



Fachhochschule Nordwestschweiz

Skript
Ökobilanzen

Lebenszyklusanalyse

Life cycle analysis

Erstellt durch:

Dr. Fredy Dinkel, Carbotech AG, Venusstrasse 7, 4102 Binningen
Postfach 4002 Basel

fredy.dinkel@fhnw.ch

Juli 2013

Mit freundlicher Genehmigung des Autors, Dr. Rolf Frischknecht, Treeze GmbH in Uster wurden gewisse Teile aus dem Vorlesungsskript der ETH „Methoden der Bewertung von Umwelttechnik“ Teil: Ökobilanzen entnommen. Es handelt sich dabei um die Kapitel: 2.1, 2.4.2.1, 2.4.4.5, 2.4.4.6, 2.4.4.7, 2.4.4.9.

<i>Inhaltsverzeichnis</i>	
<i>Ziel dieses Kurses</i>	<i>1</i>
<i>Vorbemerkung zum Skript</i>	<i>2</i>
<i>Für die Prüfungsvorbereitung</i>	<i>2</i>
<i>1 Einleitung</i>	<i>3</i>
<i>2 Ökobilanzierung</i>	<i>6</i>
2.1 Geschichtlicher Hintergrund	6
2.1.1 Motivation	6
2.1.2 Qualitative Betrachtungen	6
2.1.3 Die ersten Theorien und Anwendungen im Energiebereich	8
2.1.4 Die ersten umfassenderen Bewertungsansätze	11
2.1.5 Der Einfluss limitierender Faktoren	11
2.2 Grundlagen	12
2.2.1 Begriffsbestimmung: Was ist eine Ökobilanz?	12
2.2.2 Ökotoxikologische Grundlagen	14
2.2.3 Zusammenfassung: Ökotoxikologie und Ökobilanzen	15
2.2.4 Der Einflussbereich von Ökobilanzen	16
2.3 Arten von Ökobilanzen	18
2.3.1 Einteilung nach inhaltlichem Untersuchungsrahmen	18
2.3.2 Einteilung nach zeitlichem Untersuchungsrahmen	21
2.4 Vorgehen bei der Ökobilanzierung	23
2.4.1 Zielsetzung	24
2.4.2 Sachbilanz	28
2.4.3 Wirkungsbilanz (Wirkungsorientierte Methode nach Heijungs)	36
2.4.4 Bewertung der Umweltbelastungen	44
2.4.5 Optimierung	67
<i>3 Fallbeispiele</i>	<i>68</i>
3.1 Betriebs-Ökobilanz	68
3.2 Produktökobilanz	74
3.2.1 Scoping	74
3.2.2 Sachbilanz	76
3.2.3 Wirkungsbilanz	77
3.2.4 Bewertung	77
3.2.5 Ergebnisse	77
3.2.6 Minderungspotentiale	82
3.2.7 Gesamtbeurteilung und Schlussfolgerungen	84
3.3 Die Ökobilanz als Basis für Öko Design von Aufzügen bei Schindler AG	85
3.3.1 Resultate der Ökobilanz aus dem Jahre 1999	86
3.3.2 Realisierte Verbesserungen	87
<i>4 Praktische Durchführung von Ökobilanzen</i>	<i>88</i>
4.1 Zielsetzung und Rahmenbedingungen	88
4.2 Sachbilanz	88

4.3	Wirkbilanz und Bewertung	89
4.4	Optimierung	90
4.5	Iteratives Vorgehen	90
4.6	Vertrauensgrenzen der Ergebnisse	91
4.7	EDV - gestützte Datenverarbeitung	93
4.7.1	Unterstützung bei der Zielsetzung	93
4.7.2	Datenerhebung	96
4.7.3	Entscheidungssystem	96
4.7.4	Kommunikation	97
4.7.5	Zusammenfassung der Anforderungen	99
5	Anwendung von Ökobilanzen	100
5.1	Ökobilanzen im Planungsprozess	100
5.1.1	Einsatz der Ökobilanz am Beispiel der Plattformen an der Expo	100
5.2	Ökobilanzen im Ökocontrolling	104
5.2.1	Zielsystem	104
5.2.2	Informationssystem (Sachbilanz)	105
5.2.3	Entscheidungssystem (Wirkbilanz und Bewertung)	105
5.2.4	Steuerung (Optimierung)	106
5.2.5	Kommunikation	108
5.3	Öko-Effizienz	108
5.3.1	Beispiel Variantenentscheid: Vergleich von Brücken aus Holz und Glasfaserverstärkten Kunststoffen (GFK)	109
5.4	Ökobilanzen in der Umweltberichterstattung	112
5.5	Ökobilanzen in Umweltmanagementsystemen	114
Anhang 1:	<i>LCA – Internetsites</i>	<i>115</i>
Anhang 2:	<i>Literatur</i>	<i>118</i>
Anhang 3:	<i>Gewichtungsfaktoren</i>	<i>1</i>
	Wirkungsorientierte Bewertung	1
	Methode der Ökologischen Knappheit (UBP)	13
	Methode: Eco Indicator 95	20
	Eco Indicator 99 HA	23
Anhang 4:	<i>Abkürzungen und Begriffe</i>	<i>43</i>
Anhang 5:	<i>Kontrollfragen</i>	<i>45</i>
Index		<i>47</i>
Tabellenverzeichnis		<i>50</i>

Ziel dieses Kurses

Die Versuchung ist gross, die Ziele dieses Kurses weit zu stecken und etwa zu sagen: mit der Ökobilanzierung, bzw. deren Anwendung soll der Zustand der Umwelt verbessert werden, oder: die Teilnehmer und Teilnehmerinnen sollen dazu gebracht werden, inskünftig sorgsamer und vernünftiger mit den natürlichen Ressourcen umzugehen. Das wäre natürlich ein grosser Erfolg. Wir sind jedoch fürs erste bescheidener: Vor allem auch weil die Erfahrung und verschiedenen Untersuchungen zeigen, dass Erkenntnisse alleine noch nicht zu einer Verhaltensänderung führen. Auch das Ziel, dass Sie nach diesem Kurs ausgewiesene Ökobilanzspezialisten sind, wäre zu hoch gegriffen. Dazu gehört neben dem grundlegenden Wissen auch viel Erfahrung. Ein realistisches Ziel besteht darin, dass Sie an diesem Kurs ein Instrument kennen lernen, welches Folgendes erlaubt:

- Die quantitative Erfassung und Beurteilung der Umweltauswirkungen eines Produktes, eines Betriebes oder einer Dienstleistung
- Die Umweltauswirkungen mit anderen Kenngrössen der Entscheidungsfindung, wie z.B. ökonomischen in Verbindung zu setzen.

Zudem sollen Sie die Möglichkeiten, die Einsatzgebiete, die Stärken aber auch die Schwächen, Fallstricke und Grenzen dieser Methode kennenlernen und haben damit die Basis zu entscheiden, wie und ob Sie dieses wertvolle Werkzeug verwenden können..

Etwas greifbarer kann das Ziel dieses Kurses so ausgedrückt werden: Sie sind in der Lage die Kontrollfragen in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** nach dem Kurs gut zu beantworten.

Lesen Sie also die Fragen zur Vorbereitung gut durch, und machen Sie die Referierenden darauf aufmerksam, wenn Sie nach der Behandlung eines Kapitels die Kontrollfragen nicht beantworten können.

Vorbemerkung zum Skript

Das Skript ist relativ umfangreich. Es ist als Ergänzung zur Vorlesung und der dabei behandelten Folien sowie als Nachschlagwerk gedacht für Personen, welche sich vertieft mit dem Thema auseinandersetzen möchten. Diesem Zweck dienen auch die umfangreiche Literaturliste und die Internetlinks im Anhang des Skriptes.

Für die Prüfungsvorbereitung

Methodisch wichtig sind die Kapitel 2.2 bis 2.4.

Für die Prüfung reicht es, wenn Sie im Skript die Kapitel 2.2, 2.3, 2.4.1, 2.4.2 verstanden haben und die wichtigen Fachbegriffe und deren Bedeutung kennen. Weiter sollen Sie vom Kapitel 2.4.3 wissen, was eine Wirkbilanz ist sowie einige Wirkungen (z.B. das Treibhauspotential oder die Eutrophierung), das Prinzip der Berechnung und deren Bedeutung kennen, jedoch nicht die Details der Wirkungen oder deren Herleitung. Im Kapitel 2.4.4 dass es gesamttaggregierende Bewertungsmethoden gibt, was diese leisten und die Idee der beiden Methoden UBP und Eco Indicator 99 bzw. ReCiPe verstehen sowie den KME (2.4.4.7) kennen sowie die Tatsache, dass es noch weitere Methoden gibt.

Die Kapitel 3, 4 und 5 zeigen an Hand von Beispielen den Einsatz dieser Methode und können damit zum besseren Verständnis beitragen.

An der Prüfung werden nicht Details verlangt, sondern das Verständnis über den Anwendungsbereich, das Vorgehen und die Grenzen der Methode. Dazu sollten auch die Folien helfen. Auch hier gilt, wichtig ist, was hilft die Grundideen und die Möglichkeiten der Methode zu verstehen.

Also bitte nicht das Skript oder Teile daraus auswendig lernen, sondern lesen und versuchen die wesentlichen Punkte zu verstehen, dazu kann es helfen sich auf ein bis zwei Seiten eine Zusammenfassung zu machen.

1

Einleitung

Lernziel: Effizienz und Qualität als ökologische Grössen begreifen; Verstehen, dass für die Umsetzung des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz geeignete Managementinstrumente für Betriebe, z.B. Ökobilanzierungen, eingesetzt werden müssen

Effizienz: nicht nur eine ökonomische Forderung

Effizienz ist eines der zentralen Anliegen unseres Wirtschaftssystems. Im allgemeinen beschränkt sich diese jedoch auf ökonomisch messbare Grössen. Dafür wurden schon seit mehr als hundert Jahren Steuerungsinstrumente entwickelt, welche es erlauben, ökonomische Grössen zu erfassen, zu bewerten und ein Unternehmen zu steuern, wie z. B. die Buchhaltung oder Performance Indices. Diese Instrumente wurden der Entwicklung laufend angepasst und verbessert. Heute basiert die Beurteilung der Effizienz eines Unternehmens auf einer Vielzahl von Kenngrössen. Vernachlässigt wird dabei jedoch die Effizienz im Umgang mit Naturgütern, soweit sich diese nicht in ökonomischen Kennzahlen niederschlägt. Ein Betrieb, der durch sein Verhalten beispielsweise die Artenvielfalt schädigt, kann im rein ökonomischen Sinn durchaus als effizient bewertet werden, obwohl er - ökologisch gesehen - mit grossen Verlusten arbeitet.

einseitiger Qualitätsbegriff...

