 95

		W(HTP) [kg Pb-Äq.]	W(AEP) [kg Zn-Äq.]	W(TEP) [kg Zn-Äq.]
Emissionen in die Luft				
Staub/Partikel	kg	1,10e-02		
Benzol	kg	1,20e-02		
Kohlenmonoxid	kg	1,40e-04		
SO <sub>x</sub> als SO <sub>2</sub>	kg	7,46e-03		

		W(HTP) [kg Pb-Äq.]	W(AEP) [kg Zn-Äq.]	W(TEP) [kg Zn-Äq.]
Stickoxide als NO <sub>2</sub>	kg	1,95e-03		
Arsen	kg	9.000	0,078	0,75
Blei	kg	2.300	1,28	0,13
Cadmium	kg	19.000	79	3,14
Chrom	kg	3.700	0,39	0,08
Kupfer	kg	145	0,66	0,14
Nickel	kg	370	0,12	0,35
Quecksilber	kg	46.000	196	5,94
Zink	kg	27	0,076	0,33
Emissionen in das Wasser				
BOD	kg	0,022	1,30e-04	
Phenole	kg	0,052	15,4	
Fette und Öle gesamt	kg		0,13	
Nitrat	kg	8,50e-04		
Ion Arsen	kg	1,5	0,52	
Phosphate	kg	3,20e-06	0,01	
Sulfide	kg	2,1		
Ion Blei	kg	0,86	5,2	
Ion Cadmium	kg	3,2	520	
Ion Chrom	kg	0,62	2,6	
Ion Kupfer	kg	0,022	5,2	
Ion Nickel	kg	0,062	0,79	
Ion Quecksilber	kg	7,8	1.300	
Ion Zink	kg	3,20e-03	1	
Emissionen in den Boden (kein Ackerboden)				
Blei	kg	0,60	3,9	0,41
Cadmium	kg	1,46	240	9,6
Chrom	kg	0,29	1,2	2,6
Kupfer	kg	0,009	2	0,42
Nickel	kg	0,029	0,36	1,1
Quecksilber	kg	3,6	600	18,3
Zink	kg	7,00e-4	0,23	1,0
Zinn	kg	7,00e-4		
Emissionen in Ackerboden				
Blei	kg	2,00e+04	3,9	0,41
Cadmium	kg	1,60e+05	240	9,6

		<b>W(HTP)</b> <b>[kg Pb-Äq.]</b>	<b>W(AEP)</b> <b>[kg Zn-Äq.]</b>	<b>W(TEP)</b> <b>[kg Zn-Äq.]</b>
Chrom	kg	3,20e+04	1,2	2,6
Kupfer	kg	1,26e+03	2	0,42
Nickel	kg	3,20e+03	0,36	1,1
Quecksilber	kg	4,00e+05	600	18,3
Zink	kg	2,30e+02	0,23	1,0
Zinn	kg	80		
Alachlor (Metolachlor)	kg	2,88e-02	1,91e-01	4,07e-03
Captan*	kg	3,62e+00	6,27e-04	5,41e-05
Deltamethrin	kg	5,89e+01	1,95e-01	2,96e-03
Pyridat	kg	3,27e-01	1,35e-05	2,11e-05
Rimsulfuron	kg	1,01e+00	1,29e-04	1,01e-05
Terbutylazin	kg	6,92e-01	1,91e-04	2,51e-04
Bentazon	kg	4,60e-02	5,37e-06	1,31e-04
Clomazon	kg	3,26e-02	4,87e-04	3,01e-04
Glyphosate	kg	2,76e-01	7,17e-05	1,17e-04
Linuron	kg	4,42e+00	7,44e-02	1,75e-03
Metolachlor	kg	1,49e+00	1,91e-01	4,07e-03
Metribuzin	kg	4,74e+00	1,09e-02	9,37e-04
Pendimethalin	kg	5,52e-01	2,79e-02	2,74e-04
Trifluralin	kg	7,67e-02	5,66e-04	3,04e-05

\* berechnet nach CST 95 (JOLLIET & CRETIAZ, 1997) mit stoffspezifischen Angaben aus (TOMLIN, 1997)

In der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung werden die in der Sachbilanz erfassten Flächennutzungen hinsichtlich ihrer potentiellen Auswirkungen auf den Naturhaushalt eingeordnet. Eine Aggregation zu einer Kennzahl wie bei den anderen quantitativen Wirkungskategorien findet hier nicht statt.

Die unterschiedliche Nutzung von Naturräumen durch den Menschen bedingt mehr oder minder starke Störungen der oben genannten natürlichen Funktionen und Potentiale. Das Ausmaß bzw. der Grad der anthropogenen Beeinflussung lässt sich am besten anhand der Hemerobiestufen (Tab. 3) bzw. der Natürlichkeitsgrade charakterisieren.

Entsprechend ihrer Nutzungscharakteristik lassen sich die in der Sachbilanz ermittelten Flächennutzungen (Produkt aus Fläche und Nutzungsdauer) den einzelnen Hemerobiestufen zuordnen und innerhalb dieser aufsummieren.

Wie auch in anderen Wirkungskategorien liegt die Problematik darin, eine standort- bzw. expositionsbezogene Methodik auf eine verallgemeinernde Abschätzung von Wirkungspotentialen zu übertragen. Es wird in der Regel nicht möglich sein, spezifische Daten zu den einzelnen Standorten der Flächennutzung über den gesamten Lebensweg eines Produktes zu erheben. Deshalb erscheint es nicht sinnvoll, sich in der Wirkungsabschätzung auf eine Flächenumwidmung zu beziehen, wie dies z. B. von niederländischen Autoren (HEIJUNGS et al., 1992) vorgeschlagen wurde. Im Gegensatz dazu soll hier von einer konstanten Nutzungsart während des gesamten Bilanzzeitraumes ausgegangen werden.

Dabei treten Probleme auf, die in ESU-ETH (1996) bilanzierten Flächennutzungen entsprechend der hier vorgeschlagenen Methode einzuordnen, da dort einerseits nur vier Flächentypen benutzt werden und andererseits Nutzungsänderungen berücksichtigt werden (z. B. Fläche II-III).

Die Zuordnungen dieser Flächenübergangstypen zu den sieben Hemerobiestufen wurde hier folgendermaßen getroffen:

- Fläche II-III            Hemerobiestufe 3
- Fläche II-IV            Hemerobiestufe 7
- Fläche III-IV           Hemerobiestufe 7
- Fläche IV-IV            Hemerobiestufe 7.

#### **8.4.2 Normierung und Ordnung**

Das Prinzip der Arbeitsschritte Normierung und Ordnung wird in den Abschnitten 2.4, 6.2.6 und 6.2.7 dargestellt. Die "Normierung" wird in UBA-Tradition auch "Spezifischer Beitrag" genannt.

Zur Bestimmung des Spezifischen Beitrags wurden die Indikatorergebnisse in den einzelnen Wirkungskategorien für die funktionelle Einheit auf bundesweite Jahresemissions- bzw. Verbrauchswerte (aus Daten zur Umwelt) bezogen. Der größte relative Beitrag wird gleich 100% gesetzt und die Prozentwerte einer fünfstufigen Skala zugeordnet. Die prozentualen Beiträge zu den Gesamtbelastungen wurden dabei gewertet als

>50%                    sehr groß

> 25%	groß
>10%	mittel
>5%	gering
<5%	sehr gering.

Die Rangbildung für die Kriterien Ökologische Gefährdung und Distance-to-Target ist unabhängig von einer konkreten Ökobilanz. Hier wurden die vom Umweltbundesamt (SCHMITZ & PAULINI, 1999) vorgeschlagenen Einstufungen verwendet.

Tab. 24: Vorschläge des Umweltbundesamtes zur Rangbildung von Wirkungskategorien

Wirkungskategorie	Ökologische Gefährdung	Distance-to-Target
Ressourcenbeanspruchung RES	C	B
Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 3	D	B
Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7	A	B
Klimaveränderung GWP	A	A
Stratosphärischer Ozonabbau ODP	A	D
Versauerung AP	B	B
Terrestrische Eutrophierung NPT	B	B
Aquatische Eutrophierung NPA	B	C

Die Reihenfolge A bis D bedeutet abnehmende Bedeutung; zum Beispiel wird im "stratosphärischen Ozonabbau" eine extrem hohe ökologische Gefährdung gesehen (A), das Problem ist aber auf der politischen Ebene gelöst, weswegen "Distance-to-Target" mit (D) benotet wird.

Für die Kategorien, die humantoxische oder ökotoxische Wirkungen zum Inhalt haben, wurde vom UBA keine Einordnung durchgeführt. Sie können daher auch nicht in die folgende Bewertung einbezogen werden.

## 8.5 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

In den folgenden Abbildungen und Tabellen sind die aggregierten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Beispiele Indigo, PHA und Penicillin zusammengestellt. Die Daten beziehen sich jeweils auf ein Kilogramm des biotechnologisch hergestellten Produktes. Die bilanzierten Produktsysteme umfassen den biotechnischen Prozess einschließlich aller Vorketten für Rohstoffe und Prozessenergie sowie die Behandlung und Entsorgung von Reststoffen. Es handelt sich also um "cradle-to-factory gate"-Ökobilanzen. Da zwischen den drei Produkten keinerlei funktionale Äquivalenz vorliegt, ist ein direkter Vergleich von Wirkungsindikatorergebnissen nicht sinnvoll.

Die Sektoranalysen (Abb. 4, Abb. 6 und Abb. 8) zeigen an, in welchem Ausmaß die verschiedenen Lebenswegbereiche zu den Gesamtbelastungen in den einzelnen Wirkungskategorien beitragen. Das Verteilungsmuster ergibt für alle drei Produktsysteme ein ähnliches Bild. Dies soll am Beispiel von Indigo erläutert werden. Für die Wirkungskategorien

- Kumulierter Energieaufwand (KEA)
- Ressourceninanspruchnahme (RES)
- Treibhauseffekt (GWP)
- Stratosphärischer Ozonabbau (ODP)
- Versauerung (AP)
- Terrestrische Eutrophierung (NPT)
- Aquatische Eutrophierung (NPA)
- Humantoxizität (HTP)
- Aquatische Ökotoxizität (AEP)
- Terrestrische Ökotoxizität (TEP)
- Naturraumbeanspruchung in den Hemerobiestufen 5 und 7

gilt für alle drei bilanzierten Produkte, dass die Vorketten der Rohstoffe den größten Beitrag zu den Umweltbelastungen liefern. Den zweitgrößten Beitrag in den Kategorien

- Kumulierter Energieaufwand (KEA)

- Ressourceninanspruchnahme (RES)
- Treibhauseffekt (GWP)
- Versauerung (AP)
- Humantoxizität (HTP)

verursacht die Bereitstellung der Prozessenergie; für die Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 3 liefert sie den größten Beitrag.

Für die Kategorien

- Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7
- Stratosphärischer Ozonabbau (ODP)
- Terrestrische Eutrophierung (NPT)
- Aquatische Eutrophierung (NPA)
- Aquatische Ökotoxizität (AEP)
- Terrestrische Ökotoxizität (TEP)

stammt der zweitgrößte Beitrag aus der Abwasserbehandlung.

Ein Einfluss der Rohstofftransporte ist mit dem drittgrößten Beitrag zur Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 erkennbar. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in den Vorketten der Rohstoffe bereits Transporte enthalten sind, die hier nicht als solche ausgewiesen werden.

Die Diagramme in Abb. 5, Abb. 7 und Abb. 9 zeigen eine Detailansicht für den Beitrag der einzelnen Rohstoffe zum Lebenswegbereich Vorkette der Rohstoffe. Glukose liefert hier überall den größten Beitrag, was auch zu erwarten war, da sie auch mengenmäßig (vgl. Tab. 8) den jeweils größten Anteil hat. Auch die anderen nachwachsenden Rohstoffe tragen erkennbar zu den Belastungen bei.

Von den anorganischen Rohstoffen zeigt Kaliumdihydrogenphosphat einen erkennbaren Einfluss, vor allem in der Wirkungskategorie Aquatische Ökotoxizität (AEP). Die aquatische Ökotoxizität ist sehr stark von Cadmium-Emissionen geprägt. Hier tragen in der Vorkette Phosphorsäure Cadmium-Emissionen durch die Verklappung des Phosphorsäuregipses im Meer zu den Belastungen bei. Auch bei den Vorketten der nachwachsenden Rohstoffe haben die Cadmiumgehalte von Rohphosphaten einen großen

Einfluss auf die Ergebnisse in den Toxizitätskategorien HTP, AEP und TEP, da sie sowohl in der Vorkette des Phosphatdüngers als auch bei der Düngung Cadmiumemissionen verursachen. Prozessbedingte Emissionen aus den landwirtschaftlichen Vorketten sind in allen emissionsbezogenen Wirkungskategorien unter den drei wichtigsten zu nennen. Bei den inputbezogenen Wirkungskategorien ist Erdgas die Ressource mit dem höchsten prozentualen Anteil. Die Sachbilanzparameter mit den drei höchsten prozentualen Beiträgen zu einer Wirkungskategorie sind für Indigo:

- KEA Rohgas (Erdgas), 34,82%
  - Uran ab Erz, 20,11%
  - Rohöl ab Bohrloch, 19,11%
- RES Rohgas (Erdgas), 43,80%
  - Rohöl ab Bohrloch, 32,12%
  - Rohfördersteinkohle vor Aufbereitung, 16,55%
- GWP CO<sub>2</sub> Kohlendioxid s (in Luft aus stationärer Verbrennung), 75,20%
  - N<sub>2</sub>O Lachgas p (in Luft aus Prozess), 8,06%
  - CH<sub>4</sub> Methan m (in Luft aus mobiler Verbrennung), 5,22%
- AP SO<sub>x</sub> als SO<sub>2</sub> s (in Luft aus stationärer Verbrennung), 41,40%
  - NH<sub>3</sub> Ammoniak p (in Luft aus Prozess), 20,79%
  - NO<sub>x</sub> Stickoxide als NO<sub>2</sub> s (in Luft aus stationärer Verbrennung), 14,50%
- NPT NH<sub>3</sub> Ammoniak p (in Luft aus Prozess), 43,19%
  - NO<sub>x</sub> Stickoxide als NO<sub>2</sub> s (in Luft aus stationärer Verbrennung), 29,92%
  - NO<sub>x</sub> Stickoxide als NO<sub>2</sub> p p (in Luft aus Prozess), 14,07%
- NPA Phosphate f (in Süßwasser), 52,53%
  - Stickstoff Gesamt f (in Süßwasser), 19,94%
  - COD f (in Süßwasser), 13,33%
- HTP Cd in Boden, agri (in Ackerboden), 40,88%
  - Pb in Boden, agri (in Ackerboden), 30,76%
  - Cr in Boden, agri (in Ackerboden), 7,47%

- AEP Ion Cadmium f (in Süßwasser), 23,61%  
Ion Cadmium s (in Meerwasser), 20,01%  
Phosphate f (in Süßwasser), 16,18%
- TEP Cd in Boden, agri (in Ackerboden), 23,80%  
Zn Zink m (in Luft aus mobilen Quellen), 12,85%  
Bentazon in Boden, agri (in Ackerboden), 8,44%.

Die Ausbeute des biotechnischen Prozesses bestimmt neben der Zusammensetzung der Rohstoffe maßgeblich die absoluten Ergebnisse der Wirkungsindikatoren. Dies gilt besonders für die Wirkungskategorien

- Kumulierter Energieaufwand (KEA)
- Ressourceninanspruchnahme (RES)
- Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 3, 5 und 7
- Treibhauseffekt (GWP)
- Versauerung (AP)
- Stratosphärischer Ozonabbau (ODP)
- Terrestrische Eutrophierung (NPT).

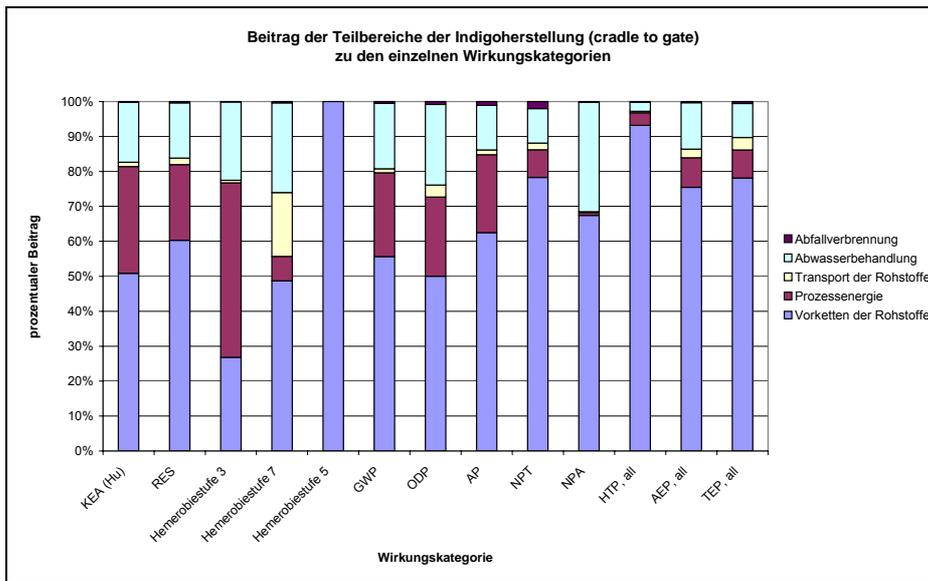


Abb. 4: Prozentualer Beitrag der Teilbereiche der Indigoherstellung zu den Wirkungskategorien (Sektoralanalyse)