Ein weiteres zentrales Anliegen der Unternehmen ist es, eine bestimmte Qualität ihrer Produkte sicherzustellen. Auch in diesem Bereich sind Managementinstrumente entwickelt worden. Dies zeigt sich z. B. an der recht hohen Akzeptanz der Norm ISO 9000. Allerdings beschränkt sich diese auf die Qualität der Produkte, welche einen ökonomischen Wert haben; die Qualität der Umwelt bleibt jedoch ausgeschlossen.

Vorsorgeprinzip

Im Schweizerischen Umweltschutzgesetz verankert ist das Vorsorgeprinzip. Es besagt bereits in Artikel 1 (Zweck), Absatz 2:

"Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden könnten, frühzeitig zu begrenzen."

Ökobilanzen - ein Instrument des präventiven Umweltschutzes

Die Vorsorge fordert also, mögliche Schäden vorzusehen, um sie verhindern oder begrenzen zu können. Angesichts des komplexen Systems "Umwelt" ist dies gar nicht so einfach. Es sind jedoch auch hier Instrumente entwickelt worden, welche Auswirkungen der wirtschaftlichen Tätigkeiten auf die Umwelt vorsorglich transparent machen können. Die Palette reicht von der Modellierung des Umweltverhaltens einzelner emittierter Stoffe bis zur vergleichenden Bewertung von Umwelteinflüssen über den gesamten Lebensweg und ganzer Betriebe, wie dies z.B. bei der Ökobilanzierung geschieht. Auch der Aufbau von Umweltmanagementsystemen gemäss ISO 14'000 oder EMAS sollte solche Instrumente beinhalten, da diese Normen verlangen, die relevanten Umweltauswirkungen zu erfassen, daraus Ziele abzuleiten und die Umsetzung dieser Ziele zu steuern. Dazu ist das Instrument der Ökobilanzierung ideal. Die Ökobilanz wird so zu einem wichtigen Informationsinstrument für den betrieblichen Umweltschutz.

Vorbeugen ist besser als Heilen - und vor allem billiger

Da den Umweltgütern jedoch ein viel zu geringer ökonomischer Wert zugeordnet wird, erscheint vielen Betrieben der Wert eines umweltbezogenen Qualitätssicherungssystems fragwürdig. Die folgenden Gründe zeigen, warum *Transparenz bezüglich der eigenen Einwirkungen auf die Umwelt und vorsorgliches Handeln* für die ökonomische Zukunft von Unternehmen wichtig ist:

teurer Umweltschutz

Umweltschutzmassnahmen sind vor allem dann teuer, wenn es sich um punktuelle Lösungen handelt. In vielen Fällen können durch Massnahmen, welche möglichst viele Aspekte einbeziehen, Lösungen gefunden werden, die geringere Kosten verursachen, bzw. kann mit denselben finanziellen Aufwendungen eine höhere Reduktion der Umweltbelastung erreicht werden. Gefragt sind Instrumente, welche sich in die Entscheidungsabläufe integrieren lassen, indem die ‚ideellen‘ Anliegen operationalisiert werden. Somit können sie mit anderen Steuerungsinstrumenten wie betriebswirtschaftlichen Analysen gekoppelt werden.

Entsorgungskosten

Die *Entsorgungskosten* von Abfällen, im speziellen von Sonderabfällen, sind in den letzten Jahren um Faktoren gestiegen.. Daher ist den Meisten klar, dass Abfall Geld kostet. Doch Wenige geben sich Rechenschaft darüber, dass er mindestens drei Mal Geld kostet. Zuerst beim Einkauf als Rohstoff, dann beim Handling und der Zwischenlagerung und zum Schluss noch bei der Entsorgung. Bei einer solchen Vollkostenrechnung verursachen die Entsorgungsgebühren oft sogar den kleineren Teil der Kosten. Eine vorsorgliche Reduktion der Abfälle ist somit aus ökonomischen Überlegungen wichtig.

Haftpflicht

Im neuen Umweltschutzgesetz wird die *Haftpflicht* schärfer gefasst. Ein Betrieb wird nicht nur haftbar für einen Schadenfall, wenn fahrlässig gehandelt wurde, sondern auch bei einer Schädigung, welche durch den amtlich bewilligten Normalbetrieb auftritt. In gewissen Ländern wird sogar die Beweislastumkehr diskutiert. Dies würde bedeuten, dass der Geschädigte nicht mehr einen Kausalzusammenhang zwischen Schaden und Schädiger nachweisen muss, sondern der mögliche Schädiger seine Unschuld zu beweisen hat. Damit wird vorsorgliches, vorausschauendes Handeln auch im Umweltbereich für jeden Betrieb zur Notwendigkeit.

Eigenverantwortung

Im Umgang mit *Gefahrgütern* wird von den Unternehmen verlangt, dass sie die notwendigen Massnahmen zum Schutze der Umwelt in Eigenverantwortung und vorsorglich treffen. In diesem Bereich ist die Qualität der Informationen bezüglich der (Kosten-)Folgen von Unfällen ein zentrales Thema.

vorsorgliches Handeln

Um zukünftigen Entwicklungen in der Umweltschutzpolitik schon heute Rechnung zu tragen, ist vorsorgliches Handeln notwendig. Dies bringt in Zukunft nicht nur Marktvorteile, sondern kann auch Kosten sparen. Vorsorgliches Handeln ist nur möglich, wenn die Einwirkungen auf die Umwelt und ihre Auswirkungen bekannt sind.

Effizienzsteigerung

Durch die Optimierung von Prozessen ergibt sich im Allgemeinen auch eine Effizienzsteigerung der Produktion. Die Erfahrung zeigt, dass gerade dann, wenn diese Optimierung von einem anderen Blickwinkel angegangen wird, neu Ansätze gefunden werden.

Diese Gründe machen deutlich, dass vorsorgliche Umweltschutzmassnahmen, sofern sie gut geplant sind, das langfristige Überleben eines Unternehmens sicher-

stellen helfen und somit ökonomisch sehr interessant sind. Prävention ist praktisch immer günstiger als die Heilung von Schäden.

Ebenso sind sie für die zukünftige finanzielle Situation der öffentlichen Hand wichtig, da es sich diese immer weniger leisten kann, Umweltschäden aufwendig zu beheben. Die Entwicklung geht dahin, die externen Kosten zu Internalisieren.

2 Ökobilanzierung

2.1 Geschichtlicher Hintergrund *

2.1.1 Motivation

Die Produktion von Produkten und Dienstleistungen ist mit unerwünschten Nebeneffekten verbunden, indem die natürliche Umwelt durch Emissionen und Ressourcenverbrauch beeinträchtigt und geschädigt wird. Der Preis der Güter widerspiegelt jedoch diese Beeinträchtigung von Umweltleistungen wie das Bereitstellen von Ressourcen und das Absorbieren und Reinigen anthropogener Abfallströme kaum, da diese Umweltleistungen in der Regel kostenlos in Anspruch genommen werden können.

Kostenlose Güter werden aber verschwenderisch und ineffizient genutzt und können deshalb, wie Garrett Hardin in "The Tragedy of the Commons" eindrücklich gezeigt hat (Hardin 1968), erst zu einer Verknappung dieser freien Güter und schliesslich zum Ruin einer Gesellschaft als Ganzes führen.

Ökobilanzen als ergänzendes Informationssystem

Methoden wie die Ökobilanzierung wurden entwickelt, um das heutige Preissystem, das bezüglich Umweltschäden weitgehend blind ist, im Sinne einer Nothilfemassnahme zu ergänzen. Diese Methoden sollen Informationen bezüglich der Schädigung der Umwelt durch Schadstoffemissionen und Ressourcennutzung bereitstellen. Spreng (1988:S. 130) hat dies im Zusammenhang mit Energieanalysen folgendermassen formuliert:

Energy accounting can be a useful complement to economic analysis at the boundaries of the economic system, where energy flows enter and leave the system. Two kinds of energy account are particularly useful - energy resource account and waste-heat account. Both types measure something that can only be dealt with inadequately by economic accounts, if it can be dealt with at all.

Die folgende Darstellung der Geschichte der Ökobilanzen gibt einen Einblick in die Motivationen zur Durchführung von Ökobilanzen und in die Wandlung der Wertvorstellungen bezüglich Gewichtung der verschiedenen ökologischen Kriterien wie Luftverschmutzung, Klimaerwärmung oder Ressourcenschonung.

2.1.2 Qualitative Betrachtungen

Umweltbelastungen im 17. Jahrhundert

Nachdem die Pestepidemien in der zweiten Hälfte des 14. Jahrhunderts u.a. eine Entschärfung der zuvor herrschenden Holzknappheit bewirkte und die Kohlenutzung vorübergehend an Bedeutung verlor, mussten die weniger bemittelten Bevölkerungsschichten zu Beginn des 17. Jahrhunderts infolge erneuter Brennholzverknappung auf die billigere Steinkohle umsteigen (Sieferle 1982). Mithilfe von Programmen zur Förderung des Holzanbaus versuchte z.B. J. Evelyn, die Steinkohlefeuer, welche "Wolken von Rauch und Schwefel" verursachen, "Kirchen

* Dieses Kapitel wurde dem Vorlesungsskript der ETH 'Methoden der Bewertung von Umwelttechnik' Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

schwärzen, Kleider ruinieren und Wasser verderben" zu bekämpfen (Evelyn 1661). Als Argumente zur Unterstützung seiner Vorhaben verwendete er u.a. eine rudimentäre Version der Bioindikation, indem er darauf hinwies, dass in Londons Gärten keine Blumen mehr wachsen würden und es keine Bienen mehr gäbe. Auch würden die Londonerinnen und Londoner an allen möglichen Lungenkrankheiten leiden. Letztlich haben aber die Vorteile der Kohle, ihre grossen Vorräte und ihr einfacher Gebrauch über die ästhetischen und gesundheitlichen Nachteile gesiegt (Sieferle 1982).

Exponentielles Wachstum im 19. Jahrhundert

Die Kohle wurde zum entscheidenden Faktor im Wettstreit der europäischen Handelsnationen um die wirtschaftliche Vormachtstellung. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts zeichneten sich die Folgen des exponentiell wachsenden Kohleverbrauchs ab. Dies bewegte z.B. den Ökonomen W.S. Jevons im 1865 erstmals veröffentlichten Buch "The Coal Question" (Jevons 1965) sich mit den Zukunftsperspektiven eines steten exponentiellen Wachstums zu beschäftigen (s. Abbildung: 1).