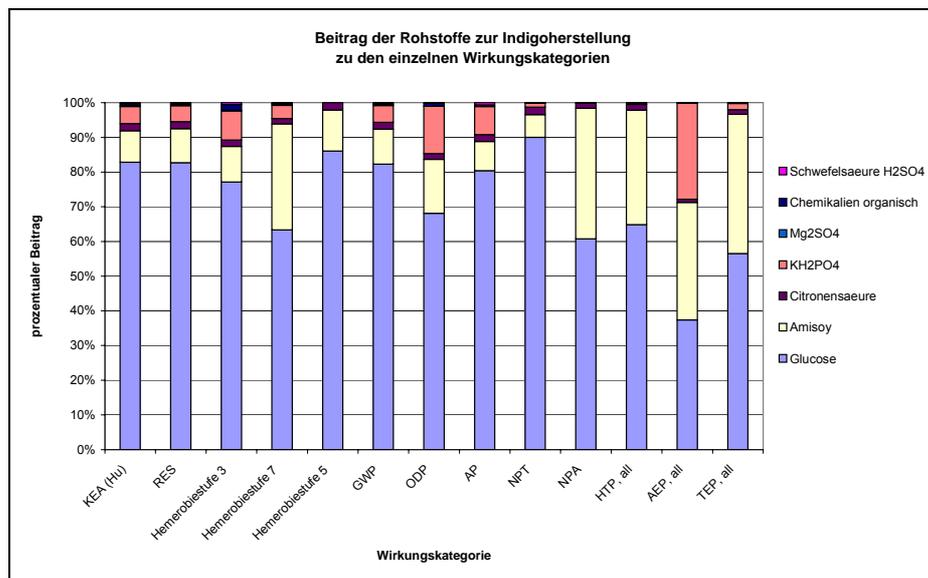


Abb. 5: Prozentualer Beitrag der einzelnen Rohstoffe zur Indigoherstellung zu den Wirkungskategorien für den Teilbereich Vorketten der Rohstoffe)

Tab. 25: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Indigoherstellung in den Wirkungskategorien und Unterkategorien

		Vorketten der Rohstoffe	Prozess-energie	Transport der Rohstoffe	Abwasser-behandlung	Abfallver-brennung	Summe
f.u.		1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	<b>1 kg Indigo</b>
Bedarf	kg/f.u.	5,66e+00					
KEA (Ho)	MJ/f.u.	1,26e+02	7,37e+01	3,05e+00	4,14e+01	5,25e-01	<b>2,45e+02</b>
KEA (Hu)	MJ/f.u.	1,16e+02	6,98e+01	2,85e+00	3,91e+01	4,91e-01	<b>2,28e+02</b>
RES	kg Rohöl/f.u.	1,93e+00	6,91e-01	6,02e-02	5,06e-01	1,05e-02	<b>3,19e+00</b>
Hemerobiestufe 3	m <sup>2</sup> *a/f.u.	1,19e-01	2,22e-01	3,20e-03	9,95e-02	3,58e-04	<b>4,43e-01</b>
Hemerobiestufe 7	m <sup>2</sup> *a/f.u.	4,27e-02	6,12e-03	1,60e-02	2,25e-02	3,20e-04	<b>8,77e-02</b>
Hemerobiestufe 5	m <sup>2</sup> *a/f.u.	5,86e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>5,86e+00</b>
GWP	kg CO <sub>2</sub> /f.u.	8,26e+00	3,56e+00	1,67e-01	2,79e+00	6,85e-02	<b>1,48e+01</b>
ODP	kg R11/f.u.	2,90e-06	1,31e-06	1,99e-07	1,33e-06	4,75e-08	<b>5,79e-06</b>
AP	kg SO <sub>2</sub> /f.u.	6,59e-02	2,35e-02	1,42e-03	1,35e-02	1,16e-03	<b>1,05e-01</b>
NPT	kg NO <sub>3</sub> /f.u.	7,72e-02	7,77e-03	1,88e-03	9,70e-03	2,00e-03	<b>9,86e-02</b>
NPA	kg PO <sub>4</sub> /f.u.	6,59e-02	8,41e-04	1,87e-04	3,06e-02	1,95e-04	<b>9,77e-02</b>
HTP, alle Em.	kg Pb/f.u.	4,33e-01	1,68e-02	1,92e-03	1,23e-02	6,35e-04	<b>4,65e-01</b>
AEP, alle Em,	kg Zn/f.u.	2,39e-03	2,67e-04	7,95e-05	4,21e-04	1,02e-05	<b>3,17e-03</b>
TEP, alle Em.	kg Zn/f.u.	3,74e-05	3,85e-06	1,71e-06	4,66e-06	2,60e-07	<b>4,79e-05</b>
HTPa (Em. Luft)	kg Pb/f.u.	5,30e-02	1,68e-02	1,92e-03	1,23e-02	6,34e-04	<b>8,45e-02</b>
HTPw (Em. Wasser)	kg Pb/f.u.	7,02e-05	2,01e-05	1,04e-06	9,53e-06	3,71e-07	<b>1,01e-04</b>
HTPs (Em. Industr. Boden)	kg Pb/f.u.	2,68e-07	2,90e-08	5,53e-09	3,34e-08	1,34e-09	<b>3,38e-07</b>

		Vorketten der Rohstoffe	Prozess-energie	Transport der Rohstoffe	Abwasser-behandlung	Abfallver-brennung	Summe
f.u.		1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	<b>1 kg Indigo</b>
HTPa+w+s	kg Pb/f.u.	5,30e-02	1,68e-02	1,92e-03	1,23e-02	6,35e-04	<b>8,46e-02</b>
AEPa (Em. Luft	kg Zn/f.u.	7,73e-05	4,36e-05	2,40e-06	2,24e-05	6,52e-07	<b>1,46e-04</b>
AEPw (Em. Wasser)	kg Zn/f.u.	1,95e-03	2,23e-04	7,70e-05	3,98e-04	9,54e-06	<b>2,66e-03</b>
AEPs (Em. Industr. Boden)	kg Zn/f.u.	2,56e-05	2,66e-07	1,01e-07	3,97e-07	1,63e-08	<b>2,64e-05</b>
AEPa+w+s	kg Zn/f.u.	2,05e-03	2,67e-04	7,95e-05	4,21e-04	1,02e-05	<b>2,83e-03</b>
TEPa (Em. Luft)	kg Zn/f.u.	1,00e-05	3,55e-06	1,66e-06	4,33e-06	2,46e-07	<b>1,98e-05</b>
TEPs (Em. Industr. Boden)	kg Zn/f.u.	2,21e-06	2,98e-07	5,42e-08	3,38e-07	1,35e-08	<b>2,92e-06</b>
TEPa+s	kg Zn/f.u.	1,22e-05	3,85e-06	1,71e-06	4,66e-06	2,60e-07	<b>2,27e-05</b>
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Pb/f.u.	1,93e-03	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,93e-03</b>
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Zn/f.u.	2,61e-05	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>2,61e-05</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Zn/f.u.	4,66e-06	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>4,66e-06</b>
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Pb/f.u.	3,78e-01	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>3,78e-01</b>
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Zn/f.u.	3,16e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>3,16e-04</b>

		<b>Vorketten der Rohstoffe</b>	<b>Prozess-energie</b>	<b>Transport der Rohstoffe</b>	<b>Abwasser-behandlung</b>	<b>Abfallver-brennung</b>	<b>Summe</b>
f.u.		1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	1 kg Indigo	<b>1 kg Indigo</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Zn/f.u.	2,05e-05	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>2,05e-05</b>
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Pb/f.u.	3,80e-01	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>3,80e-01</b>
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Zn/f.u.	3,42e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>3,42e-04</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Zn/f.u.	2,52e-05	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>2,52e-05</b>

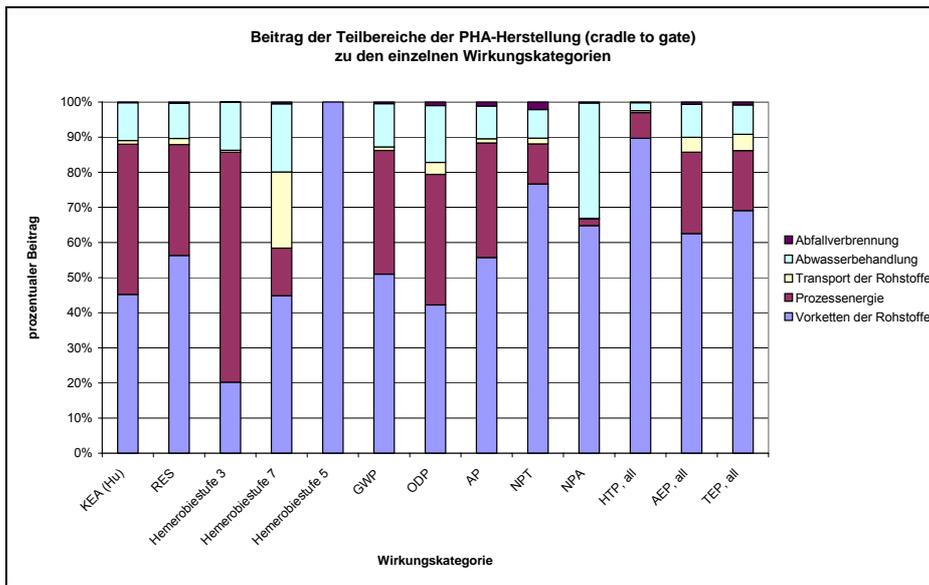


Abb. 6: Prozentualer Beitrag der Teilbereiche der PHA-Herstellung zu den Wirkungskategorien (Sektoralanalyse)

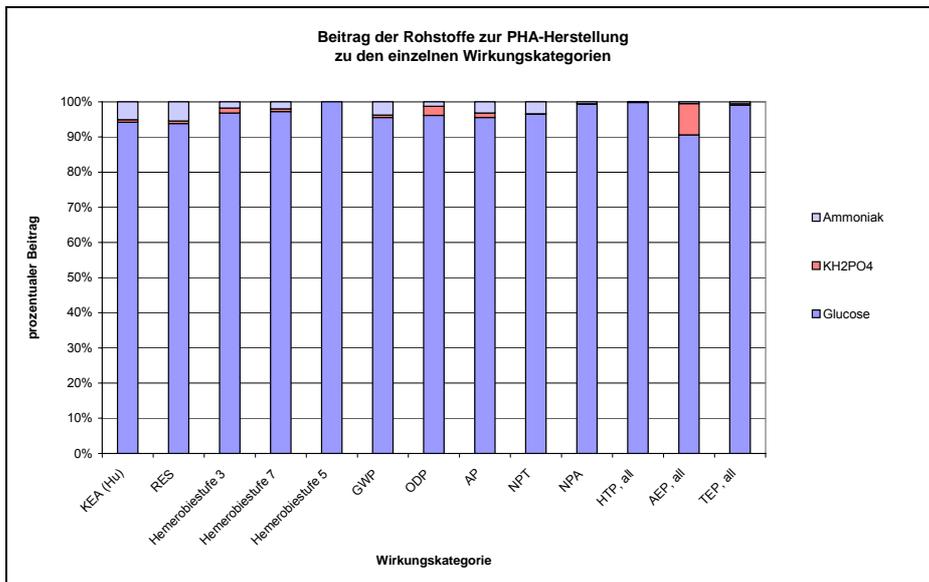


Abb. 7: Prozentualer Beitrag der einzelnen Rohstoffe zur PHA-Herstellung zu den Wirkungskategorien für den Teilbereich Vorketten der Rohstoffe)

Tab. 26: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die PHA-Herstellung in den Wirkungskategorien und Unterkategorien

		<b>Vorketten der Rohstoffe</b>	<b>Prozess-energie</b>	<b>Transport der Rohstoffe</b>	<b>Abwasser-behandlung</b>	<b>Abfallver-brennung</b>	<b>Summe</b>
f.u.		1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	<b>1 kg PHA</b>
Bedarf	kg/f.u.	3,45e+00					
KEA (Ho)	MJ/f.u.	8,05e+01	7,37e+01	1,86e+00	1,86e+01	3,85e-01	<b>1,75e+02</b>
KEA (Hu)	MJ/f.u.	7,39e+01	6,98e+01	1,74e+00	1,75e+01	3,60e-01	<b>1,63e+02</b>
RES	kg Rohöl/f.u.	1,23e+00	6,91e-01	3,67e-02	2,20e-01	7,72e-03	<b>2,19e+00</b>
Hemerobiestufe 3	m <sup>2</sup> *a/f.u.	6,84e-02	2,22e-01	1,95e-03	4,62e-02	2,63e-04	<b>3,38e-01</b>
Hemerobiestufe 7	m <sup>2</sup> *a/f.u.	2,02e-02	6,12e-03	9,77e-03	8,75e-03	2,35e-04	<b>4,51e-02</b>
Hemerobiestufe 5	m <sup>2</sup> *a/f.u.	3,66e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>3,66e+00</b>
GWP	kg CO <sub>2</sub> /f.u.	5,16e+00	3,56e+00	1,02e-01	1,25e+00	5,02e-02	<b>1,01e+01</b>
ODP	kg R11/f.u.	1,49e-06	1,31e-06	1,21e-07	5,70e-07	3,48e-08	<b>3,53e-06</b>
AP	kg SO <sub>2</sub> /f.u.	4,02e-02	2,35e-02	8,67e-04	6,72e-03	8,48e-04	<b>7,22e-02</b>
NPT	kg NO <sub>3</sub> /f.u.	5,23e-02	7,77e-03	1,14e-03	5,53e-03	1,47e-03	<b>6,82e-02</b>
NPA	kg PO <sub>4</sub> /f.u.	2,92e-02	8,41e-04	1,14e-04	1,48e-02	1,43e-04	<b>4,51e-02</b>
HTP, alle Em.	kg Pb/f.u.	2,04e-01	1,68e-02	1,17e-03	5,24e-03	4,66e-04	<b>2,28e-01</b>
AEP, alle Em,	kg Zn/f.u.	7,20e-04	2,67e-04	4,85e-05	1,08e-04	7,48e-06	<b>1,15e-03</b>
TEP, alle Em.	kg Zn/f.u.	1,55e-05	3,85e-06	1,04e-06	1,88e-06	1,90e-07	<b>2,25e-05</b>
HTPa (Em. Luft)	kg Pb/f.u.	2,80e-02	1,68e-02	1,17e-03	5,20e-03	4,65e-04	<b>5,16e-02</b>
HTPw (Em. Wasser)	kg Pb/f.u.	4,25e-05	2,01e-05	6,33e-07	4,18e-05	2,72e-07	<b>1,05e-04</b>
HTPs (Em. Industr. Boden)	kg Pb/f.u.	6,30e-08	2,90e-08	3,37e-09	1,41e-08	9,86e-10	<b>1,10e-07</b>

		Vorketten der Rohstoffe	Prozess-energie	Transport der Rohstoffe	Abwasser-behandlung	Abfallver-brennung	Summe
f.u.		1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	<b>1 kg PHA</b>
HTPa+w+s	kg Pb/f.u.	2,80e-02	1,68e-02	1,17e-03	5,24e-03	4,66e-04	<b>5,17e-02</b>
AEPa (Em. Luft	kg Zn/f.u.	3,85e-05	4,36e-05	1,46e-06	9,99e-06	4,78e-07	<b>9,41e-05</b>
AEPw (Em. Wasser)	kg Zn/f.u.	5,33e-04	2,23e-04	4,69e-05	9,83e-05	6,99e-06	<b>9,09e-04</b>
AEPs (Em. Industr. Boden)	kg Zn/f.u.	5,42e-07	2,66e-07	6,19e-08	1,63e-07	1,19e-08	<b>1,05e-06</b>
AEPa+w+s	kg Zn/f.u.	5,72e-04	2,67e-04	4,85e-05	1,08e-04	7,48e-06	<b>1,00e-03</b>
TEPa (Em. Luft)	kg Zn/f.u.	5,25e-06	3,55e-06	1,01e-06	1,74e-06	1,80e-07	<b>1,17e-05</b>
TEPs (Em. Industr. Boden)	kg Zn/f.u.	6,69e-07	2,98e-07	3,30e-08	1,43e-07	9,89e-09	<b>1,15e-06</b>
TEPa+s	kg Zn/f.u.	5,92e-06	3,85e-06	1,04e-06	1,88e-06	1,90e-07	<b>1,29e-05</b>
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Pb/f.u.	1,87e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,87e-04</b>
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Zn/f.u.	1,23e-07	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,23e-07</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Zn/f.u.	3,82e-08	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>3,82e-08</b>
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Pb/f.u.	1,76e-01	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,76e-01</b>
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Zn/f.u.	1,47e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,47e-04</b>

		<b>Vorketten der Rohstoffe</b>	<b>Prozess-energie</b>	<b>Transport der Rohstoffe</b>	<b>Abwasser-behandlung</b>	<b>Abfallver-brennung</b>	<b>Summe</b>
f.u.		1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	1 kg PHA	<b>1 kg PHA</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Zn/f.u.	9,56e-06	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>9,56e-06</b>
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Pb/f.u.	1,76e-01	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,76e-01</b>
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Zn/f.u.	1,47e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>1,47e-04</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Zn/f.u.	9,60e-06	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	<b>9,60e-06</b>

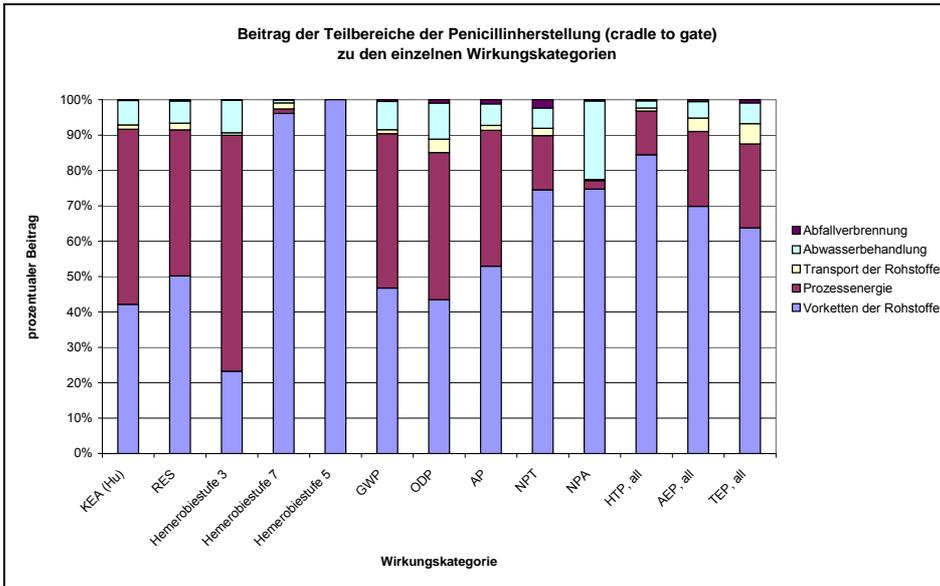


Abb. 8: Prozentualer Beitrag der Teilbereiche der Penicillin-Herstellung zu den Wirkungskategorien (Sektoralanalyse)

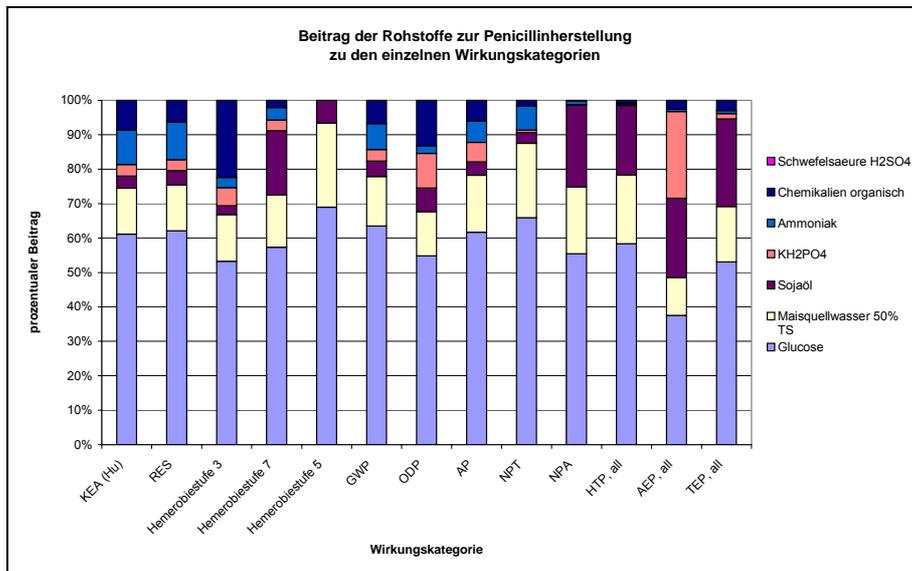


Abb. 9: Prozentualer Beitrag der einzelnen Rohstoffe zur Penicillin-Herstellung zu den Wirkungskategorien für den Teilbereich Vorketten der Rohstoffe)

Tab. 27: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Penicillin-Herstellung in den Wirkungskategorien und Unterkategorien

		Vorketten der Rohstoffe	Prozessenergie	Transport der Rohstoffe	Abwasserbehandlung	Abfallverbrennung	Summe
f.u.		1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	<b>1 kg Penicillin</b>
Bedarf	kg/f.u.	2,35e+01					
KEA (Ho)	MJ/f.u.	4,49e+02	5,14e+02	1,27e+01	7,15e+01	2,31e+00	1,05e+03
KEA (Hu)	MJ/f.u.	4,13e+02	4,84e+02	1,19e+01	6,74e+01	2,16e+00	9,78e+02
RES	kg Rohöl/f.u.	6,75e+00	5,54e+00	2,50e-01	8,46e-01	4,63e-02	1,34e+01
Hemerobiestufe 3	m <sup>2</sup> *a/f.u.	4,48e-01	1,28e+00	1,33e-02	1,78e-01	1,58e-03	1,92e+00
Hemerobiestufe 7	m <sup>2</sup> *a/f.u.	1,24e-01	4,82e-02	6,66e-02	3,37e-02	1,41e-03	2,74e-01
Hemerobiestufe 5	m <sup>2</sup> *a/f.u.	1,93e+01	0,00e+00	2,90e-03	0,00e+00	0,00e+00	1,93e+01
GWP	kg CO <sub>2</sub> /f.u.	2,82e+01	2,63e+01	6,94e-01	4,80e+00	3,01e-01	6,02e+01
ODP	kg R11/f.u.	9,41e-06	8,98e-06	8,27e-07	2,19e-06	2,09e-07	2,16e-05
AP	kg SO <sub>2</sub> /f.u.	2,26e-01	1,64e-01	5,91e-03	2,58e-02	5,09e-03	4,27e-01
NPT	kg NO <sub>3</sub> /f.u.	2,78e-01	5,72e-02	7,80e-03	2,13e-02	8,81e-03	3,73e-01
NPA	kg PO <sub>4</sub> /f.u.	1,91e-01	6,14e-03	7,78e-04	5,69e-02	8,57e-04	2,55e-01
HTP, alle Em.	kg Pb/f.u.	8,21e-01	1,20e-01	7,98e-03	2,01e-02	2,79e-03	9,72e-01
AEP, alle Em,	kg Zn/f.u.	6,19e-03	1,87e-03	3,30e-04	4,17e-04	4,49e-05	8,86e-03
TEP, alle Em.	kg Zn/f.u.	7,91e-05	2,94e-05	7,11e-06	7,24e-06	1,14e-06	1,24e-04
HTPa (Em. Luft)	kg Pb/f.u.	1,60e-01	1,20e-01	7,97e-03	2,00e-02	2,79e-03	3,10e-01
HTPw (Em. Wasser)	kg Pb/f.u.	2,28e-04	1,37e-04	4,31e-06	1,61e-04	1,63e-06	5,32e-04
HTPs (Em. Industr. Boden)	kg Pb/f.u.	6,63e-07	2,47e-07	2,30e-08	5,42e-08	5,92e-09	9,93e-07

		Vorketten der Rohstoffe	Prozess-energie	Transport der Rohstoffe	Abwasser-behandlung	Abfallver-brennung	Summe
f.u.		1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	<b>1 kg Penicillin</b>
HTPa+w+s	kg Pb/f.u.	1,60e-01	1,20e-01	7,98e-03	2,01e-02	2,79e-03	3,11e-01
AEPa (Em. Luft	kg Zn/f.u.	2,21e-04	2,96e-04	9,97e-06	3,84e-05	2,87e-06	5,68e-04
AEPw (Em. Wasser)	kg Zn/f.u.	5,04e-03	1,58e-03	3,20e-04	3,78e-04	4,20e-05	7,36e-03
AEPs (Em. Industr. Boden)	kg Zn/f.u.	4,85e-05	2,20e-06	4,21e-07	6,27e-07	7,16e-08	5,18e-05
AEPa+w+s	kg Zn/f.u.	5,31e-03	1,87e-03	3,30e-04	4,17e-04	4,49e-05	7,98e-03
TEPa (Em. Luft)	kg Zn/f.u.	3,04e-05	2,68e-05	6,89e-06	6,69e-06	1,08e-06	7,19e-05
TEPs (Em. Industr. Boden)	kg Zn/f.u.	5,87e-06	2,57e-06	2,25e-07	5,49e-07	5,94e-08	9,27e-06
TEPa+s	kg Zn/f.u.	3,63e-05	2,94e-05	7,11e-06	7,24e-06	1,14e-06	8,12e-05
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Pb/f.u.	3,97e-03	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	3,97e-03
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Zn/f.u.	4,82e-05	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	4,82e-05
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Pestizide	kg Zn/f.u.	8,64e-06	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	8,64e-06
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Pb/f.u.	6,57e-01	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	6,57e-01
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Zn/f.u.	8,37e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	8,37e-04

		<b>Vorketten der Rohstoffe</b>	<b>Prozess-energie</b>	<b>Transport der Rohstoffe</b>	<b>Abwasser-behandlung</b>	<b>Abfallver-brennung</b>	<b>Summe</b>
f.u.		1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	1 kg Penicillin	<b>1 kg Penicillin</b>
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden), Schwermetalle	kg Zn/f.u.	3,42e-05	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	3,42e-05
HTPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Pb/f.u.	6,61e-01	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	6,61e-01
AEPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Zn/f.u.	8,85e-04	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	8,85e-04
TEPs, agric. (Em. Landw. Boden)	kg Zn/f.u.	4,28e-05	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	0,00e+00	4,28e-05

Tab. 28: Zusammenführung von Normierung und Ordnung für die drei bilanzierten biotechnischen Produkte

	spez. Beitrag	Ökol. Gef.	Dist. to Target	Ökol. Prior.	Ökol. Prior.	Ökol. Prior.					
	Indigo	Indigo	PHA	PHA	Penicillin	Penicillin			Indigo	PHA	Penicillin
Ressourcenbeanspruchung	23,2%	D	40,1%	C	42,2%	C	C	B	mittel	mittel	mittel
Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 3	7,1%	E	13,6%	E	13,2%	E	A	A	groß	groß	groß
Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7	3,6%	E	4,7%	E	4,9%	E	A	B	mittel	mittel	mittel
Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 5	56,0%	C	88,1%	A	79,5%	B	A	B	groß	sehr groß	groß
Treibhauseffekt	24,5%	D	42,0%	C	42,8%	C	A	A	groß	groß	groß
Versauerung	41,6%	C	71,5%	B	72,3%	B	B	B	groß	groß	groß
Terrestrische Eutrophierung	36,8%	D	64,1%	B	60,0%	B	B	B	mittel	groß	groß
Aquatische Eutrophierung	100,0%	A	100,0%	A	100,0%	A	B	C	groß	groß	groß

## **8.6 Ergebnisse der Ökoeffizienzanalyse**

### **8.6.1 Biotechnische Indigosynthese**

#### **8.6.1.1 Sachbilanz**

Ausgangspunkt für die Datenerhebung des BASF-Prozesses (siehe Abschnitt 8.6.2 ) ist die Ökoeffizienzanalyse nach BASF (SALING et al. 2002). Diese Daten, die im Sachbilanzteil und teilweise auch in der Wirkungsabschätzung mit ISO 14040 ff konform sind, liegen in aggregierter Form vor. Daher kann mit diesen Daten allein keine detaillierte Sachbilanz erstellt werden. Die Umrechnung der fE von "1000 gefärbten Blue Jeans" auf die hier verwendete fE 1kg Indigo erfolgt unter der Annahme, dass zur Färbung einer Blue Jeans im Durchschnitt 10 g Indigo benötigt werden. Das ergibt sich aus der für 1989 angegebenen Jahresproduktion von 11000 bis 12000 Tonnen Indigo (RÖMPP, 1989-92), einer jährlichen Herstellung von rund 1 Milliarde Blue Jeans und der Zusatzinformation, dass rund 90% des Indigos in dieses Marktsegment gehen. Die hier verwendete fE würde also, wenn der Färbeprozess einbezogen wäre, 100 Denim-gefärbten Blue Jeans entsprechen.

In SALING et al. (2002) findet sich zur Sachbilanz nur die aggregierte Primärenergie, wobei zu klären ist, ob es sich dabei um den "Kumulierten Energieaufwand" (KEA) nach der VDI-Richtlinie 4600 (VDI, 1997) handelt (dieser kann sowohl als aggregiertes Sachbilanzresultat, wie auch als Teil der Wirkungsabschätzung betrachtet werden). Bei thermischen Prozessen wird zur Ermittlung der Primärenergie von SALING et al. (2002) der obere Heizwert ( $H_o$ ) zugrunde gelegt.

Der Primärenergieaufwand für 1 kg Indigo nach dem biotechnologischen Verfahren beträgt 720 MJ und liegt damit wesentlich höher als der von uns ermittelte Wert für KEA ( $H_o$ ) = 245 MJ/kg Indigo. Die der BASF vorliegenden Daten zur Prozessenergie liegen nach Rückfrage wesentlich höher, als die aus der von uns verwendeten Quelle, wodurch sich die Diskrepanz, zumindest was die Richtung der Abweichung betrifft, erklärt.

#### **8.6.1.2 Wirkungsabschätzung**

Unter den aggregierten Werten von SALING et al. (2002) finden sich folgende Angaben:

##### **Klimaänderung (Treibhauseffekt):**

Es werden ca. 760 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro 1000 Blue Jeans angegeben, vermutlich inklusive der Färbung. Eine Plausibilitätsrechnung mit KEA = 14720 MJ/1000 Jeans, inklusive Färbung (SALING et al., 2002), ergibt für Erdöl (H<sub>0</sub> ca. 45 MJ/kg), als CH<sub>2</sub> gerechnet, etwa 1030 kg CO<sub>2</sub>. Da im KEA auch nichtfossile Energieträger enthalten sind, sind die genannten 760 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente für den Gesamtprozess plausibel. Da die Indigoproduktion mit den Vorketten am Gesamtprozess mit rund 51% beteiligt ist, dürfte der Farbstoff mit 390 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro 1000 Blue Jeans bzw. 39 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente/kg Indigo beteiligt sein (vgl. die analoge Diskussion für den BASF-Prozess). Auch dieser, allerdings nur geschätzte Wert liegt wesentlich höher als der von uns berechnete Wert von GWP = 15 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente / kg Indigo. Als Ursache für die Abweichung gilt das unter KEA gesagte.

### **Stratosphärischer Ozonabbau, Versauerung und Photochemische Oxidantienbildung:**

Diese Wirkungskategorien sind in der Ökoeffizienzmethode zwar prinzipiell enthalten, die Ergebnisse sind in SALING et al. (2002) aber nicht enthalten. Nach Rückfrage ergab sich, dass die Werte wohl berechnet, wegen geringer Relevanz und aus Platzgründen aber nicht publiziert wurden.

Die potentiellen Schadwirkungen von Wasseremissionen werden in der Ökoeffizienzanalyse durch das schweizerische "kritische Volumen" (HABERSATTER & WIDMER, 1991) charakterisiert, wobei die zur Gewichtung herangezogenen Grenzwerte deutliche Abwasserrichtwerte darstellen.

## **8.6.2 Klassisch-chemische Indigosynthese**

### **8.6.2.1 Prinzip**

Das BASF-Verfahren beruht auf dem Heumann-Pfleger Prozess (STEINGRUBER, 1999). Dieses Verfahren geht vom N-Phenylglycin aus, das heute aus Anilin (C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>NH<sub>2</sub>), Formaldehyd (HCHO) und Cyanwasserstoff (HCN) über die Zwischenstufe des N-Phenylglycinnitrils hergestellt wird, wobei letzteres durch Verseifung in die Säure N-Phenylglycin bzw. in das Kaliumsalz derselben überführt wird. Der Ringschluss zum Indoxyldinatrium erfolgt in einer Schmelze bei 200 °C aus wasserfreiem NaOH/KOH durch 2 mol Natriumamid (NaNH<sub>2</sub>), das aus metallischem Natrium und trockenem NH<sub>3</sub> hergestellt wird. Die Basen werden bei der Aufarbeitung weitgehend wiedergewonnen.

Die Synthese erfolgt mit hoher Ausbeute, so dass die Massenbilanz unter Annahme jeweils 100%iger Ausbeute den wahren Massenströmen nahe kommt.

### 8.6.2.2 Massenbilanz des Heumann-Pfleger Prozesses

Die zur Berechnung der Massenbilanz benötigten Molmassen der Ausgangsstoffe, Zwischenprodukte und des Endprodukts sind in Tab. 29 angegeben.

Die folgende angenäherte Massenbilanz beruht auf der fE = 1 kg Indigo = 3,8129 mol Indigo. Die als Lösungsmittel in der Natriumamid-Ringschlussreaktion dienenden Basen werden nicht bilanziert, da davon ausgegangen wird, dass sie zurückgewonnen werden. Natriumamid wird für die Schmelze hergestellt und tritt daher in der Bilanz als Input auf.

Tab. 29: Molmassen Indigosynthese

Name	Summenformel	M [g/mol]
Inputs und Zwischenprodukte:		
Natrium	Na	22,99
Ammoniak	NH <sub>3</sub>	17,03
Anilin	C <sub>6</sub> H <sub>7</sub> N	93,13
Formaldehyd	CH <sub>2</sub> O	30,03
Cyanwasserstoff	CHN	27,02
Anilino-acetonitril (N-Phenylglycinnitril)	C <sub>8</sub> H <sub>8</sub> N <sub>2</sub>	132,16
Kaliumhydroxid	KOH	60,11
N-Phenylglycin Kaliumsalz	C <sub>8</sub> H <sub>8</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub> K	189,26
Natriumamid	NaNH <sub>2</sub>	39,02
Indoxyldinatrium	C <sub>8</sub> H <sub>5</sub> NONa <sub>2</sub>	177,11
Output:		
Indigo	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	262,27

Die Massenbilanz unter der Annahme strikter Stöchiometrie ergibt folgende Resultate (Normierung auf die fE 1 kg Indigo), Angaben in kg:

Stufe 1 (Vorstufe zum N-Phenylglycin):

Anilin (0,709) + Formaldehyd (0,23) + Cyanwasserstoff (0,206) X Anilinoacetonitril (1,01)

Stufe 2 (Verseifung):

Anilinoacetonitril (1,01) + KOH (0,458) X N-Phenylglycin Kaliumsalz (1,44)

Stufe 3 (Ringschluss)

Stufe 3a (Natriumamid):

Natrium (0,175) + Ammoniak (0,130) X Natriumamid (0,30)

Stufe 3b (Indoxyl):

N-Phenylglycin Kaliumsalz (1,44) + Natriumamid (0,30) X Indoxyldinatrium (1,35)

Stufe 4 (Oxidation zu Indigo):

Indoxyldinatrium (1,35) + O<sub>2</sub> - 4 Na X Indigo (1,00).

In Stufe 3 werden ca. 2 Mol Natriumamid pro Mol Indigo benötigt, es werden hier genau 2 Mol angesetzt. Das in Stufe 4 freigesetzte Natrium bildet Natronlauge, die vermutlich wiedergewonnen wird. Da in Stufe 4 zwei Moleküle Indoxyl zu Indigo verknüpft werden, gehen alle weiter oben liegenden Reaktionen mit zwei Mol (x 3,8129) in die Rechnung ein.

Zum Energieeinsatz in den einzelnen Stufen, sowie zu Abfällen und Emissionen liegen zz. noch keine Daten vor. Die aggregierten Daten der Ökoeffizienzanalyse (SALING et al., 2002) werden in den nächsten Abschnitten dargestellt.

### 8.6.2.3 Sachbilanz

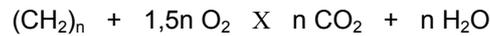
In SALING et al. (2002) findet sich zur Sachbilanz nur die aggregierte Primärenergie, wobei zu klären ist, ob es sich dabei um den "Kumulierten Energieaufwand" (KEA) nach der VDI-Richtlinie 4600 (VDI, 1997) handelt. Der Primärenergieaufwand für 1 kg Indigo nach dem BASF-Prozess beträgt 470 MJ.

### 8.6.2.4 Wirkungsabschätzung

Unter den aggregierten Werten von SALING et al. (2002) finden sich folgende Angaben:

**Klimaänderung (Treibhauseffekt):**

Es werden ca. 700 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro 1000 Blue Jeans angegeben, vermutlich inklusive der Färbung. Eine Plausibilitätsrechnung mit KEA = 12220 MJ/1000 Jeans, inklusive Färbung (SALING et al., 2002), ergibt für Erdöl (H<sub>o</sub> ca. 45 MJ/kg) nach folgender Reaktionsgleichung



etwa 850 kg CO<sub>2</sub>. Da im KEA auch nichtfossile Energieträger enthalten sind, sind die genannten 700 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente für den Gesamtprozess plausibel. Da die Indigo-Produktion mit den Vorketten am Gesamtprozess mit rund 38% beteiligt sind, dürfte der Farbstoff mit 270 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro 1000 Blue Jeans bzw. 27 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente/kg Indigo beteiligt sein.