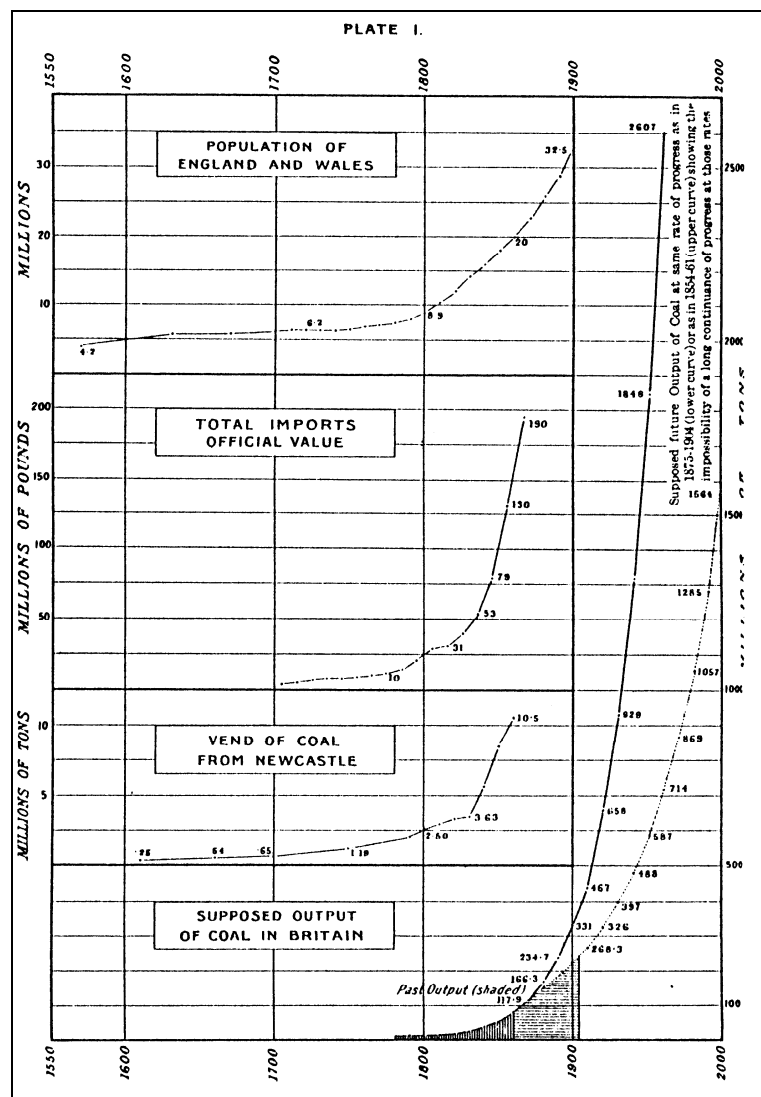


Abbildung: 1 Bevölkerung, Importe, Kohleverkauf und Kohleproduktion in England (Jevons 1965)

Ohne auf Probleme der Luftverschmutzung zu sprechen zu kommen, plädierte er angesichts der Endlichkeit der Kohlereserven für kurze aber wahre nationale Grösse statt langandauernder Mittelmässigkeit.

Erschöpflichkeit der Ressourcen

Zur selben Zeit hat Rudolf Clausius (1885), ehemaliger Thermodynamik-Professor an der ETH in Zürich, darauf hingewiesen, dass

"kein Mittel einer noch so vorgerückten Wissenschaft im Stande sein [wird], eine weitere Energiequelle [nach Erschöpfen der Kohlereserven] zu eröffnen". Vielmehr seien die Menschen darauf angewiesen, "sich mit der Energie zu behelfen, welche die Sonne ihnen im Verlaufe der ferneren Zeit noch fortwährend durch ihre Strahlen liefert".

Er plädierte darum für ein Umsteigen von der Nutzung des solaren Energiekapitals (Kohle) hin zur Nutzung der durch die Sonnenstrahlen veranlassten Bewegungen, den solaren Energiezinsen (in Form von Wasserkraft und Wind).

Den drei oben zitierten Aussagen ist gemeinsam, dass auf eine Quantifizierung der vorgebrachten Argumente weitgehend verzichtet wird. Ohne auf dem Inventar einer Ökobilanz aufzubauen, wird eine ökologisch respektive sozial orientierte Empfehlung basierend auf persönlichen Wertvorstellungen vorgenommen. So ist "reine Luft" für Evelyn ein anzustrebender Idealzustand, Jevons gewichtet nationale Grösse am stärksten und ist damit um die kommenden *britischen* Generationen besorgt. Clausius versucht dem ökonomischen Prinzip nachzuleben, dass "von jeder Sache nur so viel verbraucht werden darf, wie in gleicher Zeit davon wieder produziert werden kann". Er sorgt sich aufgrund theoretischer Erkenntnisse um die kommenden Generationen *im Allgemeinen*.

2.1.3 Die ersten Theorien und Anwendungen im Energiebereich

Die erste Person, welche eine (vereinfachte) Ökobilanz im heutigen Sinn vorgeschlagen hat, war Patrick Geddes, ein schottischer Biologe und Ökonom. Als Zeitgenosse Jevons' und Clausius' entwickelte er, aufbauend auf einer nationalen, das natürliche Kapital von Regionen erfassenden Statistik (Geddes 1881), eine Methodik zur Erfassung der Energie- und Materialströme, welche durch Gewinnung, Verarbeitung, Transport, Handel und Gebrauch eines Produktes verursacht werden (siehe Abbildung: 2, Geddes 1884).

Seine Überlegungen entstammen der Erkenntnis, dass schon damals die Preise nur ungenügend über die Ineffizienz technischer Prozesse informierten. Auch er hatte dabei die sich rasch verbreitende Kohlenutzung und deren erschöpfbaren Vorräte im Kopf. Ihm ging es dabei weniger um die kohlebedingte Luftverschmutzung als um den Wirkungsgrad der Kohlenutzung und dessen Verbesserung auf allen Stufen der Prozesskette. Auf der Seite des Konsums einer Gesellschaft sieht Geddes mögliche Verbesserungen im Sinne einer Steigerung des Wohls einer Nation durch Ausrichten des Wachstums bestehender Industrien auf dauerhafte Produkte (weg vom Brot, hin zur Kunst!). Damit gehört Geddes auch zu einem der ersten Vordenker qualitativen Wachstums.

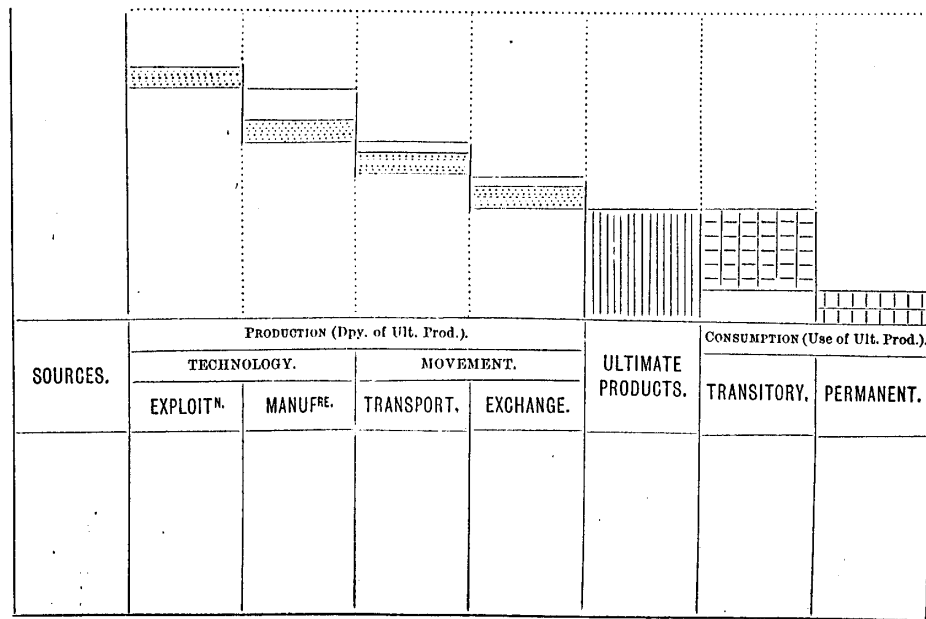


Abbildung: 2 Stoff- und Energiebilanz von der Extraktion bis zur Nutzung; unterschieden wird in Verbräuche (gepunktet) und Verluste (darüberliegende, weisse Flächen), der untere Teil ist für detaillierte Beschreibungen der Prozesse gedacht, (Geddes 1884).

Die Entdeckung und Förderung der Erdölvorkommen in den USA und im Nahen Osten ebenso wie die beiden Weltkriege, welche nebst allem Leid einen Einbruch auf der Nachfrageseite verursachten und damit zu Überkapazitäten führten, liessen den limitierenden Faktor der Ressourcen- und Energieknappheit, in den Hintergrund treten (Martinez et al. 1987).

Das grosse Wachstum in den fünfziger und sechziger Jahren

In den fünfziger und sechziger Jahren erlangte die Wachstumstheorie innerhalb der Wirtschafts- und den Ingenieurwissenschaften eine dominierende Stellung (Jöhr 1971), (Weinberg et al. 1970). Dies war die Zeit des grossen Wiederaufbaues. So betrug die jährliche Wachstumsrate des schweizerischen Energieverbrauchs von 1950 bis 1970 rund 6.5%, diejenige des realen Brutto-Sozialproduktes lediglich 4.4% (Baumberger 1971). Diese Wachstumsraten, welche mit denjenigen des 19. Jahrhunderts vergleichbar sind, haben erneut zu Betrachtungen bezüglich der möglichst umweltgerechten Energieproduktion geführt (Baumberger 1971), (Ginsburg 1971a,b). Neben regional wirksamen Auswirkungen wie Gewässer- und Luftverschmutzung oder Beeinträchtigung des Landschaftsbildes, wurden auch globale Auswirkungen wie die Veränderung des Wärmehaushaltes der Erde (durch CO₂, siehe z.B. (Bolin 1970), und Staub), Sauerstoffverbrauch und Abwärmeproduktion (Chapman 1975) diskutiert. In diese Zeit fallen auch erste Ideen einer Pollution-Tax (Emissionszertifikate) (Dolan 1971).

Nach einer kurzen Begründung des Bedarfs weiterer Energieproduktionsanlagen in der Schweiz mithilfe eines prognostizierten weiter steigenden Energieverbrauchs (um einen Faktor 4 bis ins Jahr 2000 auf 625 PJ¹), erörtert Baumberger in (Baumberger 1971) die ökologischen Auswirkungen der verschiedenen in der Schweiz gängigen Energiesysteme. Mithilfe einer Matrix, in welcher in einfacher Weise (ja - nein - ?, siehe Tabelle 1) die berücksichtigten Umweltwirkungen der betrachteten Energiesysteme eingetragen sind, gelangt er zu folgenden Ergebnissen:

¹ Der Bruttoverbrauch lag 1998 bei 1'120PJ.

Tabelle 1 **Hauptsächliche Umweltbelastungen verschiedener Energieträger (Energiesysteme) nach (Baumberger 1971).**

	Gewässerverschmutzung	Luftverschmutzung	Sauerstoffdefizit/Kohlen- dioxidproduktion	Beeinträchtigung der Landschaft	Abwärmelastung (global)	Raubbau
Flüssige Brenn- und Treibstoffe . .	x	x	x	?	x	x
Erdgas		?	x		x	x
Hydroelektrizität	?			x		
Konventionell-thermische Elektrizität (auf Erdölbasis)	x	x	x	x	x	x
Nuklear-thermische Elektrizität . . .				x	x	?