**Stratosphärischer Ozonabbau, Versauerung, und Photochemische Oxidantienbildung:**

Diese Wirkungskategorien sind in der Ökoeffizienzmethode zwar prinzipiell enthalten, die Ergebnisse sind in SALING et al. (2002) aber nicht angegeben.

Die potentiellen Schadwirkungen von Wasseremissionen werden in der Ökoeffizienzanalyse durch schweizerische "kritische Volumen" (HABERSATTER & WIDMER, 1991) charakterisiert, wobei die zur Gewichtung herangezogenen Grenzwerte deutsche Abwasserrichtwerte darstellen.

**8.6.2.5 Auswertung**

Die aus der Ökoeffizienzanalyse abgeleiteten Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungswerte sind nur bedingt zum Vergleich mit der vereinfachten Ökobilanz des biotechnisch hergestellten Indigo zu verwenden. Von einer eingehenden Analyse der Datenqualität und der gemachten Annahmen, der Konsistenz und letztlich der Aussagekraft der Ergebnisse nach ISO 14043 muss daher Abstand genommen werden. Die von Saling et al. (2002) gemachten Aussagen, die auf einer den Färbeprozess einbeziehenden fE beruhen, sollen damit jedoch nicht in Zweifel gezogen werden.

## 9 DISKUSSION

Im vorliegenden Bericht wurde die Methodik der Ökobilanz ausführlich dargestellt und in Hinblick auf ihre Anwendung bei biotechnologischen Fragestellungen analysiert. Dazu muss einschränkend darauf hingewiesen werden, dass keineswegs das gesamte Spektrum der Biotechnologie anvisiert wurde, sondern derjenige Teilaspekt, der sich mit der industriellen Herstellung von Stoffen beschäftigt und dadurch in Konkurrenz zur klassischen synthetischen (organischen) Chemie tritt. Dieses in seinen Wurzeln sehr alte Teilgebiet der Biotechnologie hat in neuerer Zeit durch die Fortschritte der Gentechnik und der Prozessoptimierung (Fermentertechnik) zur Hoffnung Anlass gegeben, eine umweltschonende und dadurch nachhaltigere Alternative zur von fossilen Rohstoffen abhängigen synthetisch-chemischen Technologie zu bieten.

Ob diese Hoffnung im Einzelfall gerechtfertigt ist, kann nur durch einen quantitativen Vergleich der Umweltauswirkungen ermittelt werden. Dazu eignet sich prinzipiell die Ökobilanz durch ihre holistische, auf Produkt- und Prozessvergleich hin angelegte Methodik am besten, worauf bereits hingewiesen wurde (OECD 1998, 2001). Dennoch wurde die Ökobilanz noch nicht in der wünschenswerten Breite (und Tiefe) auf die Problematik angewandt, was auf folgende Argumente zurückgeführt werden kann:

1. Die Ökobilanz, zunächst als Sachbilanz, wurde für andere, vorwiegend klassische Produkte und Prozesse entwickelt und eignet sich daher nur bedingt für biotechnische Prozesse und ihre Vorketten
2. Die Wirkungsabschätzung ist auf die chemischen Emissionen und die vorwiegend fossilen Ressourcen zugeschnitten
3. Besonders als Folge von Punkt 1 ist die Datenlage schlecht
4. Vollständige Ökobilanzen nach den internationalen Normen sind langwierig und teuer.

Im Lichte unserer Untersuchungen stellt sich die Lage wie folgt dar.

Zu 1)

Die Ökobilanz bzw. ihre Vorläufer wurden lange Zeit vor allem auf Verpackungssysteme angewendet. Dadurch wurden Holz und Papier schon frühzeitig ökobilanziell erfasst, wenn auch nicht mit derselben Liebe zum Detail, die man etwa den Kunststoffen, Metallen und Glas angedeihen ließ. Die landwirtschaftlichen Vorketten der Biotechno-

logie überschneiden sich mit den mittlerweile gut erschlossenen nachwachsenden Rohstoffen und den Nahrungsmitteln. Ein etwa zehnjähriger Zeitverzug zwischen Industrie und Land- und Forstwirtschaft macht sich noch bemerkbar, ist aber im Schwinden begriffen. In naher Zukunft kann damit gerechnet werden, dass für die Vorketten der Biotechnologie ebenso gute (generische) Daten zur Verfügung stehen werden, wie jetzt bereits für industrielle Vorprodukte und Rohstoffe bzw. Energien.

Für die eigentliche Produktion fragt sich, worin eigentlich der grundlegende Unterschied liegen sollte, der eine Sachbilanz biotechnischer und klassisch-chemischer Produktionslinie trennt? In beiden Fällen handelt es sich um industrielle Produktionsweisen, die materiellen und energetischen Input bekommen und auf der Outputseite das gewünschte Produkt, Nebenprodukte und Abfall ergeben. Die Methodik der Sachbilanz nach ISO 14041 ist breit genug, um die tatsächlichen Unterschiede (z.B. große Mengen an Wasser als Lösungsmittel, das zu Abwasser wird, lange Reaktionszeiten, die speziellen Anforderungen von Prozessen, die mit Lebewesen arbeiten) schematisch abbilden zu können. Es gibt in der Biotechnologie keinen Teilschritt, der nicht auch in anderen industriellen Prozessen auftritt. Dies gilt vor allem in der üblichen Näherung, in welcher Investitionsgüter - hier also die Produktionsanlagen - nicht bilanziert werden.

Zu 2)

Es ist zweifellos richtig, dass die Wirkungsabschätzung nach der CML-Methode stark "chemielastig" ist. "Biologische Emissionen", deren Charakterisierung im Sinne der Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 noch in den Anfängen steckt, treten bei biotechnologischen Prozessen dann auf, wenn die Organismen bewusst oder zufällig in die Umwelt eintreten. Das kann bei den hier betrachteten Prozessen nur bei Störfällen oder bei unsachgemäßer Abfallbeseitigung erfolgen. Im Normalfall geschlossener Produktionsabläufe ist mit keinen zusätzlichen Wirkungen zu rechnen, die eine getrennte Wirkungsabschätzung erforderlich machen.

Zu 3)

Die Datenlage bei biotechnischen Prozessen und teilweise auch noch bei ihren Vorketten ist schlechter als bei traditionellen Objekten der Ökobilanzierung. Es muss jedoch angemerkt werden, dass auch die synthetisch organische Chemie nicht zu den sehr gut erforschten Gebieten - aus dem Blickwinkel der Ökobilanz - gehört, was mit der Vielzahl der Verbindungen und der Neigung zur Koppelproduktion zusammenhängt. Es

ist anzunehmen, dass mit steigender Akzeptanz der Ökobilanzierung in der Biotechnologie sich auch die Datenlage rasch verbessern wird.

Zu 4)

Dieser Einwand gilt für alle Systeme. Es ist dagegenzuhalten, dass mit verbesserter Software die Rechenoperationen einfacher werden und die Datenlage durch verbesserte generische Datenbanken auch beschleunigend wirkt. Andererseits sollte nicht vergessen werden, dass nur die gründliche Ökobilanz, die notwendigerweise länger dauert, auch den Lerneffekt mit sich bringt, der allein zu nachhaltigeren Produkten und Produktionsweisen führen kann.

Die Bearbeitung der Beispiele lässt trotz mancher Einschränkungen durch die gewählten Systemgrenzen ("cradle-to-factory gate") und die Datenqualität einige Schlüsse zu, die in Zukunft bei der Ausgestaltung der Biotechnologie mit Hilfe von Ökobilanzen zu beachten sein werden. Dazu gehört zunächst die **Erkenntnis, dass biotechnologische Produktionen und Produkte nicht automatisch nachhaltig(er) sind**, auch nicht im eingeschränkten Sinn der umweltbezogenen Nachhaltigkeit. Die Gründe dafür liegen in folgenden Punkten:

- die Produktion erfordert große Volumen und lange Reaktionszeiten; dennoch sind die Ausbeuten oft ungenügend
- es können sich große Abfallmengen bilden (Myzel), besonders bei kleinen Ausbeuten und unvermeidlich ein hohes Abwasseraufkommen
- schwierige Aufarbeitung und Löslichkeitsprobleme mit den Zielprodukten
- der Energieeinsatz kann trotz mäßiger Temperaturen bei der Produktion hoch sein
- Feedsensibilität der eingesetzten Organismen
- die landwirtschaftlichen Vorketten beinhalten zahlreiche Schritte, die sowohl energieintensiv, wie auch stark bodenbelastend sind. Hier ist das Cadmium als Begleiter der Phosphate zu nennen, sowie die Stickstoffdüngung und die in der konventionellen Landwirtschaft eingesetzten Pflanzenschutzmittel.

Alle genannten Punkte schlagen in den Ökobilanzen durch. Umgekehrt können und sollen gründliche Ökobilanzen die Schwachstellen aufzeigen (Sektoralanalyse), wo Verbesserungen günstig einsetzen können und wie groß der Gewinn an ökologischer Nachhaltigkeit ist. Naheliegende Verbesserungsmöglichkeiten liegen im Energiemana-

gement (Rückgewinnung von Energie aus dem Kühlwasser im Rahmen des thermodynamisch Möglichen), in der Optimierung der Abfallentsorgung, in der Erhöhung der Ausbeuten usw. Besonders günstig ist - auch im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes - der Einsatz von Abfällen der Landwirtschaft oder der Nahrungsmittelproduktion als Rohstoffe.

Die bei der Beispielbearbeitung festgestellten Schwierigkeiten lagen fast ausschließlich bei der Datenermittlung, also bei der Sachbilanz, und nicht bei der Wirkungsabschätzung, die nur bei der hier nicht betrachteten Freisetzung von Organismen methodisch nicht gelöste Probleme aufwirft. Die Ökobilanz nach ISO EN DIN 14040-43 ist ohne spezielle Modifizierung in der Lage, biotechnologische Prozesse und Produkte zu behandeln. Falls eine breitere Anwendung der Ökobilanz auf die Ermittlung der Umweltverträglichkeit - als Teil der Nachhaltigkeitsanalyse - geplant ist, **ist an die Industrie die dringende Bitte zu richten, die nötigen Sachbilanzparameter zu erheben und in geeigneter Form (z.B. durch Anonymisierung) der Fachöffentlichkeit zugänglich zu machen.** Positive Beispiele für ein solches Verfahren gibt es bei den Waschmitteln, Kunststoffen, Metallen und neuerdings auch im Bereich der Landwirtschaft.

## LITERATUR

- AMERICAN SOYBEAN ASSOCIATION (ASA), AVENTIS CROP SCIENCE DEUTSCHLAND GMBH, BUND FÜR LEBENSMITTELRECHT UND LEBENSMITTELKUNDE E.V. (BLL), MONSANTO AGRAR DEUTSCHLAND GMBH, SYNGENTA SEEDS GMBH (Hrsg.) (2001): Kompendium Sojabohne. Züchtung und Anbau, Verwertung und Markt. 1. Auflage. Hamburg, Hattersheim, Bonn, Düsseldorf, Bad Salzuflen. Download von [http://www.monsanto.de/biotechnologie/kompendien/Kompendium\\_Sojabohne\\_2001.pdf](http://www.monsanto.de/biotechnologie/kompendien/Kompendium_Sojabohne_2001.pdf) am 22.01.2003.
- AST, A. & SELL, D., (1998): Einsatz von gentechnisch veränderten Organismen zur Verringerung von Umweltbelastungen. UBA/TEXTE 80/98, Umweltbundesamt, Berlin.
- BAITZ, M. & KREYSIG, J. (1998): Methode zur Integration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen. IKP Universität Stuttgart.
- BARE, J. (2002), U.S. Environmental Protection Agency-National Risk Management Research: Sustainable Technology Systems Analysis Impact Assessment & Measurement (IAM): Project on Non-Chemical Impacts (in progress). <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/IAM.htm>
- BARNTHOUSE, L.; FAVA, J.; HUMPHREYS, K.; HUNT, R.; LAIBSON, L.; NOESEN, S.; NORRIS, G.; OWENS, J.; TODD, J.; VIGON, B.; WEITZ, K.; YOUNG, J. (eds.) (1998): Life-Cycle Impact Assessment: The State-of-the-Art. Report of the SETAC Life-Cycle Assessment (LCA) Impact Assessment Workgroup. 2nd edition. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Pensacola, Florida, USA.
- BERRY, A. (1996): Improving production of aromatic compounds in *Escherichia coli* by metabolic engineering. TIBTECH 14, 250-256.
- BERRY, A.; DOGDE, T. C.; PEPSIN, M.; WEYLER, W. (2002): Application of metabolic engineering to improve both the production and use of biotech indigo. J. Ind. Microbiol. & Biotechnol. 28, 127-133.
- BOUSTEAD, I. (1992): Eco-balance methodology for commodity thermoplastics. Report for The European Centre for Plastics in the Environment (PWMI), Brussels.
- BOUSTEAD, I. (1996): LCA - How it came About. The Beginning in UK. Int. J. LCA 1 147-150.
- BOUSTEAD, I. (1997a): Eco-profiles of the European plastics industry. Report 9: Polyurethane Precursors (TDI, MDI, Polyols). Report for ISOPA, the European Isocyanate Producers Association. Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME), 2<sup>nd</sup> ed., Brussels.

- BOUSTEAD, I. (1997b): Eco-profiles of the European plastics industry. Report 15: Nylon 66. Report for The European Centre for Plastics in the Environment. Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME), Brussels.
- BRAUNSCHWEIG, A.; FÖRSTER, R.; HOFSTETTER, P. & MÜLLER-WENK, R. (1996): Developments in LCA Valuation. Final Report of the project no. 5001-35066 from the Swiss National Science Foundation, Swiss Priority Programme Environment. ISBN-Nr. 3-906502-31-7. St. Gallen.
- BRELLOCHS, A., SCHMOLKEN, A. & WOLFF, H., (2001): Substitution chemisch-technischer Prozesse durch biotechnische Verfahren am Beispiel ausgewählter Grund- und Feinchemikalien. UBA-TEXTE 16/01, Umweltbundesamt, Berlin.
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. (2002): Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on Hemeroby Concept. Int. J. LCA 7 (5) 301-307.
- BUS (BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ), Bern (Hrsg.) (1984): Oekobilanzen von Packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 24. April 1984.
- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT) (1998): Ökoinventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 250, 2. korr. Aufl., Bern.
- DELLWEG, H. (1987): Biotechnologie. VCH, Weinheim.
- FEHRENBACH, H. (2001): Ökobilanzielle Betrachtung der Klärschlammverwertung. 2. Berliner Klärschlammtag, 20.02.2002, Berlin.
- FU, G. Z.; CHAN, A. W.; MINNS, D. E. (2003): Life Cycle Assessment of Bio-ethanol Derived from Cellulose. Int. J. LCA (Online first) DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2003.03.109>.
- DIN (1997): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen.
- DIN (1998): DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz.
- DIN (2000a): DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung.
- DIN (2000b): DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung.
- DIN-NAGUS (1994): Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen (Stand Oktober 1993). DIN-Mitt. 73 Nr.3: 208-212.
- DIN/NAGUS UA2 (1996): Nationales Papier zu DIN ISO 14042; Entwurf vom Februar 1996.
- EC-DG VI (1997): Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report concerted Action AIR3-CT94-2028. Coord. AUDSLEY, E.

- ENSLEY, B. D. (1994): Biosynthesis of the Textile Dye Indigo by a Recombinant Bacterium. *Chimia* 48, 491-492.
- EPA (1995): Corn Wet Milling. U.S. Environmental Protection Agency, Technology Transfer Network, Clearinghouse for Inventories & Emission Factors, Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 9: Food and Agricultural Industries. Download von <http://www.epa.gov/ttn/chieff/ap42/ch09/final/c9s09-7.pdf> am 20.01.2003.
- EMPA (1999): Ökoinventare für die Produktion von Waschmittelinhaltsstoffen. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, EMPA-Bericht Nr. 244, St. Gallen.
- ERLANDSSON, M.; LINDFORS, L.-G. (2003): On the Possibilities to Apply the Result from an LCA Disclosed to Public. *Int. J. LCA* 8 (2) 65-73.
- ESU-ETH (1996): Ökoinventare von Energiesystemen. Schlussbericht der durch BEW/PSEL geförderten Projekte im Bereich "Umweltbelastung durch Energiesysteme, 3. Aufl., Zürich.
- ESU-ETH (1996a): Ökoinventare von Entsorgungsprozessen – Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen. ESU-Reihe Nr. 1/96, Zürich.
- FAO, 1999: Fertilizer use by crop. Fourth edition. IFA – International Fertilizer Industry Association IFDC - International Fertilizer Development Center Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Rom.
- FAVA, J.A.; DENISON, R.; JONES, B.; CURRAN, M.A.; VIGON, B.; SELKE, S.; BARNUM, J. (Eds.) (1991): SETAC Workshop Report: A Technical Framework for Life Cycle Assessments. August 18-23, 1990, Smugglers Notch, Vermont. SETAC, Washington, DC January 1991.
- FAVA, J.; CONSOLI, F. J.; DENISON, R.; DICKSON, K.; MOHIN, T. & VIGON, B. (eds.) (1993): Conceptual Framework for Life Cycle Impact Analysis. Workshop Report. SETAC and SETAC Foundation for Environ. Education. Sandestin, Florida, February 1-7, 1992. Published March 1993.
- FINNVEDEN, G.; LINDFORS, L.-G. (1998): Data Quality of Life Cycle Inventory Data - Rules of Thumb. *Int. J. LCA* 3 (2) 65-66.
- FRISCHE, R.; KLÖPFFER, W.; SCHÖNBORN, W. (1979): Bewertung von organisch-chemischen Stoffen und Produkten in Bezug auf ihr Umweltverhalten - chemische, biologische und wirtschaftliche Aspekte, 1. und 2. Teil. Bericht des Battelle-Instituts e.V., Frankfurt am Main, an das Umweltbundesamt, Berlin, Forschungsbericht 101 04 009/03.

- FRISCHE, R.; KLÖPFFER, W.; ESSER, G.; SCHÖNBORN, W. (1982): Criteria for Assessing the Environmental Behaviour of Chemicals: Selection and Preliminary Quantification. *Ecotox. Environ. Safety* 6 283-293.
- FRISCHKNECHT, R. (1997): The Seductive Effect of Identical Physical Units. *Int. J. LCA* 2 (3) 125-126.
- FRISCHKNECHT, R. (2001): Life cycle inventory modelling in the national database ECOINVENT 2000." In SETAC, 11th SETAC-Europe Annual Meeting 6.-10.5.2001, SETAC, Madrid.
- GABATHULER, H. (1997): The CML Story. How Environmental Sciences Entered the Debate on LCA. *Int J LCA* 2 (4) 187-194.
- GERNGROSS, T.U. (1999): Can biotechnology move us toward a sustainable society? *Nature Biotechnology* 17 (6) 541-544.
- GEITER, O.; HOMMA, S.; KINZELBACH, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Forschungsbericht 296 89 901/01, UBA FB 000215. UBA Texte 25/02. Berlin 2002.
- GIEGRICH, J.; MAMPEL, U.; DUSCHA, M.; ZAZCYK, R.; OSORIO-PETERS, S. & SCHMIDT, T. (1995): Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. Endbericht des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) an das Umweltbundesamt, Berlin. UBA Texte 23/95.
- GIEGRICH, J.; STURM, K. (1999): Naturraumbeanspruchung waldbaulicher Aktivitäten als Wirkungskategorie für Ökobilanzen; Teilbericht zu: Tiedemann, A. (2000): Ökobilanzen für graphische Papiere (FKZ 103 501 20). UBA Texte 22/00. Berlin 2000
- GOEDKOOP, M. & SPRIENSMA, R. (1999): The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. PRé Consultants B. V., Amersfoort.
- GREEN, M. B. (1987): Energy in Pesticide Manufacture, Distribution and Use. In: Helsel, Z. R. (ed.): *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*. Elsevier, Amsterdam, 165-177.
- GUINÉE, J. B. et al. (1996): LCA impact assessment of toxic releases. Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment: Product Policy 1996/21, Den Haag.
- GUINÉE, J. B. (final editor) GORÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. (2002): Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Final report, Leiden May 2001. As book: Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 2002.

- HABERSATTER, K. & WIDMER, F. (1991): Oekobilanzen von Packstoffen. Stand 1990. In: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern (Hrsg.): Schriftenreihe Umwelt Nr. 132, Februar 1991.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. (1993): CML on Actual Versus Potential Risks. LCA News- A SETAC- Europe Publication 3 (4) July 1993, p.4.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; LAMKREIJER, R.M.; UDO DE HAES, H.A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A.M.M.; EGGELS, P.G.; VAN DUIN, R. & DE GOEDE, H.P. (1992): Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2), prepared by CML, TNO and B&G. Leiden. English Version 1993.
- HÜSING, B., GIEßLER, S. und G. JAECKEL (1998): Stand der Möglichkeiten von prozessintegrierten biotechnischen Präventivtechniken zur Vermeidung oder zur Verminderung von Umweltbelastungen. UBA-TEXTE 68/98, Umweltbundesamt Berlin.
- HOFSTETTER, P. (1998): Perspectives in Live Cycle Assessment. A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. ISBN 0-7923-8377-X. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- HUNT, R.G.; SELLERS, J. D. & FRANKLIN, W.E. (1992): Resource and Environmental Profile Analysis: A Life Cycle Environmental Assessment for Products and Procedures. Environ. Impact Assess. Rev. 12 : 245-269.
- HUNT, R.; FRANKLIN, W.E. (1996): LCA - How it Came About. Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. Int. J. LCA 1 4-7.
- IFU (INSTITUT FÜR UMWELTINFORMATIK HAMBURG GMBH) & IFEU (INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG GMBH) (1998): Umberto. Ein interaktives Programm zur Erstellung von Ökobilanzen auf der Basis von Stoffstromnetzen. Version 3.0.
- IPCC (1995): Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press 1996.
- IPCC (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press.
- ISO (1997-2000): International Organization for Standardization (ISO) Technical Committee TC 207/Subcommittee SC 5: Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis (Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz). International Standard ISO 14041; Life cycle impact assessment (Wirkungsabschätzung). ISO 14042; Interpretation (Auswertung). ISO 14043.

- JANK, B., BERTHOLD, A., ALBER, S. & DOBLHOFF-DIER, O. (1999): Assessing the Impacts of Genetically Modified Microorganisms. *Int. J. LCA* 4 (5)251-252.
- JOLLIET, O. & CRETТАZ, P. (1997): Critical Surface-Time 95. A Life Cycle Impact Assessment Methodology including Fate and Exposure. Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, Lausanne.
- JOLLIET, O.; MARGNI, M.; ROSSIER, D. & CRETТАZ, P. (1998): Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. Proceedings of the Int. Conf. on LCA in Agriculture, Agro-industry and Forestry, 3-4 Dec. 98, Brussels.
- JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. (2001): Arbeitspapier: Qualitätsrichtlinien ECOINVENT 2000: Landnutzung und -umwandlung. Verabschiedet am 8.11.2001.
- K+S (2001): Umweltbericht 2001. K+S Aktiengesellschaft, Kassel.
- K+S (1999): Umweltbericht 1999. K+S Aktiengesellschaft, Kassel.
- KLÖPFER, W. (1989): Persistenz und Abbaubarkeit in der Beurteilung des Umweltverhaltens anthropogener Chemikalien. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 1 (2) 43-51.
- KLÖPFER, W. (1993): Environmental Hazard Assessment of Chemicals and Products. Part I. General Assessment Principles. *ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1 (1) 47-53.
- KLÖPFER, W. (1994): Environmental Hazard Assessment of Chemicals and Products. Part II. Persistence and Degradability. *ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1 (2) 108-116.
- KLÖPFER, W. (1996): Allocation Rules for Open-Loop Recycling in Life Cycle Assessment - A Review. *Int. J. LCA* Vol. 1: 27-31.
- KLÖPFER, W. (1997): In Defense of the Cumulative Energy Demand. Editorial in *Int. J. LCA* 2 (2) 61
- KLÖPFER, W. (1998): Subjective is not Arbitrary. Editorial, *Int. J. LCA* 3 (2) 61-62.
- KLÖPFER, W. (2001): Kriterien für eine ökologisch nachhaltige Stoff- und Gentechnikpolitik. *UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox.* 13 (3) 159-164.
- KLÖPFER, W. (2002a): The Second Dutch LCA-Guide, published as book. *Int. J. LCA* 7 (5).311-313.
- KLÖPFER, W. (Hrsg.) (2002b): The Areas of Protection Debate. Gate to Environmental and Health Science (EHS), LCM Area, Discussion Forum: Global LCA Village, March 2002 pp 1-43. <http://www.scientificjournals.com>. Digital Object Identifier (DOI): <http://dx.doi.org/10.1065/ehs2002.03.014>.
- KLÖPFER, W. (2003): Life-Cycle Based Methods For Sustainable Product Development. Editorial to the LCM-Section of *Int. J. LCA* 8 (3); angenommen zur Publikation.

- KLÖPFFER, W. & RENNER, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. in: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA/TEXTE 23/95, Berlin.
- KLÖPFFER, W. & VOLKWEIN, S. (1995): Bilanzbewertung im Rahmen der Ökobilanz. Kapitel 6.4 in Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft, Management der Kreislaufwirtschaft. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin: 336-340.
- KLÖPFFER, W., RENNER, I., TAPPESE, B., ECKELKAMP, C. & DIETRICH, R. (1999): Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen. UBA Monographie 111, Umweltbundesamt, Wien.
- KLÖPFFER, W., RENNER, I., SCHMIDT, E., TAPPESE, B., GENSCHE, C.-O. & GAUGITSCH, H. (2001): Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen. UBA Monographie 143, Umweltbundesamt, Wien.
- KLÜPPEL, H.-J. (2002): THE ISO STANDARDIZATION PROCESS: QUO VADIS? EDITORIAL. INT. J. LCA 7 (1) 1.
- KÖLLNER, T. & JUNGBLUTH, N. (2000): Life-Cycle Impact Assessment for Land Use. Third SETAC World Congress, 21.- 25.5.00, Brighton.
- KURDIKAR, D., PASTER, M., GRUYS, K. J., FOURNET, L., GERNGROSS, T. U., SLATER, S. C., COULON, R. (2001): Greenhouse gas profile of a plastic derived from a genetically modified plant. Journal of Industrial Ecology. Volume 4, No. 3, 107-122.
- LANDBANK ENVIRONMENTAL RESEARCH & CONSULTING (1994): The Phosphate Report. London.
- LANDSIEDEL, R.; SALING, P. (2002): Assessment of Toxicological Risks for Life Cycle Assessment and Eco-efficiency Analysis. Int. J. LCA 7 (5) 261-268.
- LESER, H. & KLINK, H.-J. (Hrsg.) (1988): Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25). Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 228. Trier: Zentrallausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag.
- LINDFORS, L.-G.; CHRISTIANSEN, K.; HOFFMANN, L.; VIRTANEN, Y.; JUNTILLA, V.; HANSEN, O.-J.; RØNNING, A.; EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. (1995): NORDIC GUIDELINES ON LIFE-CYCLE ASSESSMENT. NORDIC COUNCIL OF MINISTERS. NORD 1995:20. COPENHAGEN (NORDIC GUIDELINES (1995)).
- MARSMANN, M. (2000): THE ISO 14040 FAMILY (EDITORIAL). INT. J. LCA 5 (6) 317-318.

- MARKS, R. et al. (Hrsg.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur Landeskunde, Band 229. Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- MIESCHENDAHL, M. & SAUER, G.W. (2002): Substitutionspotentiale von chemischen Verfahrenstechniken durch bio-/gentechnische Verfahren zur Risikovorsorge. UBA-Texte 30/02, Umweltbundesamt, Berlin.
- MÜLLER-WENK, R. (1998): Land Use – The Main Threat to Species. How to include land use in LCA. Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St. Gallen, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 64. St. Gallen.
- MÜLLER-WENK, R. (2002): Lärm. Zurechnung von lärmbedingten Gesundheitsschäden auf den Strassenverkehr. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.). Schriftenreihe Umwelt Nr. 339, Bern.
- MÜLLER, W. (2001): UNCERTAINTY. VORSORGEORIENTIERTE RISIKOABSCHÄTZUNG VON GVO. ISBN 3-902023-03-1 WISSENSCHAFT & UMWELT SPEZIAL 1-74.
- NRDC (2003): Technology offer – Liquid Glucose. National Research Development Corporation, New Delhi. Download von <http://www.nrdcindia.com/pages/liquiglu.htm> am 03.02.2003.
- OBERBACHER, B.; NIKODEM, H.; KLÖPFER, W. (1996): LCA - How it Came About. An Early Systems Analysis of Packaging for Liquids Which Would be Called an LCA Today. Int. J. LCA 1 62-65.
- OECD, (1998): Biotechnology for Clean Industrial Products and Processes. Towards Industrial Sustainability. OECD, Paris.
- OECD, (2001): The Application of Biotechnology to Industrial Sustainability, OECD, Paris.
- OHEIMB, R. VON; PONATH, J.; PROTHMANN, G.; SERGOIS, C.; WERSCHNITZKY, U. & WILLER, H.(1987): Energie und Agrarwirtschaft. KTBL-Schrift 320, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- OWENS, J.W. (1999): Why Life Cycle Impact Assessment is Now Described as an Indicator System. Int. J. LCA 4 81-86.
- PATEL, M.; BASTIOLI, C.; MARINI, L.; WÜRDINGER, E.: Environmental assessment of bio-based polymers and natural fibres. March 2002. Download von <http://www.chem.uu.nl/nws/www/general/personal/Biopoly.pdf> am 20.01.2003.
- PATYK, A. & REINHARDT, G. A. (1997): Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen. Verlag Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden.

- PEPER, H.; ROHNER, M.-S. & WINKELBRANDT, A. (1985): Grundlagen zur Beurteilung der Bedarfsplanung für Bundesfernstraßen aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege am Beispiel des Raumes Wörth-Pirmasens. *Natur und Landschaft* 60 397-401.
- POTTING, J.; KLÖPFER, W., SEPPÄLÄ, J.; NORRIS, G.; GOEDKOOP, M. (2002): Best available practice in life cycle impact assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification, and eutrophication. In: Udo de Haes, H. et al. (eds.) *Striving for best practice in Life Cycle Impact Assessment*. SETAC Press, Pensacola (USA).
- QUEST (2003): Amisoy<sup>®</sup>. Product Information Sheet. Download von [http://pharma-ingredients.questintl.com/pharma\\_ingredients/selection/info/4X59025.htm](http://pharma-ingredients.questintl.com/pharma_ingredients/selection/info/4X59025.htm) am 22.01.2003.
- RENNER, I., KLÖPFER, W., DIETRICH, R., ECKELKAMP, C. & TAPPESER, B. (1998): Life cycle assessment of genetically modified products as a basis for an extensive assessment of potential environmental effects - Overview and "classical" LCA. In: *Proceedings of the International Conference on Life Cycle Assessment in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*, 3-4 December 1998, Brussels, Belgium, organised by VITO, Mol.
- RENNER, I.; KLÖPFER, W., TAPPESER, B.; GAUGITSCH, H.; ARES, J. A. (2002): Comparative Assessment of Maize Production with and without Genetically Modified Organisms by Life Cycle Assessment on a European Scale (CAMPLES). Bericht an die Europäische Union, Brüssel (Entwurf vom September 2002).
- RHEIN, B.-H., KATZER, S., HITZMAN, B., SCHNITZMEIER, D., & ULBER, R. (2002): Ermittlung von Substitutionspotentialen von chemischen Verfahrenstechniken durch biogentechnische Verfahren zur Risikovorsorge. UBA-Texte 29/02, Umweltbundesamt, Berlin.
- RÖMPP (1989-92): Falbe, J.; Regitz, M. (Hrsg.): *Römpp Chemielexikon* (6 Bände), 9. Auflage, Georg Thieme Verlag Stuttgart.
- SALING, P.; KICHERER, A.; DITTRICH-KRÄMER, B.; WITTLINGER, R.; ZOMBIK, W.; SCHMIDT, I.; SCHROTT, W.; SCHMIDT, S. (2002): Eco-efficiency Analysis by BASF: The method. *Int. J. LCA* 7 (4) 203-218
- SCHERINGER, M. (1999): *Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien*. Wiley-VCH, Weinheim.
- SCHERINGER, M. (2002): *Persistence and Spatial Range of Environmental Chemicals*. Wiley-VCH, Weinheim.

- SCHMID, R. D. (2002): Taschenatlas der Biotechnologie und Gentechnik. Wiley-VCH, Weinheim
- SCHMITZ, S. & PAULINI, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version `99. UBA Texte 92/99, Berlin.
- SETAC (1993): Guidelines for Life-Cycle-Assessment: A code of Practice, Edition, 1. SETAC (1993): Society of Environmental Toxicology and Chemistry: Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice". From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993. Edition 1. Published by SETAC Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Brussels and Pensacola (Florida).
- SETAC - EUROPE (Ed.) (1992): Life-Cycle Assessment. Workshop Report, 2-3 December 1991, Leiden. SETAC- Europe, Brussels, April 1992.
- SHEEHAN, J.; CAMOBRECO, V.; DUFFIELD, J.; GRABOSKI, M.; SHAPOURI, H. (1998): Life cycle inventory of biodiesel and petroleum diesel for use in an urban bus. Final report. National Renewable Energy Lab., Golden, CO (United States) NREL/SR--580-24089. Download von <http://www.osti.gov/dublincore/gpo/servlets/purl/658310-vEJMIM/webviewable/658310.pdf> am 22.01.2003.
- SONNEMANN, G.W.; SOLGAARD, A.; SAUR, K.; UDO DE HAES, H.A.; CHRISTIANSEN, K.; JENSEN, A.A. (2001): Life Cycle Management: UNEP-Workshop Copenhagen, August 30, 2001. Int. J. LCA 6 (6) 325-333.
- STEINGRUBER, E. (1999): Indigo and Indigo Colorants. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Sixth Edition, Electronic Release. Wiley-VCH, Weinheim, Germany
- TÖPFER, K. (2002): The launch of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Editorial in Int. J. LCA 7 (4) 191
- TOMLIN, C. D. S. (ed.) (1997): The Pesticide Manual, 11<sup>th</sup> Edition. The British Crop Protection Council, Surrey.
- TOMLIN, C. D. S. (1994): The Pesticide Manual, 10<sup>th</sup> Edition. The British Crop Protection Council and the Royal Society, Surrey and Cambridge.
- UBA (1992): Arbeitsgruppe Ökobilanzen des Umweltbundesamts Berlin: Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung - Sachstand - Perspektiven. UBA Texte 38/92. Berlin 1992.

- UDO DE HAES, H.A.; JENSEN, A.A.; KLÖPFFER, W. & LINDFORS, L.-G. (Eds.) (1994): Integrating Impact Assessment into LCA. Proceedings of the LCA symposium held at the Fourth SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, Brussels. Published by Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe. Brussels.
- UDO DE HAES, H. A. (ed.) (1996): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe, Brussels.
- UDO DE HAES, H. A. et al. (ed.) (1999): Best available practice regarding impact categories and category indicators in Life Cycle Impact Assessment. Background document for the second working group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2).
- UDO DE HAES, H. A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSSCHILD, M.; KREWITT, W. MÜLLER-WENK, R. (1999 a): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *Int. J. LCA* 4, 66-74.
- UDO DE HAES, H.A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSSCHILD, M.; KREWITT, W. MÜLLER-WENK, R. (1999 b): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment (Continued). *Int. J. LCA* 4, 167-174.
- UDO DE HAES, H. A.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, E. G.; HOFSTETTER, P.; JOLLIET, O.; KLÖPFFER, W.; KREWITT, W.; LINDEIJER, E. W.; MUELLER-WENK, R.; OLSON, S.; PENNINGTON, D. W.; POTTING, J.; STEEN, B. (Eds.) (2002): Striving towards best practice in Life Cycle Impact Assessment. SETAC Press, Pensacola (USA).
- UNITED SOYBEAN BOARD (2003): Soybean Almanac 2002. Download von <http://www.unitedsoybean.org/soystats2002/soybeanmealoil/tables/soybeanoilpricetable.html> und <http://www.unitedsoybean.org/soystats2002/soybeanmealoil/tables/mealprice table.html> vom 22.01.2003.
- VDI (1997): VDI-Richtlinie 4600: Kumulierter Energieaufwand. Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- VOLKWEIN, S. & KLÖPFFER, W. (1996): The Valuation Step Within LCA. Part I: General Principles. *Int. J. LCA* 1 : 36-39.
- VOLKWEIN, S.; GIHR, R. & KLÖPFFER, W. (1996): The Valuation Step Within LCA. Part II: A Formalized Method of Prioritization by Expert Panels. *Int. J. LCA* 1 : 182-192.
- WEIDEMA, B.P. & MEEUSEN, M.J.G. (eds.) (1999): Agricultural data for life cycle assessment, Vol. 1 and 2, Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO), The Hague.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO) / United Nations Environment Programme (UNEP) - Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Aviation and the Atmosphere. A Special Report of IPCC Working Groups I and III in Collaboration with the Scientific Assessment Panel to the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone layer. ISBN 0 521 66404 7 (paperback). Cambridge University Press, Cambridge UK 1999

## ANHANG

### ANHANG: Fachgespräch am 25. April 2002 im Umweltbundesamt Berlin

#### A 1 Protokoll des Fachgespräches

##### A 1.1 Einführung durch das Umweltbundesamt

Herr **Dubbert** (Fachbegleiter UBA, FG III 1.1 M) stellte den Fachbereich III und den forschungspolitischen Hintergrund des Projektes vor. Anlass zur Ausschreibung war die Empfehlung der OECD Task force "Biotechnology for Clean Industrial Products and Processes" (OECD 1998).