In derselben Zeit entwickelten Jansen et al. 1972 eine vergleichende Systemanalysemethode für atmosphärische Schadstoffbelastungen verschiedener Kraftwerkstypen. Für die Stromversorgung der BRD von 1970 bis 2000 wurde angenommen, dass sie jeweils ausschliesslich durch den entsprechenden Kraftwerkstyp (Kohle, Öl, Nuklear) bereitgestellt würde. Die daraus resultierenden Schadstoffkonzentrationen werden mit den maximal zulässigen Schadstoffkonzentrationen resp. Immissionskonzentrationen ins Verhältnis gesetzt.

Tabelle 2 **Relative Schadstoffbelastung für die damalige Bundesrepublik Deutschland mit deutschen und USA-Grenzwerten (USA-Werte in Klammern), (Jansen et al. 1972);**

Schadstoff	Steinkohle	Braunkohle	Öl	Erdgas	SWR	DWR	WA
SO ₂	0,86 (2,47)	1,09 (3,14)	1,06 (3,03)	$3,1 \cdot 10^{-4}$ ($9,0 \cdot 10^{-4}$)	-	-	-
Staub	1,06 (1,06)	2,06 (2,06)	0,53 (0,53)	--	-	-	-
NO _x	0,09 (0,40)	0,14 (0,65)	0,10 (0,46)	0,08 (0,35)	-	-	-
Fluor	1,56 (0,23)	4,67 (0,68)	0,16 (0,02)	--	-	-	-
Xe-133	--	--	--	--	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	-
Kr-85	--	--	--	--	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	0,51
Summe	3,57 (4,16)	7,96 (6,53)	1,85 (4,04)	0,08 (0,35)	0,002	0,002	0,51

Es zeigt sich in Tabelle 2, dass z.B. für SO₂ mit Ausnahme von Erdgas die Grenzwerte erreicht oder überschritten werden (0.86-1.09). In der Summe zeigt sich, dass Kernenergieanlagen die Grenzwerte für radioaktive Isotope um einen Faktor 500 (SWR, DWR) resp. 2 (WA) unterschreiten, während die Stromerzeugung mit festen und flüssigen fossilen Brennstoffen zu einer bis zu 5-fachen Überschreitung führt.

Die erste Erdölpreiskrise Ende 1973 hatte zur Folge, dass vermehrt Untersuchungen über die Energiekosten von Prozessen und Produkten durchgeführt wurden. Neben dem Energiebedarf der Energieversorgung (Chapman 1974), (Chapman 1975), (Wright et al. 1975) und energieintensiver Materialien wie Aluminium, inte-

ressierte der Einsatz fossiler Energien in der Landwirtschaft und die daraus resultierenden Erntefaktoren (Pimentel et al. 1973), (Leach 1976).

Zu den Standardwerken der Energieanalyse zählt das "Handbook of Industrial Energy Analysis" von I. Boustead und G.F. Hancock (Boustead & Hancock 1979), welches einerseits die in Energieanalysen (und auch in Ökobilanzen) auftretenden methodischen Fragen behandelt und andererseits ein umfangreiches Tabellenwerk zum Energiebedarf von Prozessen und Produkten enthält.

2.1.4 Die ersten umfassenderen Bewertungsansätze

Als eine der ersten quantitativen Ökobilanzen, welche nach umfassenderen ökologischen Kriterien bewertet worden ist und die als Modellstudie die Entwicklung der Ökobilanzen eingeleitet hat (Assis 1992), gilt die "Resource and Environmental Profile Analysis" (REPA) über die Umweltbelastung verschiedener Getränkebehälter (Hunt et al. 1974). Neben dem Verbrauch an Rohstoffen, Wasser und Energie wurden auch industrielle Abfälle, Luft- und Wasserschadstoffe und Abfälle nach Gebrauch bilanziert. Zur gleichen Zeit liess das damalige Eidgenössische Amt für Umweltschutz eine vergleichende Untersuchung über die Umweltbelastung von Behältern aus PVC, Glas, Blech und Karton durchführen (Basler et al. 1974).

Gemäss einer Übersicht über öffentlich zugängliche Produkt-Ökobilanzen (Rubik et al. 1992), wurden knapp die Hälfte im Bereich Verpackungen durchgeführt, die restlichen verteilen sich auf Windeln, Baumaterialien, chemische Produkte und Diverses.

Das Anwendungsgebiet für Ökobilanzen hat sich in der Zwischenzeit erweitert. Neben produktbezogenen Ökobilanzen wurde eine Methodik zur ökologischen Überwachung von Unternehmen (Ökocontrolling) entwickelt (Müller-Wenk 1978), und für Städte und Regionen angepasst (Braunschweig 1988). Mit letzterem schliesst sich der Kreis wieder zu Patrick Geddes' Vorschlag einer Bestandes- und Flussrechnung des ökologischen Inventars einer Region aus dem Jahre 1881 (Geddes 1881).

2.1.5 Der Einfluss limitierender Faktoren

Nichtmonetäre Kosten-Nutzen-Rechnungen sind keine Erscheinungen der Neuzeit, sondern vielmehr Folge eines wahrgenommenen und/oder tatsächlich vorhandenen, das Wachstum der Anthroposphäre limitierenden Faktors. Als limitierender Faktor kann derjenige Produktionsfaktor der Wirtschaft bezeichnet werden, welcher bei einem Mangel zu einer Stagnation oder Schrumpfung der wirtschaftlichen Tätigkeit führt, ungeachtet des möglichen Überflusses der anderen Produktionsfaktoren. Als klassische Produktionsfaktoren gelten Kapital, Arbeit und Boden. Der Chemiker Justus von Liebig hat den Begriff des limitierenden Faktors im Zusammenhang mit Überlegungen zur Steigerung landwirtschaftlicher Erträge geprägt (Liebig 1878). Er bezeichnet denjenigen mineralischen Nährstoff einer Kulturpflanze als limitierenden Faktor, welcher bei Entzug oder Mangel zu Ertragsminderungen führt und damit alle andern Nährstoffe wirkungslos werden lässt.

Der wahrgenommene oder tatsächlich limitierende Produktionsfaktor ändert im Verlaufe der Zeit und variiert auch innerhalb der Bevölkerungsgruppen einer Epoche. So war im England des 17. Jahrhunderts für die einen die Verknappung der Waldbestände Motivation, die Kohlenutzung zu fördern, während andere sich durch die Luftverschmutzung des Kohlebrandes in ihrer Lebensqualität eingeschränkt sahen.

Ende des 19. Jahrhunderts war es die aufgrund der Kenntnisse damaliger Vorräte vorhersehbare Verknappung des Energieangebots in Form von Kohle, welche erste Ansätze einer Prozesskettenanalyse entstehen liessen. Erst die intensive Wachstumsperiode in der zweiten Hälfte unseres Jahrhunderts machte uns die in den Hintergrund gerückten ökologisch limitierenden Faktoren wieder bewusst. Klimaerwärmung, Abwärme, Luftqualität sowie radioaktive Emissionen und Abfälle wurden im Zusammenhang mit exponentiell wachsendem Energiebedarf als limitierende Faktoren diskutiert, bevor die erste Erdölpreiskrise mit der relativen Verknappung des Hauptenergieträgers und damit der Energie an sich, zur erneuten Wahrnehmung einer ressourcenseitigen Begrenzung der wirtschaftlichen Entwicklung führte.

Durch die stetig sich verlängernden statischen Reichweiten fossiler Energieträger infolge neuer Funde einerseits und die erneute Verschlechterung der Luftqualität mit ihren negativen Folgen für Gesundheit, Gebäude und Natur andererseits, wurde in den achziger Jahren das Schwergewicht vor allem auf troposphärisch wirksame Luftschadstoffe gerichtet. Heute stehen jedoch wieder globale Probleme wie Klimaerwärmung oder die Wirkung persistenter organischer Schadstoffe (POP's) im Vordergrund.

2.2 Grundlagen

Lernziele: Verstehen, was eine Ökobilanz grundsätzlich ist. Verstehen der Herleitung wichtiger Begriffe, die bei der Ökobilanzierung verwendet werden, aus der Ökotoxikologie; Anwenden können der Stoffflussanalyse als wichtige Grundlage der Ökobilanzierung

2.2.1 Begriffsbestimmung: Was ist eine Ökobilanz?

Der Begriff Ökobilanz (auch "life cycle analysis" LCA oder Lebenszyklusanalyse) ist ein Sammelbegriff für methodische Hilfsmittel des umweltorientierten Handelns. Wesentliche Merkmale für eine Ökobilanzmethode sind:

- die Erfassung der Stoff- und Energieströme (In- und Outputs) sowie Ressourcenbedarf (Flächenbedarf, mineralische Ressourcen etc.) und weitere Umwelteinwirkungen wie Lärm eines Systems
- die Erfassung dieser Grössen über den gesamten Lebensweg, von der Wiege bis zur Bahre und
- die Bewertung dieser Einflüsse nach ökologischen Kriterien.

Ökobilanzen sind demnach *quantitative Methoden* zur Beurteilung der Umwelteinwirkungen durch menschliche Tätigkeiten. In einem ersten Schritt werden die

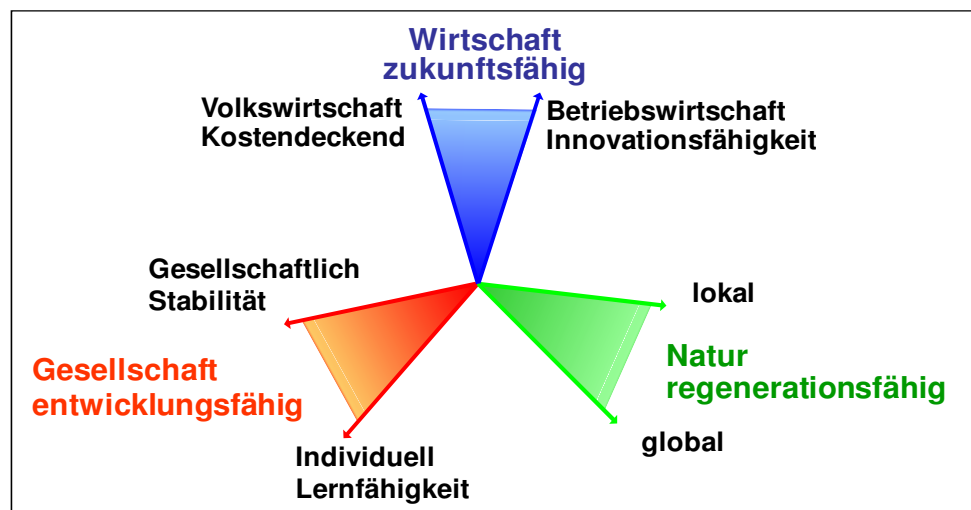
Waren-, Stoff- und Energieflüsse sowie der Ressourcenbedarf erfasst. Anschließend werden die Auswirkungen auf die Umwelt mit Hilfe von gewählten Indikatoren, welche diese Wirkungen beschreiben, bestimmt. Weiter kann eine Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen durch eine entsprechende Gewichtung erfolgen. Ökobilanzen geben damit Auskunft über Auswirkungen eines Produkts, eines Prozesses, eines Betriebs oder einer Massnahme auf die Umwelt.

Aus betrieblicher Sicht können Ökobilanzen als eine Erweiterung des traditionellen Rechnungswesens betrachtet werden, welche die ökologische Komponente im Dreieck der wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Verantwortung in die Rechnung einbezieht. Sie nehmen keine Verantwortung ab für Entscheide, aber sie liefern Informationen und Argumente für umweltverantwortliches Handeln. Durch die Operationalisierung lassen sich die Ergebnisse in Managementabläufe integrieren. In diesem Sinne sind sie notwendige oder zumindest hilfreiche Instrumente um den viel zitierten Begriff der Nachhaltigkeit umzusetzen. Jedoch müssen Ökobilanzen für eine umfassende Betrachtung mit anderen Instrumenten kombiniert werden, da sie nur eine Dimension der Nachhaltigkeit berücksichtigt, welche nach Brundtland die folgenden Dimensionen umfasst:

- Ökonomie
- Ökologie
- Gesellschaft

Dabei hat jede dieser Dimensionen einen mikroskopischen und einen makroskopischen Aspekt.

Abbildung: 3 Nach Brundtland-Bericht (Rio 1987) muss eine Nachhaltige Entwicklung die folgenden Dimensionen berücksichtigen: Gesellschaft, Wirtschaft und Umwelt.



2.2.2 Ökotoxikologische Grundlagen

Die Ökotoxikologie setzt sich mit der *stofflichen Belastung* der Umwelt auseinander. Ziel der Ökotoxikologie ist das Abschätzen (assessment) des Verhaltens und der Wirkungen von Stoffen in der Umwelt mit dem Zweck,

- mögliche schädliche Wirkungen schon vor dem Einsatz von Stoffen zu erkennen, um geeignete Massnahmen ergreifen zu können (*Vorsorgeprinzip*)
- schädliche Wirkungen in der Umwelt bereits vorhandener Stoffe (und Stoffgemische) zu analysieren, zu bewerten, Gegenmassnahmen vorzuschlagen und ihre Wirksamkeit abzuschätzen (*Nachsorgeprinzip*)

Die Abschätzung der Umweltverträglichkeit von Stoffen geht von zwei Fragen aus (BUWAL 1989, S. 11f):

- Führt die Verwendung der Stoffe dazu, dass sie oder ihre Folgeprodukte in der Umwelt vorkommen?
- Hat ihr Vorkommen schädliche oder lästige Wirkungen zur Folge?

Expositionsanalyse

Die erste Frage kann mit Hilfe einer so genannten *Expositionsanalyse* beantwortet werden. Das Ziel der Expositionsanalyse ist das Bestimmen von Stoffkonzentrationen in der Umwelt und von ihren zeitlichen und örtlichen Verläufen.

Zwei Methoden werden angewendet:

- Analyse von Stoffkonzentrationen in verschiedenen Umweltproben (Messplan, Zeitreihen)
- Modellierung oder Abschätzung (assessment) anhand verschiedener stoffspezifischer Daten.

vorsorgliche Beurteilung von Stoffeinträgen

Da eine Beurteilung des Umweltverhaltens von Stoffen *bereits vor der Verwendung* nötig ist, gewinnt die Methode des Abschätzens (assessment) in der Ökotoxikologie zunehmend an Bedeutung. Bei der Expositionsanalyse werden Eintrag und Verteilung von Stoffen in der Umwelt betrachtet. Wichtige Grundlagen dafür liefern die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften.

Wirkungsanalyse

Antworten auf die zweite Frage liefert die sogenannte *Wirkungsanalyse*. Eine Wirkungsanalyse untersucht mögliche Wirkungen von gegebenen oder abgeschätzten Umweltkonzentrationen eines oder mehrerer Stoffe auf Individuen, Populationen und Ökosysteme. Folgende Auswirkungen von Stoffen müssen in Betracht gezogen werden:

- Schädigung von Organismen
- Störung von Populationen und Ökosystemen
- Schädigung der menschlichen Gesundheit mittelbar über die Umwelt, das heisst indirekt über Emissionen (Störfälle, "normale" Dauerbelastungen)
- Nutzungsbeschränkungen (Ertragsminderung bei Getreide durch Ozon, Schäden an Gebäuden, Evakuierung von Katastrophengebieten etc.)

Unterschiede zu den üblichen toxikologischen Betrachtungen sind insbesondere:

- Meist müssen die Wirkungen kleiner, unter den bekannten Schwellenwerten liegender Stoffkonzentrationen abgeschätzt werden.
- Meistens liegen Stoffgemische vor, nicht Einzelstoffe.

- Umweltfaktoren können Stoffe transformieren und die Empfindlichkeit der betroffenen Organismen beeinflussen.
- Überwiegend sind nicht Einzelorganismen betroffen, sondern ganze Lebensgemeinschaften.

Wirkungen, die in die Ökobilanzierung einbezogen werden:

Bei der Charakterisierung von Stoffen gemäss SETAC (1993) und Heijungs (1992) werden folgende Wirkungen von Stoffen in die Ökobilanzierung einbezogen:

- Abbau abiotischer Ressourcen
- Abbau biotischer Ressourcen
- Treibhauseffektförderung
- Abbau der Ozonschicht
- Humantoxizität
- Ökotoxizität (Toxizität gegenüber Wasser- und Bodenlebewesen)
- Bildung von Photooxidation (Förderung von Photosmog)
- Säurewirkung
- Düngewirkung
- Abwärme
- Gerüche
- Lärm
- Schädigung von Ökosystemen und Landschaft (ausgedrückt als Flächenverbrauch)
- Todesopfer

In Kapitel 2.4.2.4 wird näher auf diese Wirkungen eingegangen.

2.2.3 Zusammenfassung: Ökotoxikologie und Ökobilanzen

Es ist kein Wunder, dass eines der führenden wissenschaftlichen Gremien, die sich mit Ökobilanzen befassen, die SETAC¹, ursprünglich aus dem Gebiet der Ökotoxikologie stammt. Dennoch gibt es wesentliche Unterschiede zwischen einer Ökotoxikologischen Risikoanalyse und einer Ökobilanz. Die Ökobilanzierung basiert auf einem Globalansatz, welcher in den meisten Fällen die lokalen Gegebenheiten nicht berücksichtigt, während die Ökotoxikologie diesen versucht Rechnung zu tragen, jedoch im allgemeinen die globalen Umstände, wie den Lebensweg nicht berücksichtigt. Auf Grund des Globalansatzes kann die Ökobilanzierung im Allgemeinen die Auswirkungen z.B. auf Grund einer Emission eines Stoffes nur allgemein, das heisst für eine Grossregion oder die Welt, berücksichtigen. Oft beschränken sich Ökobilanzen auch auf die Bestimmung von *Wirkungspotentialen*. Ob die betrachtete Wirkungsweise überhaupt zum Tragen kommt, wird bei verschiedenen Methoden nicht abgeklärt (es gibt keine Expositionsanalyse). Methoden, welche eine Expositionsanalyse verwenden, sind streng genommen nur für Einwirkungen in der zu Grunde liegenden Region gültig, was bis zu einem gewissen Grad im Widerspruch zum Globalansatz der Ökobilanz steht.

Je nach Fragestellung ist es deshalb nötig, für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Stoffen die Ökobilanz mit einer Expositionsanalyse, welche die lokalen Gegebenheiten berücksichtigt, zu ergänzen. Falls man mit der Expositions-

¹ Society of Environmental Toxicology and Chemistry

analyse begonnen hat, kann eine Lebenszyklusbetrachtung eine wertvolle Ergänzung darstellen.

2.2.4 Der Einflussbereich von Ökobilanzen

Das Ausmass der Schädigung unserer Umwelt mit Schadstoffen und durch den Abbau von Ressourcen wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Autoren wie Basler (1971, p. 86), oder Daly (1991, p. 78) haben dies mit der nachstehenden Formel ausgedrückt:

$$\text{Umweltschäden} = \text{Bevölkerung} \cdot \frac{\text{Bedürfnis}}{\text{Person}} \cdot \frac{\text{Konsum}}{\text{Bedürfnis}} \cdot \frac{\text{Stofffluss}}{\text{Konsum}} \cdot \frac{\text{Umweltwirkung}}{\text{Stofffluss}} \cdot \frac{\text{Umweltschaden}}{\text{Umweltwirkung}} \quad (1.3)$$

(1) (2) (3) (4) (5)

Erstens spielt die Menge der persönlichen Bedürfnisse eine Rolle (1). Eine Person kann beispielsweise ein Buch oder zehn Bücher pro Monat lesen. Zweitens kann ein Bedürfnis mit mehr oder weniger Konsum befriedigt werden (2). So kann ich beispielsweise ein Buch ausleihen statt es zu kaufen. Drittens variiert der mit einem Konsum verbundene Material- und Energiedurchsatz (3). Die Herstellung eines Buches kann mit Altpapieranteil, regionalen Rohstoffen und optimiertem Energieeinsatz hergestellt werden.

Viertens unterscheidet sich die durch Material- und Energiedurchsatz verursachte Umweltbelastung (4). Durch das Verwenden von Sauerstoff anstelle von Chlor im Bleichprozess des zur Buchherstellung verwendeten Papiers können Chlor-emissionen in die Atmosphäre vermieden werden. Fünftens unterscheiden sich die durch eine Umweltbelastung verlorenen oder beeinträchtigten Leistungen der Ökosysteme (5). Wird das versäuernd wirkende Chlor in einen gut mit Kalk gepufferten Mittellandsee ausgerechnet, ist der Umweltschaden weitaus geringer als wenn das Chlor atmosphärisch verfrachtet und in einen Bergsee mit kristallinem Untergrund (d.h. ohne genügend Pufferkapazität) eingetragen wird.

Insgesamt können mit dieser Formel die einzelnen Aspekte der durch die Bedürfnisse eines Menschen verursachten Umweltschäden sichtbar gemacht werden. Zusätzlich zu diesen fünf Faktoren spielt natürlich die Anzahl Menschen und damit die Weltbevölkerung ebenfalls eine wichtige Rolle.