##### A.1.2 Vorstellung des Projektes durch die C.A.U. GmbH

Frau **Renner** (Projektleiterin C.A.U.) stellte das Projekt und den derzeitigen Bearbeitungsstand vor. Für die biotechnologischen Prozesse und Produkte wurde ein generelles Schema konzipiert, in dessen Rahmen einzelne Beispiele strukturiert werden können.

Herr **Klöpffer** ging auf die Problematik der Wirkungsabschätzung ein, besonders in Hinblick auf "biologische Emissionen" und andere bisher unzureichend operationalisierte Wirkungskategorien. Die gezeigte Struktur weicht von den bisher verwendeten ab, mögliche neue Wirkungskategorien wurden nur für den Fall der genannten biologischen Stressoren, z.B. invasive Arten, genannt.

##### A 1.3 Kurzbeiträge der geladenen Experten

Herr **Bahn** (Henkel) berichtete über Praxisbeispiele (Proteasen für Waschmittel), die ab 1990 mit einer um Kostenrechnungen erweiterten Ökobilanztechnik durchgeführt wurden. Bei der Herstellung der Proteasen wurden u.a. mit Hilfe der Gentechnik große Fortschritte erzielt, "Quantensprünge" (Folien im Anhang A 4).

Herr **Sell** (DECHEMA) stellte die Arbeiten der DECHEMA auf dem Gebiet Biotechnologie vor, vor allem das in Zusammenarbeit mit der Universität des Saarlandes durchge-

führte BMBF-Vorhaben (siehe oben). Er betonte die Probleme von KMU; die ökologische Motivation reicht nicht aus, die Kostenrechnung muss überzeugen.

Herr **Biwer** (Uni Saarland) stellte das für BMBF/PTJ in Bearbeitung befindliche Projekt "Bewertung der Nachhaltigkeit biotechnologischer Produkte und Verfahren" vor, das auch die Entwicklung einer einfach zu bedienenden Software beinhaltet. (Folien im Anhang A 4).

Herr **Wiedemann** (Bayer) ging vor allem auf methodische Fragen (ISO 14042) und auf die Schutzgüter (Boden, Irreversibilität) ein. Ökobilanzen von biotechnologischen Produkten und Prozessen wurden bisher nicht durchgeführt. (Folien im Anhang A 4).

Herr **Saling** (BASF) stellte die in der BASF entwickelte Ökoeffizienzanalyse vor. Diese ist beim gegenwärtigen Entwicklungsstand eine Kombination aus vereinfachter Ökobilanz plus ökonomischer Analyse. Beide Komponenten werden normalisiert und können in zweidimensionalen Diagrammen anschaulich dargestellt werden. Die ökologische und ökonomisch günstigen Produkte liegen in dieser Darstellung "rechts oben", die ungünstigen entsprechend "links unten". Der biotechnologisch produzierte Indigo (zusammen mit der Fa. Dyestar) schnitt in der Ökoeffizienzanalyse sehr gut ab. (Folien im Anhang A 4)

Herr **Müller** und Herr **Binder** (Degussa) berichteten über die biotechnologische Produktion von Chemikalien, die v.a. in der Tierernährung Anwendung finden (Methionin ist Nummer 1). Dazu wurde auch eine Ökobilanz durchgeführt. (Folien im Anhang A 4)

#### **A 1.4 Diskussion, Beispielauswahl**

In der Diskussion wurde die Frage gestellt, wie mit dem Problem der "Werbung" mit Ökobilanzresultaten umgegangen wird. Die Kollegen aus der Industrie sagten dazu, dass die Kunden aggregierte Ergebnisse erhalten. Bei Bayer wird das unter dem Bereich "product stewardship" gesehen, worunter neben Umweltaspekten auch Sicherheitsaspekte, Kosten etc. verstanden werden ("responsible care"). BASF wird die Ökoeffizienzanalyse über biotechnologisch produzierten Indigo publizieren (ohne Rohdaten).

Diese Studie wurde auch als das am besten geeignete Beispiel für das C.A.U.-Projekt identifiziert. Geheimzuhaltende Daten müssten nicht im publizierten Schlussbericht enthalten sein. Eine Geheimhaltungserklärung für sensitive Daten kann von den Pro-

jektbearbeitern unterschrieben werden. Herr Saling wird sich erkundigen, ob bei BASF und Dyestar die Bereitschaft besteht, Daten zur Verfügung zu stellen. Zur textilen Kette sind außerdem bei der C.A.U. Kenntnisse und generische Daten vorhanden.

UBA und Projektbearbeiter danken den Gästen für die aktive Teilnahme.

**A 2 Programm des Fachgespräches am 25. April 2002.**

Ort: Umweltbundesamt (UBA), Berlin-Spandau, Seecktstr. 6-10

Beginn: 13:00

Ende: 17:00

Einführung durch das UBA

(Mieschendahl/Dubbert)

13:00-13:15

Vorstellung des Projekts durch C.A.U.

(Renner/Klöpffer)

13:15-13:45

Kurzvorträge der Gäste (je ca. 10 Min. + kurze Fragen)

(Bahn/Sell/Biwer/Wiedemann/Saling/Müller/Binder)

13:45-14:45

Pause

14:45-15:00

Beispielauswahl und Daten

(Diskussion)

15:00-16:00

Zeitplan, weitere Zusammenarbeit und

Schlussdiskussion

16:00-17:00

**A 3 Teilnehmer****UBA:**

Dr. Martin Mieschendahl	FG III 1.1
Dr. Wolfgang Dubbert (Fachbegleiter)	FG III 1.1 M
Dipl.-Ing. Stefan Schmitz	FG III 2.5

**Bundesbehörden:**

Dr. Hansgeorg Sengewein	BMU
-------------------------	-----

**Industrie:**

Dr. Michael Bahn	Henkel
Dipl.-Ing. Michael Wiedemann	Bayer
Dr. Peter Saling	BASF
Dr. Martin Müller	Degussa BioActives
Dr. Michael Binder	Degussa

**Universität:**

Dipl.-Biogeogr. Arno P. Biwer	Uni Saarland
-------------------------------	--------------

**Forschungsinstitute:**

Dr. Dieter Sell	DECHEMA
-----------------	---------

**Auftragnehmer:**

Dipl.-Chem. Isa Renner (Projektleiterin)	C.A.U.
Prof. Dr. Walter Klöpffer	C.A.U.

**A 4 Folien der Kurzbeiträge**

Folien zum Beitrag von Dr. Michael Bahn .....	167
Folien zum Beitrag von Dipl.-Biogeogr. Arno P. Biwer .....	175
Folien zum Beitrag von Dipl.-Ing. Michael Wiedemann .....	179
Folien zum Beitrag von Dr. Peter Saling.....	181
Folien zum Beitrag von Dr. Michael Binder .....	188

# Ökobilanzen

## UBA 25.4.2002



Michael Bahn  
VTS  
April 2002

### LCA - Nutzen für Henkel



- Einsparungspotentiale bei Waschmittelproteasen durch gesamtheitliche Betrachtung
- Frühzeitige Berücksichtigung weitergehender ökologischer Informationen in der Produktentwicklung
- Unterstützung von Produktentwicklungen bei Markteinführung
- Steigerung der Kundenbindung durch Mitarbeit bei ökologischen Vergleichsuntersuchungen
- Versachlichung der Diskussion neuer Techniken durch Aufzeigen ökologischer Vorteile



## Zielgruppe




- Management
  - ◆ Erweiterte Informationen für Entscheidungen
  - ◆ Szenarioanalysen, z. B. Standort-/Logistikvergleiche
- Marketing
  - ◆ Henkel-Gruppe: ökonomisch/ökologische Performance
  - ◆ Kunden: Datenlieferung bei sensiblen Geschäftsfeldern
- Entwickler / Produktentscheider
  - ◆ Stoffvergleiche / Stärken-, Schwächenanalysen
- Produktion
  - ◆ Prozeßoptimierungen / Verfahrensvergleiche

August/2000    Kontakt: Michael Bahn, VTS



3

## BLAP Hintergrund und Zielsetzung

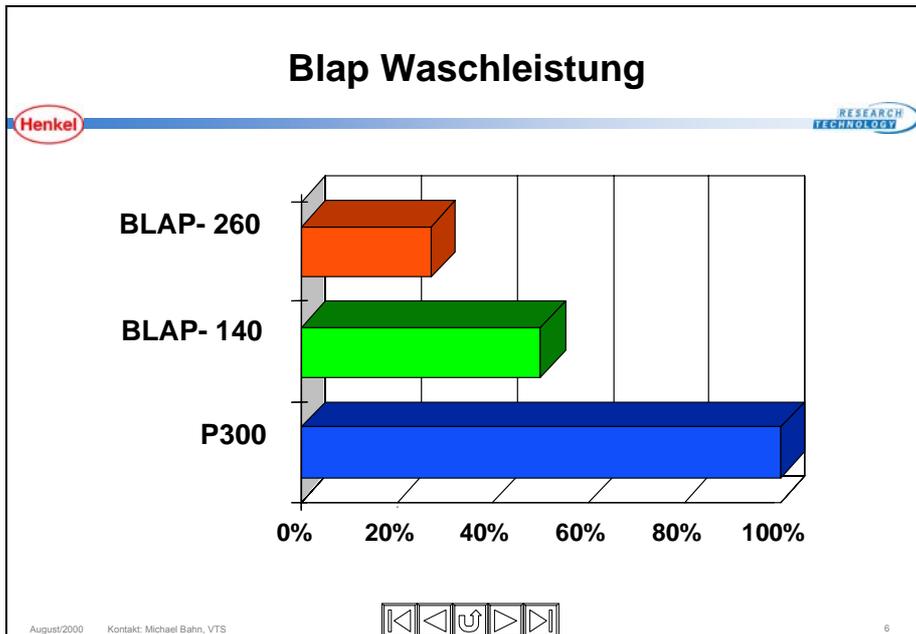
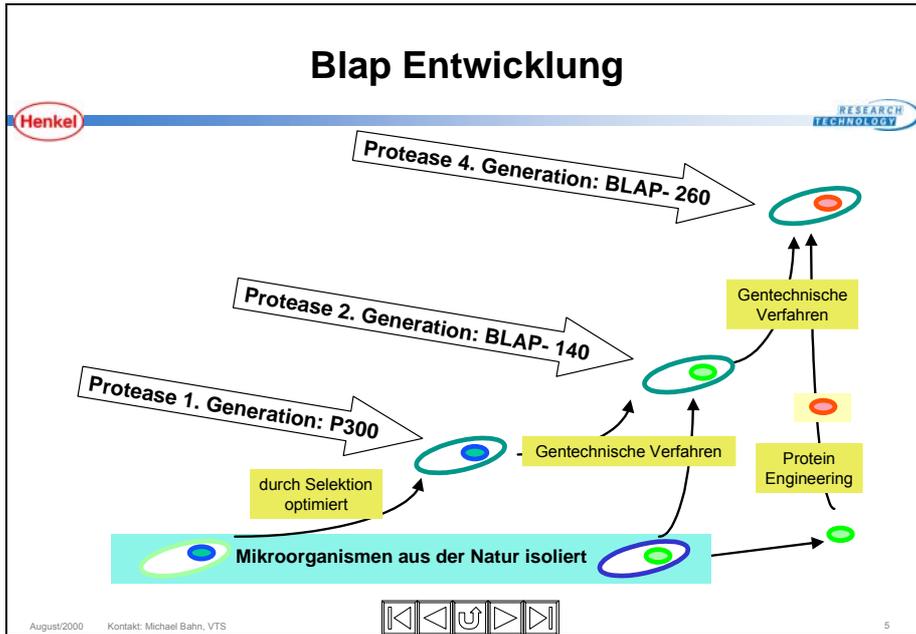


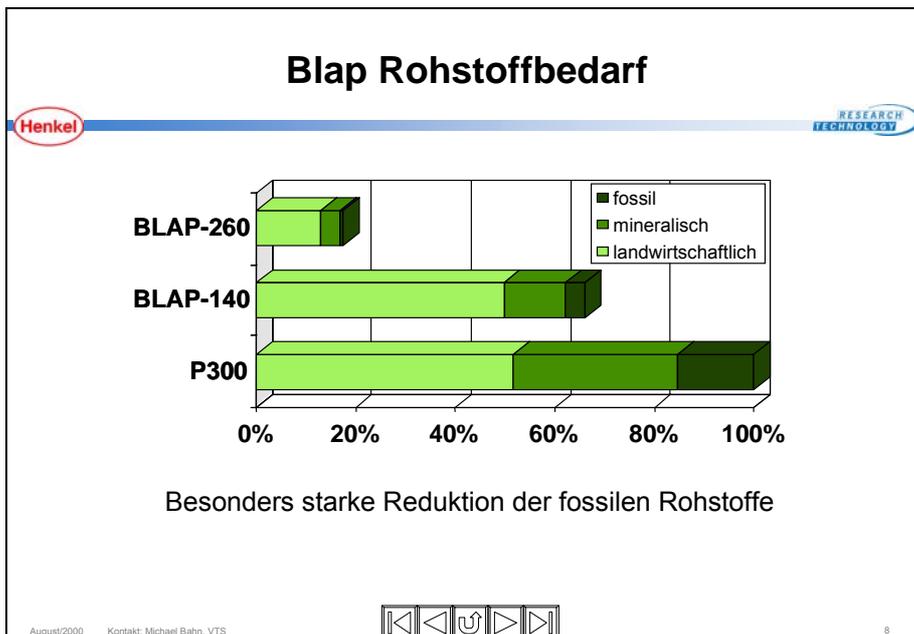
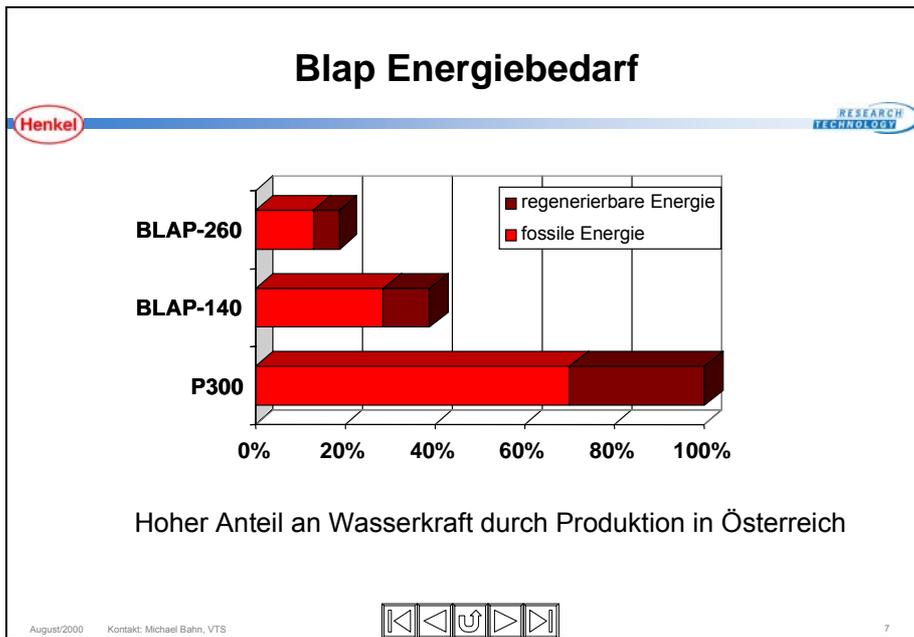

- Protease als Waschmittelbestandteil
- Ökologische Bewertung von Enzym-Entwicklungen  
z.B. Gentechnik, Genetic Engineering
- Ökologischer und ökonomischer Vergleich
- Einspar- und Entwicklungspotentiale