Die Ökobilanzierung bietet Hilfe, die folgenden drei Bereiche zu optimieren, wobei die Optimierung jeweils über den (als eingehalten angenommenen) gesetzlichen Rahmen hinaus erfolgt:

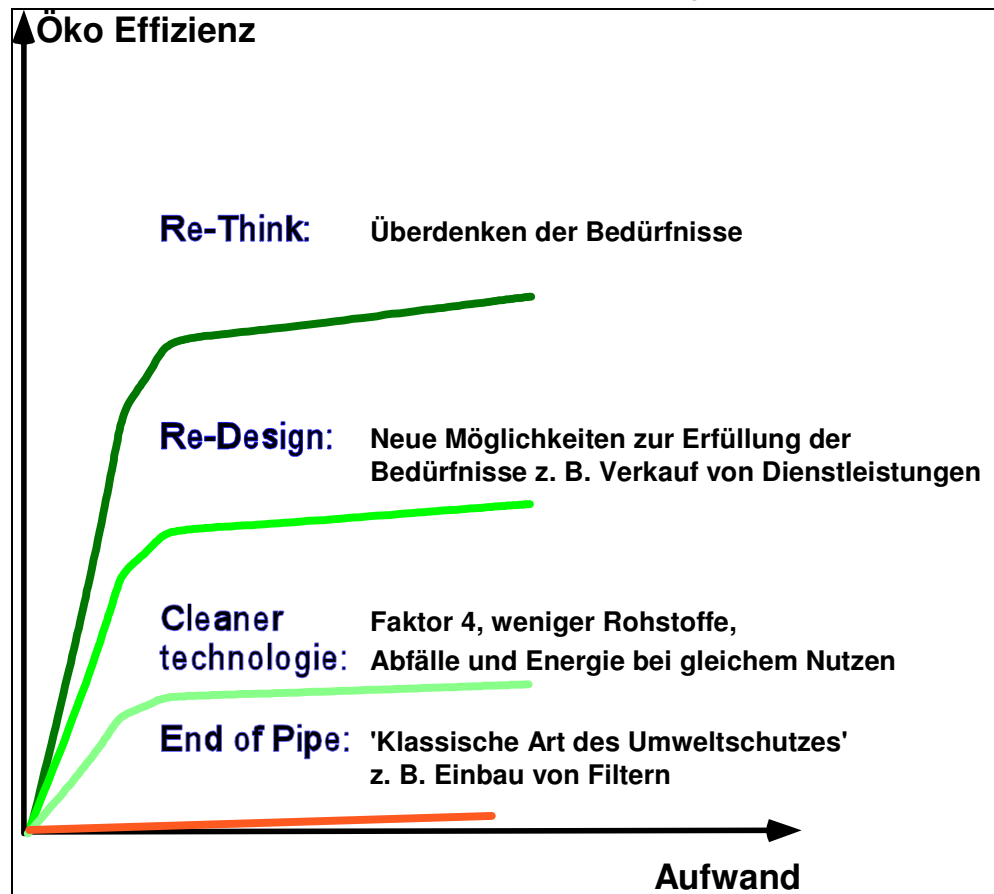
- Maximieren der durch ein Produkt abdeckbaren Bedürfnisse, z.B. durch das Entwickeln langlebiger Produkte, die gemeinsam benutzt werden können (2).
- Minimieren der für ein Produkt erforderlichen Material- und Energieflüsse (3).
- Minimieren der mit Material- und Energieflüssen verbundenen Umweltbelastungen durch Emissionen und Abfälle, z.B. durch Anwenden von "Clean Technology" (4).

Somit kann die Ökobilanzierung helfen um von End of Pipe Lösungen zu Cleaner Technology zu gelangen oder sogar zu neuen Ansätzen zur Erfüllung der Bedürfnisse (Re-Design). Für ein Hinterfragen der Bedürfnisse benötigt es sicher mehr als

eine Ökobilanz. Diese kann jedoch helfen zur Sensibilisierung und Förderung des Bewusstseins.

Abbildung: 4

Verschiedene Ansätze zur Reduktion der Umweltauswirkungen und deren Effizienz.



Der letzte Faktor (5) quantifiziert den Umweltschaden pro Emission. Er ist rein beschreibender Natur, weshalb hier im Rahmen der Ökobilanz keine Optimierungsmöglichkeit besteht. Zudem können derzeit regionale Unterschiede in Bezug auf Umweltschäden in Ökobilanzen nur begrenzt berücksichtigt werden (siehe Abschnitt 1.3.4).

Produkt-Ökobilanzen machen zudem keine Aussagen darüber, wie viele Bedürfnisse sich eine Person befriedigen kann/darf (Faktor (1)). Produkt-Ökobilanzen können somit keine Aussage über die umweltbezogene Zukunftsfähigkeit von Gesellschaften machen. Sie können aber helfen, die Umweltschäden pro Bedürfniseinheit (z.B. eine Stunde Lesen) zu reduzieren und minimieren¹.

Die Produkt-Ökobilanz ist somit auf der mikroökonomischen Ebene anzusiedeln und zeigt eine komplementäre Eigenschaft zum heutigen Preissystem. Das heutige Preissystem einer freien Marktwirtschaft ermöglicht die optimale Allokation der klassischen Produktionsfaktoren Arbeit, Kapital und Boden während die Produkt-Ökobilanz dazu dient, die immer knapper werdenden Umweltleistungen unter den potenziellen Nutzern optimal aufzuteilen. Wären die mit der Beeinträchtigung der

¹ Betrachten wir die natürliche Umwelt als Schiff und die Umweltbelastung als deren Ladung: Produkt-Ökobilanzen können das Sinken des Schiffes nicht verhindern. Sie dienen aber zur optimalen Beladung des Schiffes und damit dazu, das Sinken des Schiffes auf den spätestmöglichen Zeitpunkt hinauszuzögern.

Umweltleistungen verbundenen Auswirkungen in das Preissystem integriert, wären separate Ökobilanzbetrachtungen hinfällig.

2.3 Arten von Ökobilanzen

Lernziel: Kennen der wichtigsten Arten von Ökobilanzen und ihrer Anwendungsgebiete

Ökobilanzen können nach verschiedenen Kriterien eingeteilt werden. Im Folgenden erfolgt eine Einteilung entsprechend dem inhaltlichen und dem zeitlichen Untersuchungsrahmen. Beim inhaltlichen Untersuchungsrahmen wird unterschieden, ob sich die Bilanz auf den Lebensweg eines gesamten Produktes oder eines Systems bezieht oder ob sich die Bilanz auf einen Betrieb oder einen Prozess beschränkt. Beim zeitlichen Untersuchungsrahmen wird unterschieden, ob die Bilanz einen bestehenden Zustand beschreibt (attributional LCA) oder die möglichen Konsequenzen eines Entscheides modelliert (consequential LCA)

2.3.1 Einteilung nach inhaltlichem Untersuchungsrahmen

2.3.1.1 Produktbilanz (Lebenszyklusanalyse, LCA)

Die Produktbilanz dokumentiert:

- die Energieflüsse,
 - die benötigten Rohstoffe,
 - die benötigten Hilfsstoffe,
 - die benötigten und entstehenden Zwischenprodukte,
 - die Infrastruktur
 - die anfallenden Abfälle sowie
 - die Emissionen und weiteren Einflüsse
- über den gesamten Lebensweg eines Produktes.

Im Idealfall bewertet die Produktbilanz:

- die dabei entstehenden Emissionen von Stoffen in die Umwelt (Boden, Wasser und Luft)
- den Bedarf an mineralischen und energetischen Ressourcen sowie an Lebensräumen.

Die Produktbilanz wird verwendet um

- die ökologischen Schwachstellen im Lebenszyklus zu eruieren und daraus Optimierungspotentiale abzuleiten.
- Produkte mit denselben Eigenschaften zu vergleichen, siehe auch Kapitel 2.4.1.1 (funktionelle Einheit). Zum Beispiel als Entscheidungsbasis für den Einkauf oder in der Kommunikation und PR.

Typischerweise umfasst eine Produktbilanz den gesamten Lebensweg von der Wiege bis zur Bahre, also von der Rohstoffgewinnung bis zur Wiederverwertung, bzw. Entsorgung (cradle to grave). Ein Spezialfall ist die Beschränkung auf den Lebensweg von der Wiege bis zum Fabriktor (cradle to gate), welcher nur die Herstellung des Produktes umfasst. Dies wird vor allem von Branchenverbänden berit-

gestellt und in Ökoinventar-Datenbanken verwendet, z.B. Daten zur Bereitstellung von Grundstoffen, wie Metalle, Chemikalien, Kunststoffe etc. Diese Daten können dann für verschiedene Bilanzen verwendet werden, indem sie mit den entsprechenden Prozessen der Weiterverarbeitung, des Gebrauchs und der Verwertung ergänzt werden.

2.3.1.2 Systemanalysen oder strategische Bilanzen

Die Systemanalyse ist bezüglich des Umfangs vergleichbar mit der Produktebilanz, jedoch untersucht sie nicht ein Produkt oder eine Dienstleistung sondern ein System, wie z.B. das System des Aluminiumrecyclings in der Schweiz. Solche Bilanzen werden u.a. verwendet, um strategische Entscheide zu fällen und beinhalten neben einer beschreibenden Bilanz auch einen konsequentiellen Aspekt, siehe Kapitel 2.3.2.

2.3.1.3 Betriebsbilanz

Die Betriebsbilanz (siehe auch Kapitel 3.1) dokumentiert und bewertet für einen festgelegten Zeitraum:

- Stoff- und Energiemengen, die in den Betrieb eingehen (Input)
- Stoff- und Energiemengen, die den Betrieb verlassen (Output)
- Emissionen am Standort sowie infolge der Energiebereitstellung und Abfallentsorgung
- Ressourcenbedarf durch die Energiebereitstellung und Entsorgung
- Bestände an Liegenschaften, Anlagen und Material (ev. auch Personalbestand) und die Änderung des Bestandes

Teilweise werden auch die Emissionen und der Ressourcenbedarf zur Herstellung der eingekauften Grundstoffe berücksichtigt.

Für Betriebe finden Ökobilanzen Anwendung als Informationsinstrumente und Entscheidungshilfen. Sie erlauben dem Betrieb, seine ökologischen Auswirkungen einzuschätzen und kommen daher als neues, strategisches Instrument des internen Controllings zum Einsatz. Insbesondere dient das Instrument dem systematischen Aufdecken der ökologischen und ökonomischen Schwachstellen und Einsparpotentiale. Dadurch liefert es dem Umweltmanagement für den Optimierungsprozess des Betriebs rationale Entscheidungskriterien, welche zur Planung, Umsetzung, Steuerung und Erfolgskontrolle eines betrieblichen Umweltprogramms notwendig sind. Die Ökobilanz-Methoden sind daher ein Grundbaustein des betrieblichen Umweltinformationssystems und der umweltverantwortlichen Betriebsführung.