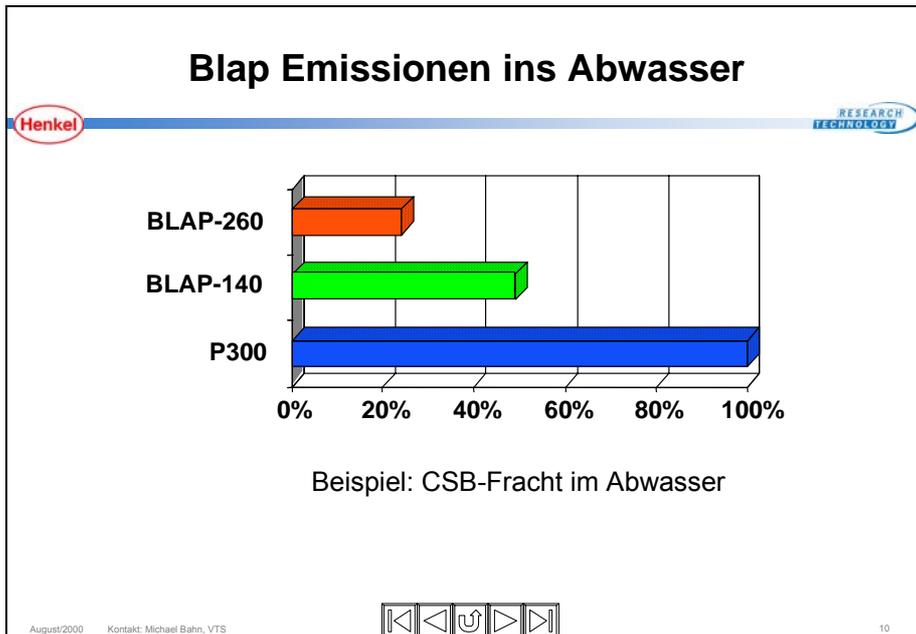
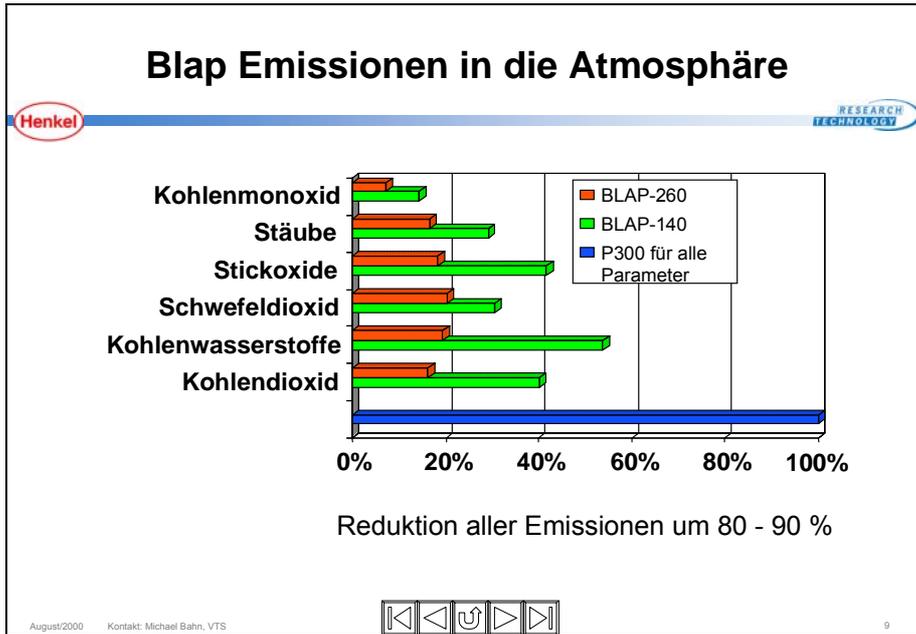
August/2000    Kontakt: Michael Bahn, VTS

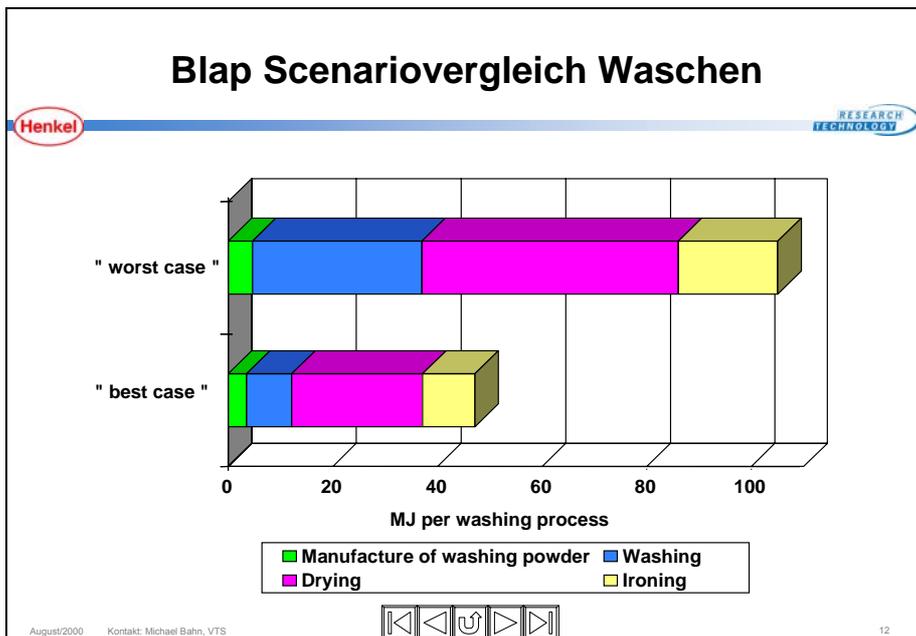
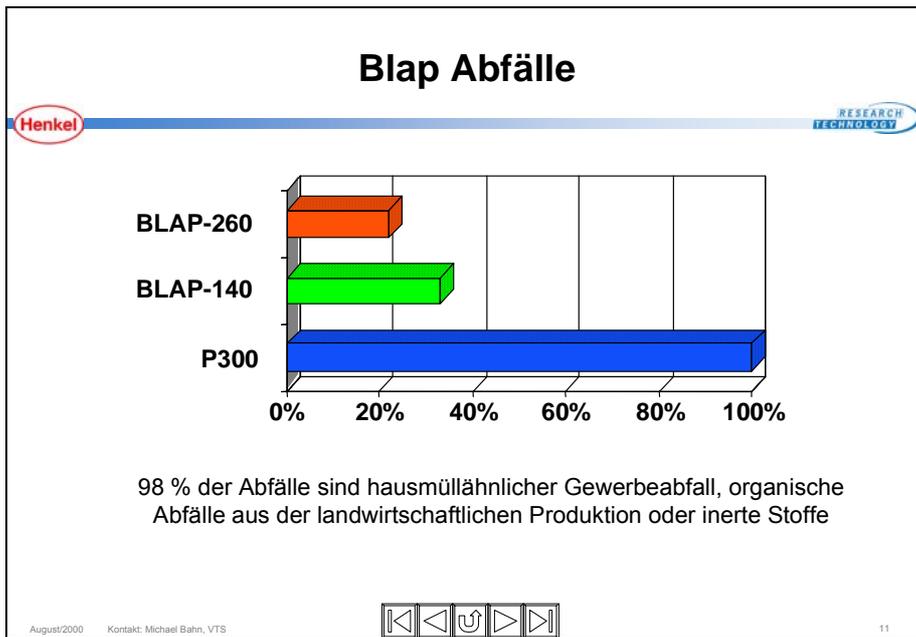


4









## Blap Fazit




**Herstellung der Protease BLAP 260 (erst durch gentechnischen Verfahren ermöglicht) an Stelle von P300**

Energieeinsparung:	82 %
Rohstoffeinsparung:	84 %
Reduktion von Luftemissionen:	bis 92 %
Reduktion von Abwasser-Emissionen:	bis 75 %
Reduktion von Abfällen:	77 %

Was bedeutet eine Reduktion des Energiebedarfs um 82 % bei der Herstellung von Proteasen bezogen auf den Jahresbedarf der Henkel-Gruppe?

Energieeinsparung:  
560.000 Giga-Joule =

\* entspricht etwa einer Stadt mit 500.000 Einwohnern

225.000 Haushalte\*

\* 

1 Jahr waschen\*\*

\*\* 170 Waschvorgänge

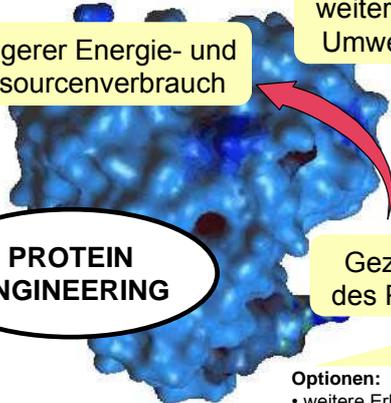
August/2000 Kontakt: Michael Bahn, VTS



13

## Blap Ausblick



geringerer Energie- und Ressourcenverbrauch

weitere Senkung der Umweltbelastungen

Gezielte Modifikation des Protease-Moleküls

**Optionen:**

- weitere Erhöhung der molaren Waschleistung
- Verbesserung der Eigenschaften bei Kaltwäsche

August/2000 Kontakt: Michael Bahn, VTS



14

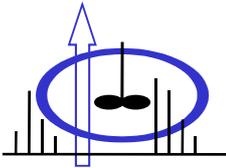
## Gentechnik Statement (Proteasen/Bacillus)



- ◆ Gentechnik bietet Möglichkeiten zur Maßschneidung von Molekülen (Reaktivität, Spezifität, Allergenität) und Optimierung der Herstellungsprozesse
- ◆ Enzyme bieten die Möglichkeit zu „Quantensprüngen“, da keine stöchiometrischen Reaktionen
- ◆ Freisetzungproblematik???
- ◆ Akzeptanz in der Öffentlichkeit

## UBA-Fachgespräch, 25.04.02

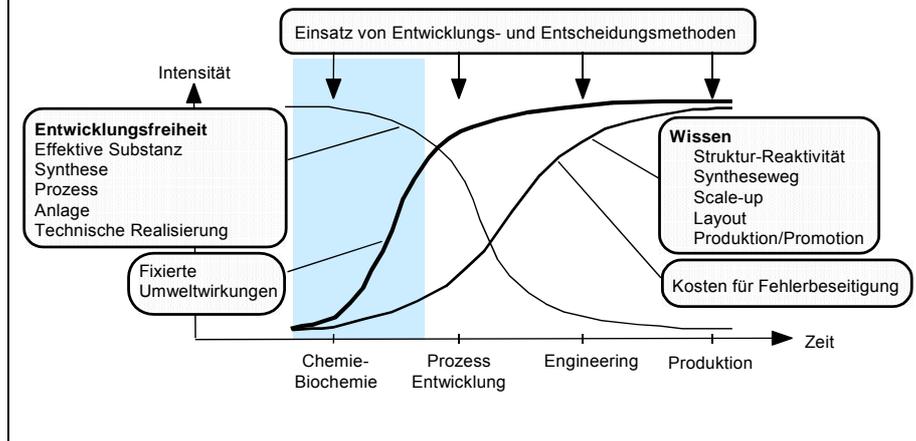
### Vorstellung Arbeitsgruppe Ökoevaluation



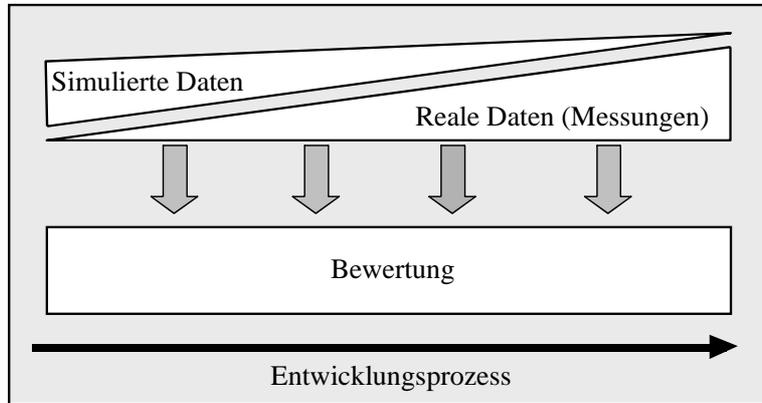
*Arno Biwer*

Technische Biochemie  
Universität des Saarlandes, 66123 Saarbrücken

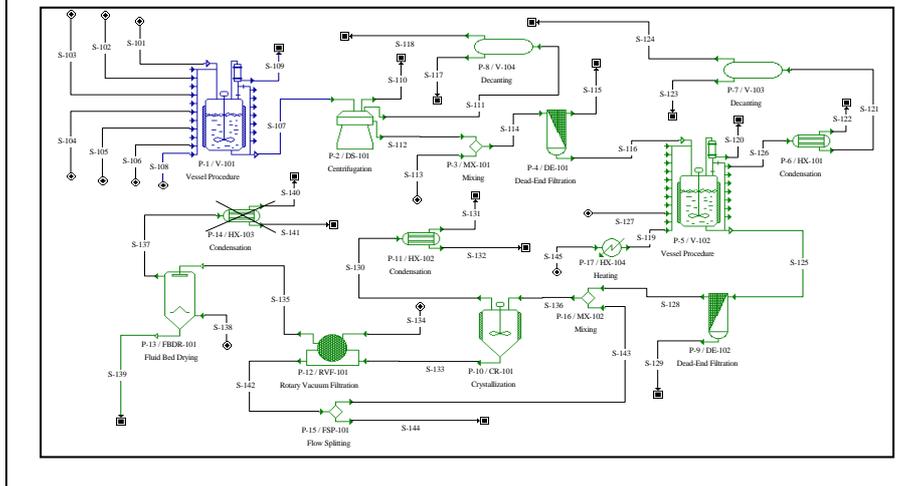
### Bedeutung früher Entwicklungsphasen



## Simulation und Bewertung



## Beispiel Flowsheet



**Mass Index**

$$\text{MLI}_i = \frac{m_i}{m_p}$$

$$\text{MI} = 1 + \sum \text{MLI}_i$$

**Environmental Index**

$$\text{EF}_i = \prod \text{WK}_j$$

$$\text{EI}_i = \frac{\text{EF}_i \cdot m_i}{m_p}$$

$$\text{EI}_{\text{ges}} = \sum \text{EI}_i$$

## **Bewertung biotechnologischer Prozesse**

- Einige Wirkungskategorien kaum relevant:  
z. B. Ozonabbau, Ozonbildung, Wintersmog oder hormonelle Effekte
- Sicher relevant:  
Global Warming, Eutrophierung, organische C-Verbindungen (CSB, BSB etc.), Energiebedarf, biologische Risiken
- Input berücksichtigen
- „Problemstoff“ Wasser

## **Bewertungsprojekte**

- DBU: Verbund Biokatalyse
- BMBF: Förderschwerpunkt Nachhaltige Bioproduktion
- Partner:
  - Dr. Sell, Dechema Frankfurt
  - Prof. Bellmann, BWL Univ. Mainz
  - ifu – Institut für Umweltinformatik

## Anforderungen an die Wirkungsabschätzung

### ISO 14042

Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren u. Charakterisierungsmodelle muss

- in Übereinstimmung mit dem Ziel u. Untersuchungsrahmen stattfinden
- umfassenden Satz von mit Produktsystem verbundenen Umweltthemen widerspiegeln

Wiedemann

25.04.02

Folie 1



## Anforderungen an die Wirkungsabschätzung

### ISO 14042

Empfehlungen:

- internationale Akzeptanz der Indikatoren u. Modelle
- möglichst Auswirkungen an den Wirkungsendpunkten abbilden
- Auswahl sollte möglichst wenig auf Werthaltungen u. Annahmen beruhen
- wissenschaftlich und techn. Gültiges Charakterisierungsmodell

Wiedemann

25.04.02

Folie 2



## Weitere Anforderungen

- Irreversibilität bei Veränderungen der Schutzgüter z.B. Boden, Biodiversität
- Wo haben wir Knappheit zu erwarten?

BASF Aktiengesellschaft  
Environment, Safety and Energy

b

# Ökoeffizienz-Analyse der BASF

Dr. Peter Saling

Dr. Saling, UBA, 25.04.2002

BASF Aktiengesellschaft  
Environment, Safety and Energy

**BASF**

## Nachhaltige Produkte

Ökoeffizienz-Analyse

Ökonomie

Ökologie

Soziales (geplant)

Dr. Saling, UBA, 25.04.2002

BASF Aktiengesellschaft  
Environment, Safety and Energy

b

## Was versteht man unter der Ökoeffizienz-Analyse?

**Strategisches Instrument**

Vergleich von Produkten und Prozessen mit dem gleichen Kundennutzen.

Mehr als 130 Analysen durchgeführt, 50 in Cooperation mit Kunden.

**Methode**

- End user Perspektive
- Total lifecycle assessment
- Bestimmung der Gesamtkosten
- Bestimmung der gesamten Umweltlasten (nach DIN/ISO 14040 ff)

Dr. Saling, UBA, 25.04.2002s

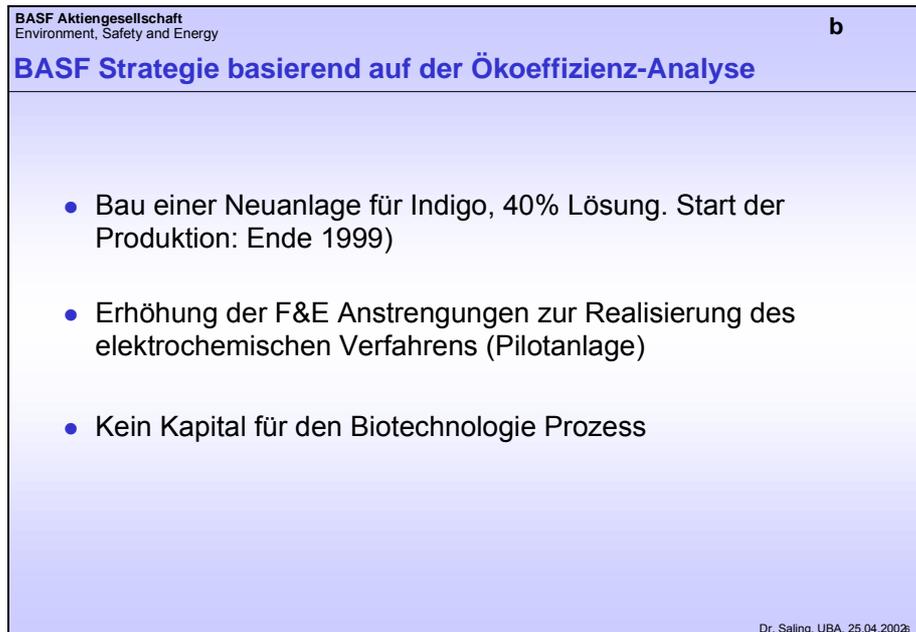
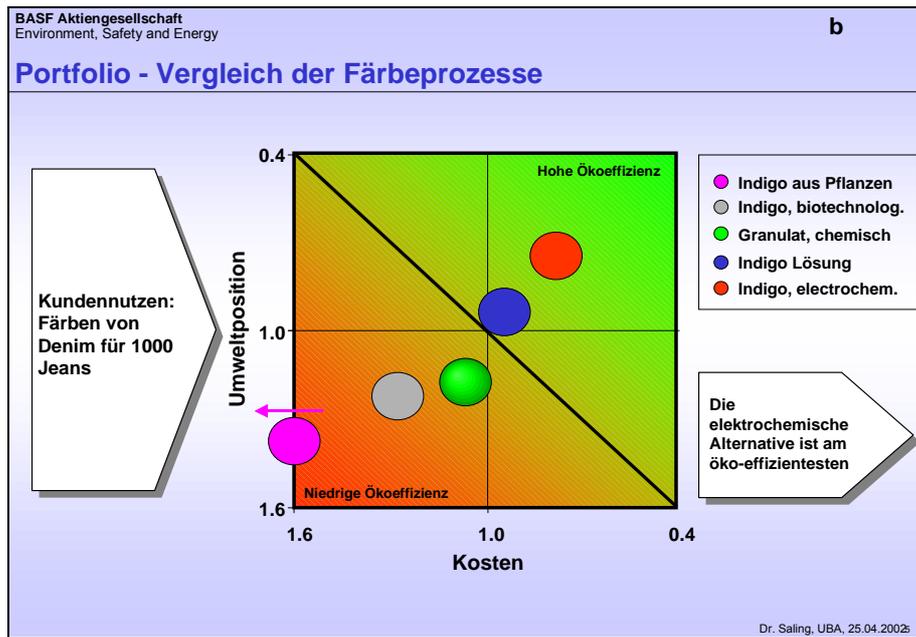
BASF Aktiengesellschaft  
Environment, Safety and Energy