Abbildung: 5 Ablauf eines Umweltmanagementsystems



Neben den internen Funktionen als Instrument zur Unternehmensführung und der Mitarbeitermotivation bildet die Ökobilanz einer Firma eine Sprachbasis in der Kommunikation mit den verschiedenen externen Anspruchsgruppen, indem sich ein Unternehmen auf eine objektivierte ökologische Beurteilung abstützen kann (Tabelle 3).

Tabelle 3 Anwendungsbereiche einer Betriebsbilanz (aus Hopfenbeck et. al. 1993)

Interne Funktion	Externe Funktion
• Beurteilung der Umwelteinwirkungen des Unternehmens und der Prozesse • Früherkennung und Reduktion von Fehleinschätzungen • Strategisches Instrument des internen Controllings durch Informationsbeschaffung, Erfassung beurteilungsrelevanter Infos, Analyse und Zielfindung, Planung und Steuerung • Erfolgskontrolle der eingeführten Massnahmen • Dezentralisieren der Umweltverantwortung an die Bereiche und Mitarbeiter • Motivation und Sensibilisierung der Mitarbeiter als Folge von Kompetenzzuwachs (Personalentwicklung)	• Sprachbasis zur/in der Beurteilung der Umwelteinwirkungen eines Unternehmens in der Kommunikation mit den Anspruchsgruppen • Schaffen von Vertrauen, Glaubwürdigkeit und Kompetenz in der Öffentlichkeit • Marketingargument • Aquisitionsargument bei der Vergabe und Beschaffung von Aufträgen nach ökologischen Kriterien

2.3.1.4 Prozessbilanz

Die Prozessbilanz dokumentiert und bewertet:

- Stoff- und Energiemengen, die in einen Prozess eingehen (Input)
- Stoff- und Energiemengen, die einen Prozess verlassen (Output)
- Emissionen durch den Prozess sowie infolge der Energiebereitstellung und Abfallentsorgung
- Ressourcenbedarf durch die Energiebereitstellung und Entsorgung

Verwendet wird die Prozessbilanz zur Optimierung von Prozessen, z. B. durch verändern der Prozessführung und beurteilen der verschiedenen Varianten. Die Anwendungsbereiche sind vergleichbar mit denjenigen der Betriebsbilanz, jedoch beziehen sie sich typischerweise auf Teilbereiche von Betrieben.

2.3.2 Einteilung nach zeitlichem Untersuchungsrahmen

2.3.2.1 Beschreibende Ökobilanz (attributional LCA)

Bei der beschreibenden Ökobilanz steht die Frage im Zentrum, wie hoch sind die Umweltauswirkungen durch einen bestehenden Prozess oder die Bereitstellung einer bestehenden Dienstleistung. Wobei sich der zeitliche Rahmen auf einen Zustand in der Vergangenheit oder einen aktuellen Zustand beziehen kann. Die Beantwortung dieser Frage kann zumindest theoretisch genau beantwortet werden, wenn der entsprechende Aufwand für die Datenerfassung getrieben werden könnte. In der Realität sind auch solche Bilanzen mit Unsicherheiten behaftet, da auch hier Abschätzungen und Annahmen getroffen werden müssen, um den gesamten Lebensweg abzubilden. Typischerweise werden solche Bilanzen erstellt, um den Ist Zu-

stand eines Produktes, einer Dienstleistung oder eines Betriebes zu erfassen und daraus Schwachstellen und Optimierungspotentiale abzuleiten.

2.3.2.2 Konsequentielle Ökobilanz (consequential LCA)

Bei einer konsequentuellen Ökobilanz steht die Frage im Vordergrund, welches sind die Konsequenzen einer Entscheidung. So kann z.B. eine Wärmepumpe zur Bereitstellung von Wärme unter Berücksichtigung des lokalen Strom-Mixes mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden sein, als eine Heizung welche direkt fossile Energieträger nutzt. Falls jedoch Wärmepumpen gefördert werden und eine hohe Verbreitung finden, so kann die Konsequenz sein, dass vermehrt Kohle- oder Nuklear--Strom importiert wird und die Umweltbelastung der Wärmepumpe höher ausfällt. Solche Effekte sind auch unter dem Namen Rebound Effekt bekannt.

Typisch für solche Bilanzen ist, dass die Konsequenzen in der Zukunft liegen und somit heute nicht gemessen oder anderweitig bestimmt werden können. Jedoch können mögliche Konsequenzen mit Szenarien abgebildet und damit die möglichen Umweltauswirkungen bestimmt oder zumindest abgeschätzt werden. Sinnvollerweise werden konsequentielle Ökobilanzen als zweiter Schritt verwendet, nachdem mit einer beschreibenden Ökobilanz die Schwachstellen eruiert wurden, um die Konsequenzen von möglichen Optimierungen abzuschätzen. Ebenso wichtig ist die Anwendung in strategischen Ökobilanzen und Systemanalysen. Weiter wird dieser Ansatz verwendet, um die Auswirkungen von unsicheren Entscheiden bei der Erstellung einer Ökobilanz abzubilden und damit zu eruieren, ob die Resultate der Bilanz aussagekräftig sind, siehe auch Kapitel 4.6.

2.4 Vorgehen bei der Ökobilanzierung

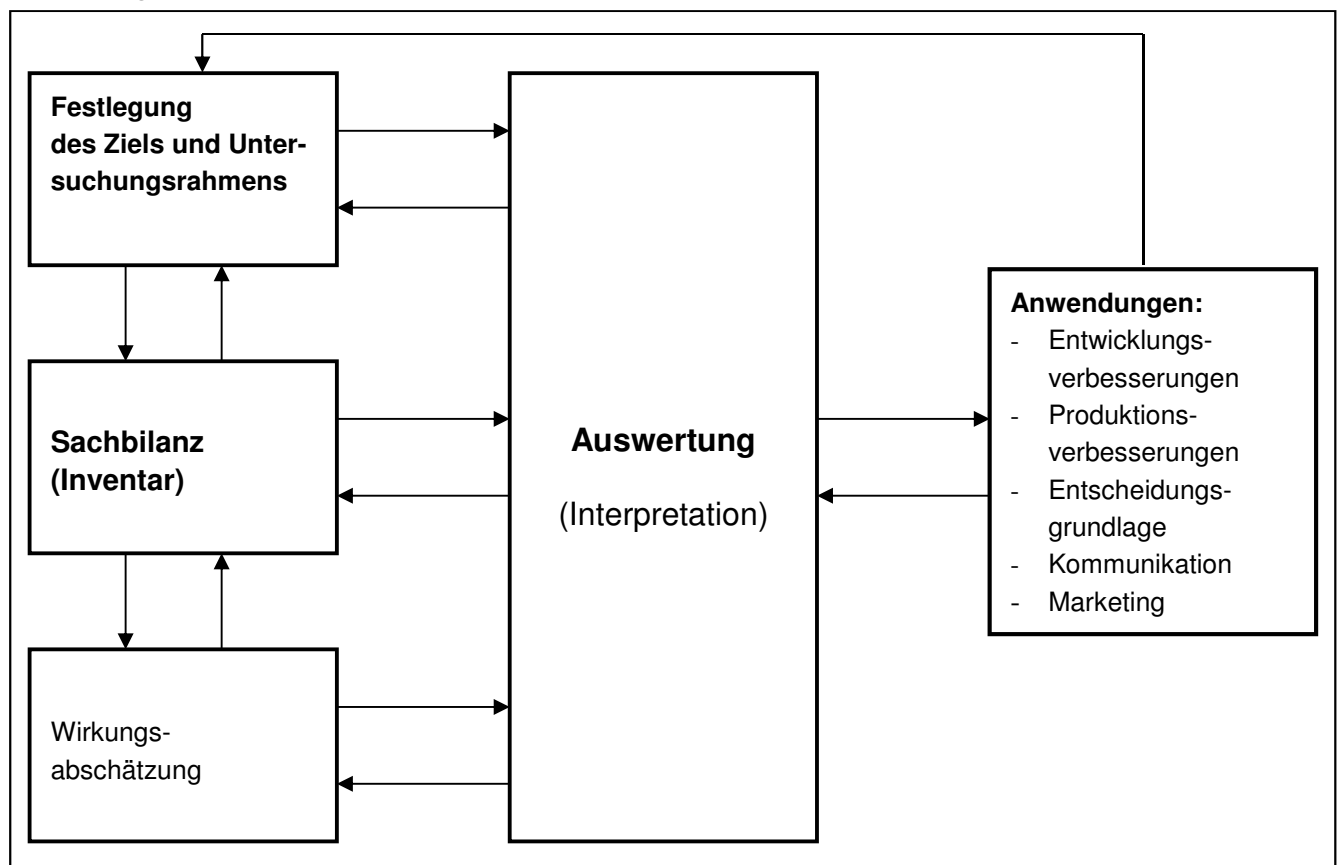
Lernziel: Kennenlernen des grundsätzlichen Aufbaus von Ökobilanzen. Kennenlernen und Anwendenkönnen verschiedener Methoden der Wirkbilanz und der Bewertung. Erfassen von Vor- und Nachteilen der verschiedenen Methoden.

Wie ursprünglich von SETAC (1993) vorgeschlagen und von ISO 14'040 übernommen, umfasst eine Ökobilanz die folgenden Schritte (vgl. Abbildung: 6):

- Festlegen des Zielsystems und der Rahmenbedingungen
- Erfassen der relevanten Stoff- und Energieströme sowie weiterer Einwirkungen auf die Umwelt (*Sachbilanz*)
- Bestimmen der Auswirkungen auf die Umwelt (*Wirkbilanz*)
- Bewerten der Umweltauswirkungen aufgrund der Zielsetzungen (*Bewertung*)
- Erarbeiten von Massnahmen (*Optimierung*) und ggf. Überarbeitung der Ziele

Wie Abbildung: 6 zeigt, ist dies kein linearer Prozess, sondern ein interaktiver Erkenntnis- und Optimierungsprozess.

Abbildung: 6 Schritte einer Ökobilanz nach ISO 14'040ff



2.4.1 Zielsetzung

Damit eine Bilanz transparent und damit nachvollziehbar wird, müssen die Ziele und Rahmenbedingungen zu Beginn klar definiert werden.

Mögliche Ziele sind z.B.:

- Prozessoptimierung
- Produktoptimierung
- Schwachstellenanalyse
- Information betriebsintern
- Information betriebsextern

Je nach Ziel müssen die Rahmenbedingungen unterschiedlich gesetzt werden. Besonders wichtig ist die Wahl und klare Dokumentierung der funktionellen Einheit und der Systemgrenzen.