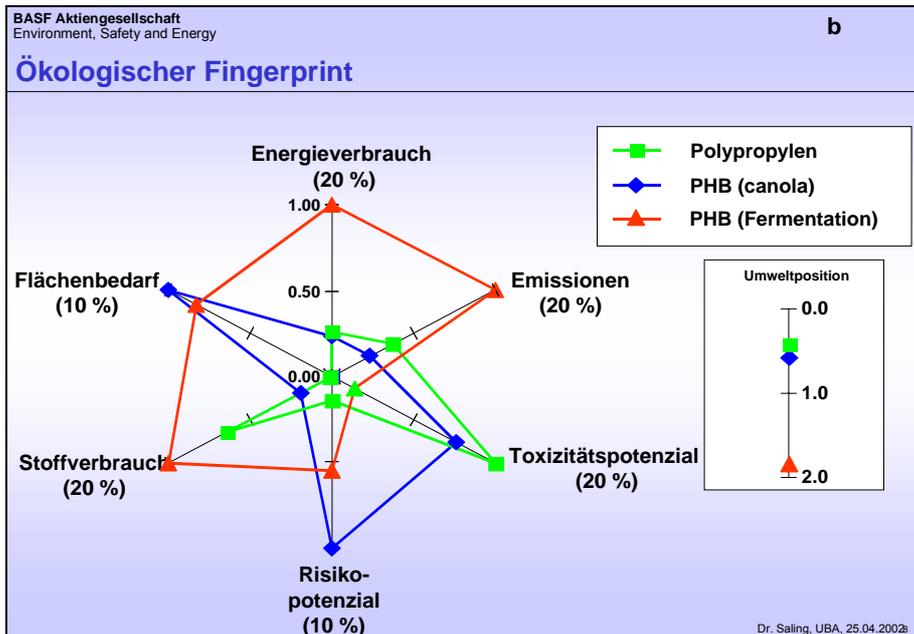
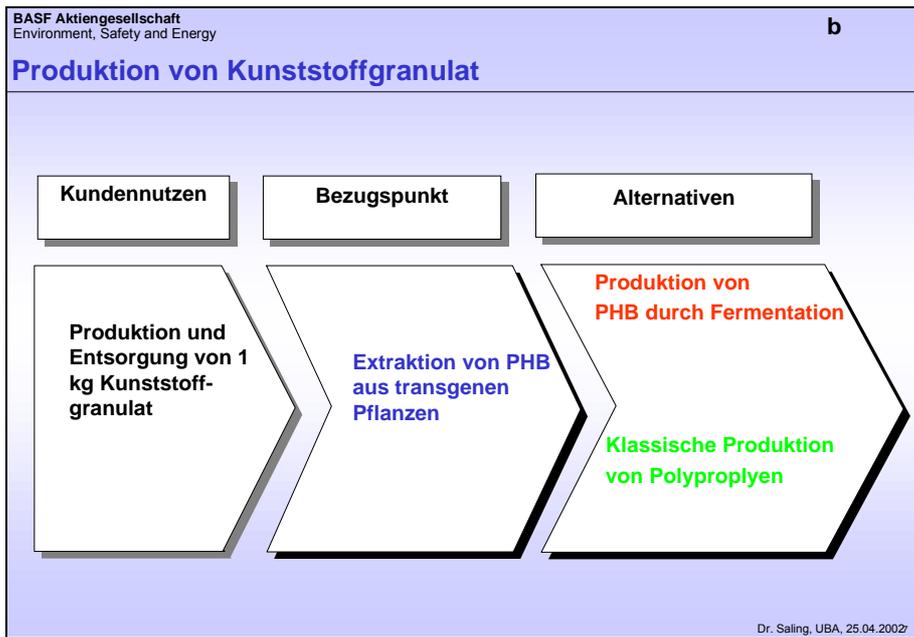
b

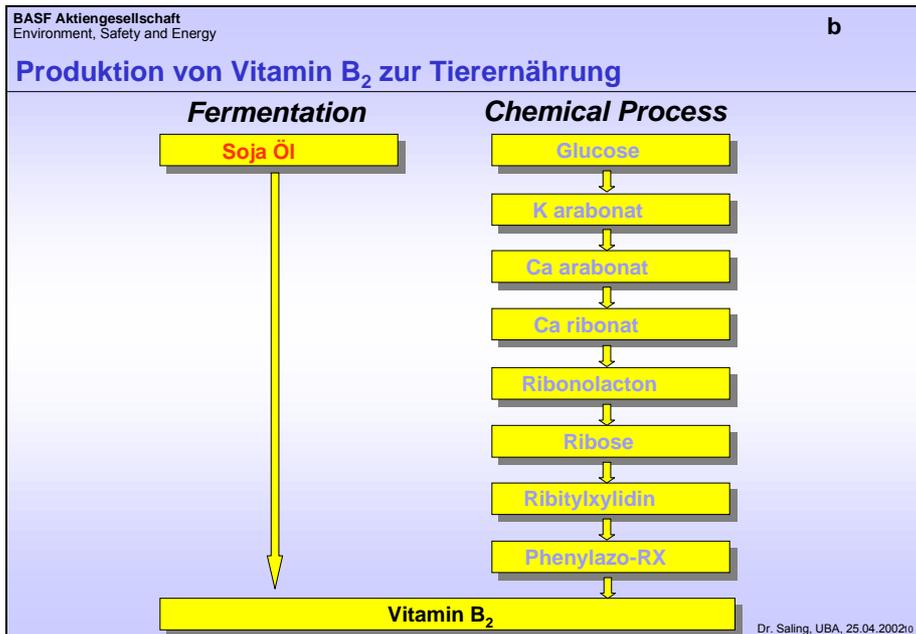
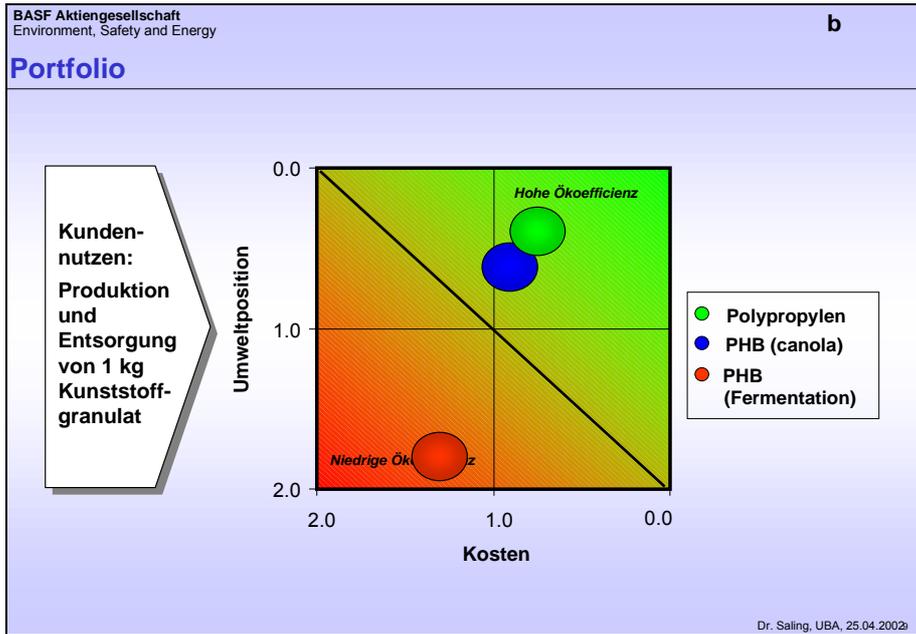
## Produktion von Indigo

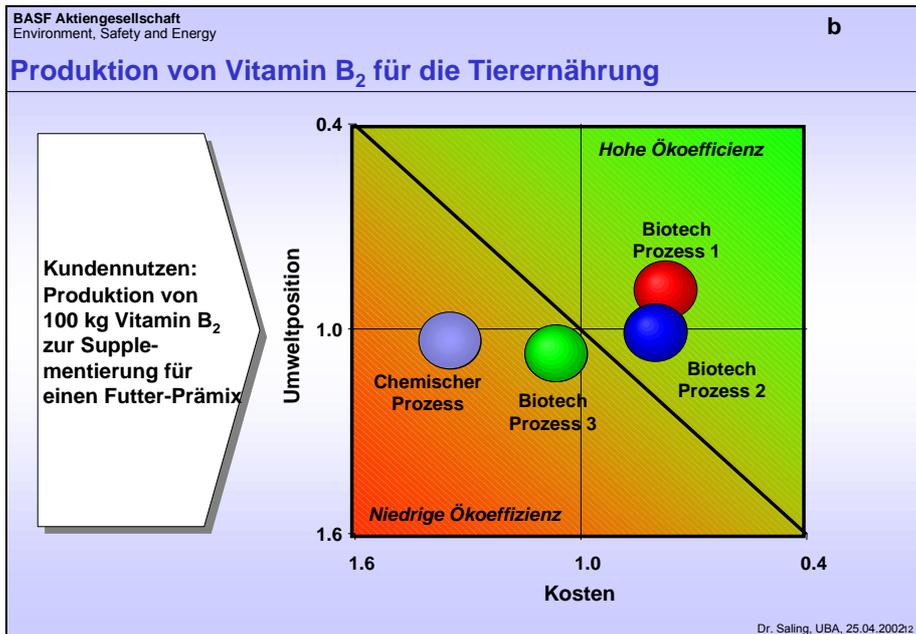
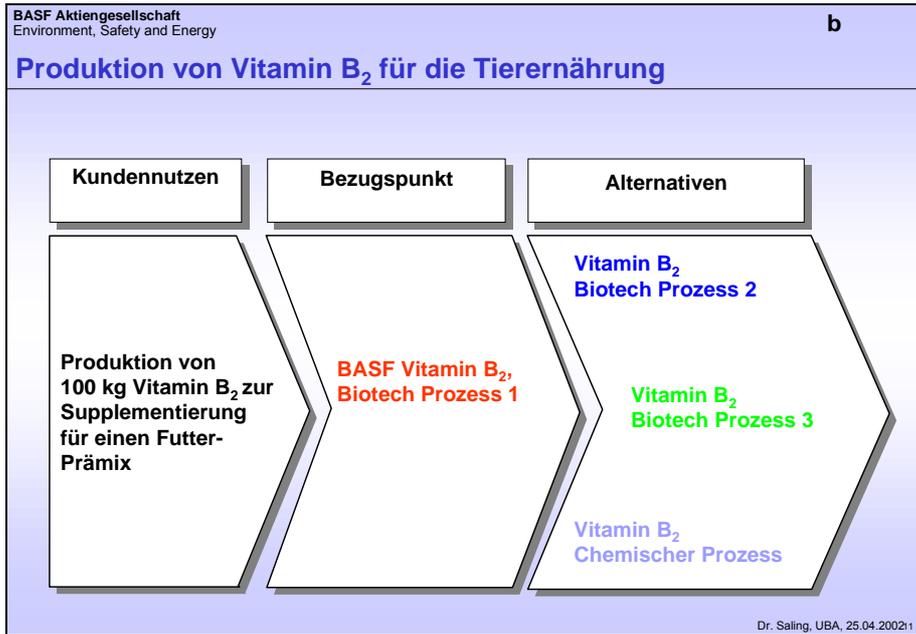
Kundennutzen	Bezugspunkt	Alternativen
Färben von Denim für 1000 Jeans	Indigo Granulat, traditionell gefärbt (Hydrosulfit)	<p>Indigo Pulver aus Pflanzen, traditionell gefärbt (Hydrosulfit)</p> <p>Indigo Granulat, biotechnologisch produziert, traditionell gefärbt (Hydrosulfit)</p> <p>BASF 40% Indigo Lösung, traditionell gefärbt (Hydrosulfit)</p> <p>BASF 40% Indigo Lösung, electrochemisch gefärbt</p>

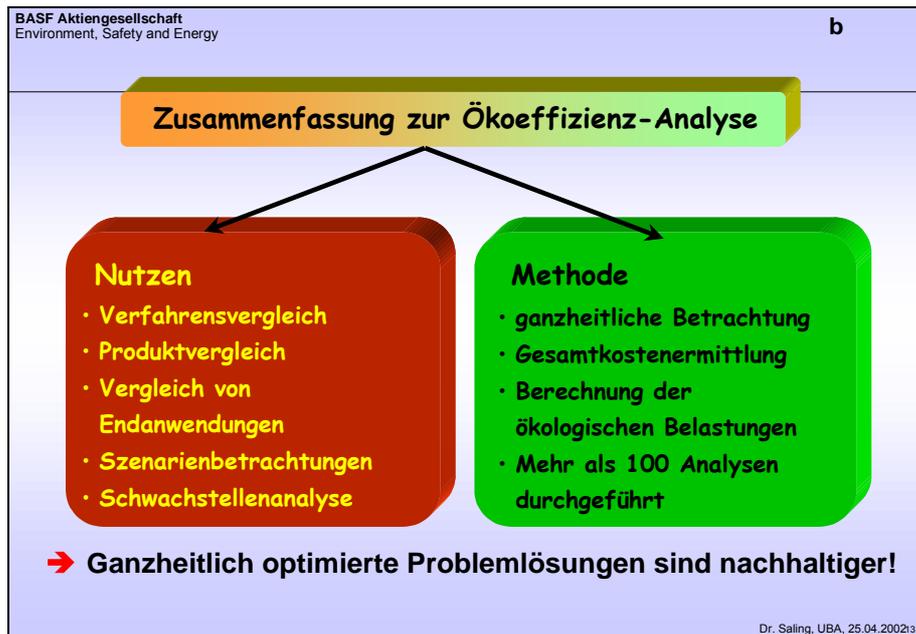
Dr. Saling, UBA, 25.04.2002s











**degussa.**  
Feed Additives

# Ökobilanzen für Aminosäuren in der Tierernährung

Degussa AG,  
Gesundheit und Ernährung  
Futtermitteladditive  
Michael Binder; Dr. Hans-Albrecht Hasseberg

amino acids and more.

**degussa.**  
Feed Additives

Ökobilanzen für Aminosäuren in der Tierernährung

<p>Ökobilanz</p>	<p><b>LCA Life Cycle Assessment</b></p>
<p>Sachbilanz</p>	<p><i>Bilanzierung aller relevanter Stoffströme (Inputs / Outputs) der einzelnen Produkte während des gesamten Lebenszyklusses als</i></p> <p><b>Kumulativer Energie-Aufwand [KEA]</b> <i>und Emissionswerten</i></p>
<p>Wirkungsbilanz</p>	<p><i>Bewertung der [KEA]-Daten als Umwelt-Indikatoren für die entsprechen-den Wirkungskategorien</i></p>

amino acids and more.

25/04/2002 Degussa AG, FA-AT/PE/Dr. Br. Dr. HAH Slide 2

**degussa.**  
Feed Additives

Ökobilanzen für Aminosäuren in der Tierernährung

**Ziel:** **Vergleichende Ökobilanz für Aminosäuren**

- ⇒ **Ökologische Betrachtung von Amino-säuren im Vergleich zu natürlichen Aminosäurequellen in Futterrohstoffen.**
- ⇒ **Zur Aufrechterhaltung der Tiergesundheit Supplementierung von unterschiedlichen Aminosäuredefiziten in natürlichen Futter-Rohstoffen.**
- ⇒ **Ökobilanz am Beispiel verschiedener Aminosäure-Supplementierungen in der Tierernährung**

amino acids and more.

25/04/2002      Degussa AG, FA-AT/PE/Dr. Br. Dr. HAH      Slide 3

**degussa.**  
Feed Additives

Ökobilanzen für Aminosäuren in der Tierernährung

**Bewertungs-grenzen** **Vergleichende Ökobilanz für Aminosäuren**

- ⇒ **Gesamtprozess der Aminosäureproduktion (von fossilen Rohstoffen bis zum Kundenverbrauch) für chemische und biotechnologische Prozesse**
- ⇒ **Herstellungs-/bzw. Gewinnungsprozess für die verschiedenen Futterrohstoffe (von Saatgutherstellung bis Verarbeitung als Mischfutter)**

amino acids and more.

25/04/2002      Degussa AG, FA-AT/PE/Dr. Br. Dr. HAH      Slide 4

**degussa.**  
Feed Additives

Ökobilanzen für Aminosäuren in der Tierernährung

### Relevante Umweltindikatoren nach Kategorien (I)

Wirkungskategorie	Sachbilanzparameter
Eutrophierung (Aquatisch)	N-ges.; P-ges., CSB, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Eutrophierung (terrestrisch)	NO <sub>x</sub> ; NH <sub>3</sub> -Emissionen
Treibhauseffekt	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O
Ozonabbau, Smog	Emission von N <sub>2</sub> O; NO <sub>x</sub> ; CH <sub>4</sub>
Versauerung	Emission von SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , H <sub>2</sub> S; HCl; HF

amino acids and more.

25/04/2002 Degussa AG, FA-AT/PE/Dr. Br. Dr. HAH Slide 5

**degussa.**  
Feed Additives

Ökobilanzen für Aminosäuren in der Tierernährung

### Relevante Umweltindikatoren nach Kategorien (II)

Wirkungskategorie	Sachbilanzparameter
Kumulierter Energieaufwand	Primärenergie
Naturraumbeanspruchung	Flächenverbrauch

amino acids and more.

25/04/2002 Degussa AG, FA-AT/PE/Dr. Br. Dr. HAH Slide 6