2.4.1.1 Wahl der "Funktionellen Einheit"

Die Bewertung eines Produktes oder Prozesses muss immer relativ zu Alternativen mit gleichen oder ähnlichen spezifischen Eigenschaften durchgeführt werden. Damit nicht Äpfel mit Birnen verglichen werden, muss das Produkt oder die Dienstleistung mit Produkten oder Dienstleistungen verglichen werden, welche denselben Nutzen erbringen bzw. dieselbe Funktion erfüllen. Die Grösse, auf welche sich der Vergleich bezieht, wird als *funktionelle Einheit* bezeichnet. Je nach Art der Bilanz können als funktionelle Einheit beispielsweise gewählt werden:

Produktbilanz:

- pro Liter Nutzinhalt (bei Verpackungen),
- pro transportierte Menge und Distanz (bei Transportsystemen)
- pro m² Wärmedämmsystem mit derselben Wärmedämmleistung (bei Dämmstoffen)

Betriebsbilanz:

Beispiele für mögliche funktionelle Einheiten sind:

- pro Jahr,
- pro Wertschöpfung,
- pro m² bedruckte Fläche (bei einer Druckerei)
- oder pro transportierte Tonne und Kilometer (tkm) (bei einem Transportunternehmen).

Prozessbilanz:

Beispiele für mögliche funktionelle Einheiten sind:

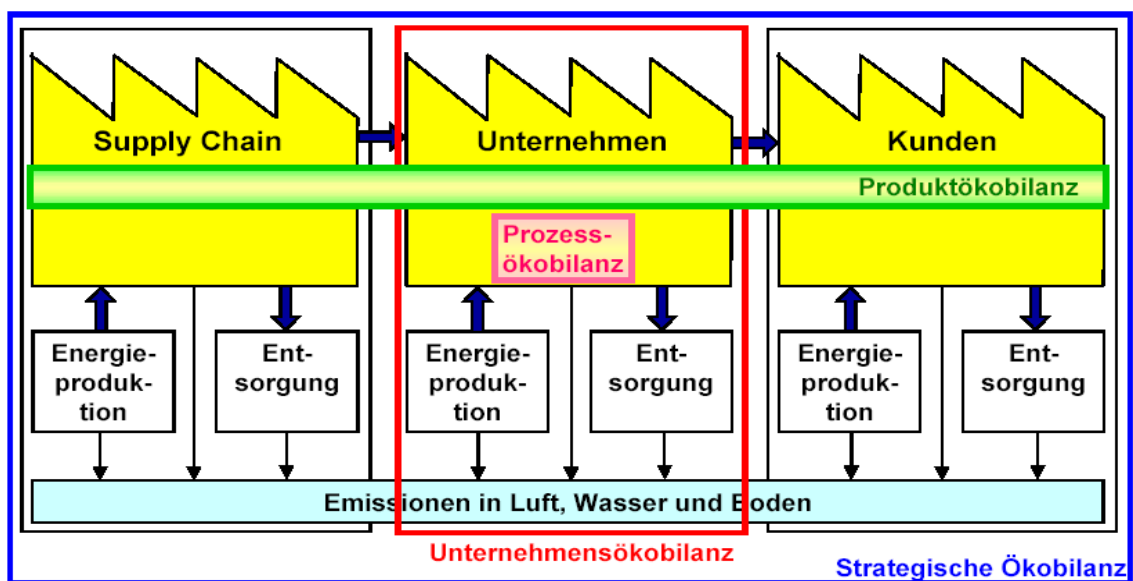
- pro kg Output oder
- pro Betriebsstunde

2.4.1.2 Wahl der Systemgrenzen

Die Systemgrenzen definieren, welche Prozesse und vorgelagerten Prozesse berücksichtigt werden. Weiter müssen der zeitliche und geographische Rahmen der verwendeten Daten sowie die zu untersuchenden Umweltauswirkungen festgelegt werden.

Aufwendungen für die Herstellung nicht mengenrelevanter Hilfsstoffe (Antioxidantien, Katalysatoren, Farbstoffe, Füllstoffe etc.) und Verpackungen können im Allgemeinen vernachlässigt oder abgeschätzt werden, falls bekannt ist, dass sie nicht mit relevant überdurchschnittlichen Umweltauswirkungen verbunden sind. Soweit möglich können die Belastungen, die infolge der Herstellung und Errichtung von Produktionsstätten und Infrastruktur (Gebäude, Maschinen, Strassen) entstehen, berücksichtigt werden. Bei industriellen Prozessen fallen im allgemeinen diese Belastungen aufgrund der langjährigen Nutzung und der hohen Auslastung nicht stark ins Gewicht, da sie auf die gesamte produzierte Menge aufgeteilt werden. Im Gegensatz dazu kann z. B. bei Geräten die Herstellung relevant sein, wenn diese nur selten gebraucht werden. So werden z. B. Erntemaschinen nur kurze Zeit im Jahr genutzt.

Abbildung: 7 Systemgrenzen bei den verschiedenen Arten von Bilanzen



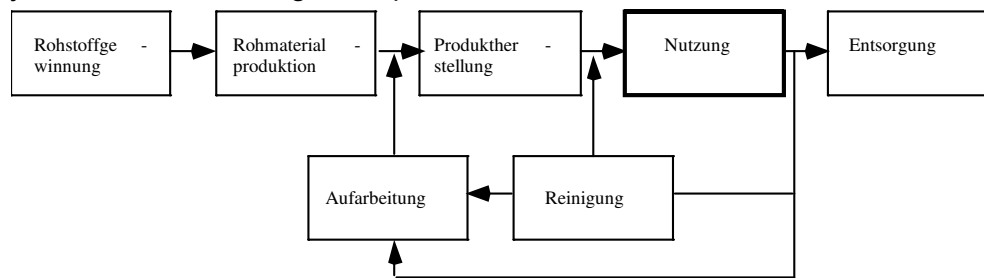
Produktbilanz

Die Produktbilanz dokumentiert und bewertet:

- alle Stoff- und Energiemengen, die im gesamten Lebenszyklus eines Produkts eingehen oder emittiert werden
- alle Stoff- und Energiemengen, die bei der Herstellung dieses Produkts anfallen

Eine Studie wird dann als Lebenszyklusanalyse bezeichnet, wenn die Belastungen des zu betrachtenden Produktes von der Grundstoff- und Energiebereitstellung, über eventuell mehrere Produktionsschritte sowie der Nutzung bis zur Entsorgung erfasst wird (vgl. Abbildung: 8). Somit stellt eine Lebenszyklusanalyse höhere Anforderungen an die Datenbeschaffung.

Abbildung: 8 Schematische Darstellung des Lebenszykluses eines Produktes (die Transporte sind jeweils den Vorstufen zugeordnet)



Betriebsbilanz

Die Betriebsbilanz dokumentiert und bewertet für einen festgelegten Zeitraum (mit Vorteil für das Geschäftsjahr):

- alle Stoff- und Energiemengen, die in den Betrieb eingehen (Input)
- alle Stoff- und Energiemengen, die den Betrieb verlassen (Output)
- alle vorhandenen Bestände an Liegenschaften, Anlagen und Material (ev. auch Personalbestand) sowie die Bestandesänderungen

Ziel der Betriebsbilanz ist es, eine Gesamtschau über die ökologisch bedeutsamen Auswirkungen der Aktivität eines Betriebs zu gewinnen. Grundsätzlich werden deshalb nur die direkten Auswirkungen des Betriebes berücksichtigt. Aufgrund der Relevanz müssen bei einer Betriebsbilanz ebenso die Umwelteinwirkungen der Energiebereitstellung und der Entsorgung miteingeschlossen werden.

Sowohl im Rahmen der EMAS-Verordnung als auch der ISO-14000 Normfamilie ist die Betriebsbilanz das geeignete Mittel, um die Daten zur Bestimmung der relevanten Umweltauswirkungen eines Betriebs systematisch zu erfassen.

Prozessbilanz

Die Prozessbilanz dokumentiert und bewertet:

- alle Stoff- und Energiemengen, die in einen Prozess eingehen (Input)
- alle Stoff- und Energiemengen, die einen Prozess verlassen (Output)
- Infrastrukturbereitstellung, falls relevant

Der Betrachtungsrahmen der Prozessbilanz bezieht sich auf eine Prozesseinheit und auf die von ihr hergestellte Produktmenge während eines bestimmten Zeitraums. Dies setzt daher eine Untergliederung der Betriebsbilanz in einzelne betriebsinterne Prozesse und Verfahren (z.B. die verfahrenstechnischen Produktionsschritte) voraus, die einer detaillierten Betrachtung unterzogen werden müssen (Prozesskettenanalyse).

Ziel der Prozessbilanz ist es, einen Überblick über die ökologische Bedeutung und Effizienz betriebsinterner Prozesse und Verfahren zu gewinnen, in denen Stoff- und Energiemengen umgewandelt werden. Auch bei dieser Bilanz müssen die Umwelteinwirkungen der Energiebereitstellung und der Entsorgung mit eingeschlossen werden.

Geographische Systemgrenze

Als räumliche Systemgrenzen wird bei Lebenszyklusanalysen im Allgemeinen der Globalansatz gewählt, d. h. Importmaterialien werden mit ihren Aufwendungen und Emissionen belastet. Für die Energiebereitstellung und Transporte werden im

Allgemeinen Durchschnittswerte (z. B. Stromverbund Europa UCPTE, Durchschnitt Umwelteinwirkungen der Kunststoffhersteller in Europa) verwendet. Bei Betriebs- und Prozessbilanzen können engere geographische Systemgrenzen gewählt werden.

Zeitliche Systemgrenze

Je nach Langlebigkeit der Produkte müssen mögliche Änderungen z. B. bei der Wiederverwertung und Entsorgung oder Unterhaltsarbeiten mitberücksichtigt werden. Bei kurzlebigen Produkten oder Betriebsbilanzen für ein definiertes Jahr können die Nutzungs- und Entsorgungsabläufe entsprechend den tatsächlichen durchschnittlichen Verhältnissen berücksichtigt werden. Zu beachten ist auch, dass in den meisten Fällen die besten verfügbaren Daten schon einige Jahre alt sind.

Relevante Auswirkungen

Auf Grund der Komplexität des Systems "Natur" ist es nicht möglich, eine Methode zu entwickeln, die alle Einflüsse und ihre Auswirkungen auf die Natur beschreibt, welche durch menschliche Tätigkeiten (z. B. Produktion eines Gutes, Erbringen einer Dienstleistung wie Transportieren, Entsorgen etc.) entstehen. Auch eine Methode, welche sich auf die Stoff- und Energieflüsse beschränkt, muss eine Reduktion auf die "wesentlichen" Aspekte vornehmen. Welche Einflüsse als wesentlich erachtet werden, hängt sicher vom untersuchten System ab. So sind z.B. bei landwirtschaftlichen Systemen die Einflüsse auf Boden und Grundwasser von entscheidender Bedeutung. Bei industriellen Prozessen treten Einflüsse auf den Boden und das Grundwasser im Allgemeinen nur in Störfällen auf, jedoch sind im Allgemeinen die benötigten Ressourcen, Luft- und Wasseremissionen von entscheidender Bedeutung. Die ISO Norm 14'040 verlangt, dass die relevanten Auswirkungen berücksichtigt werden.

Die Festlegung, welche Auswirkungen relevant sind hängen abgesehen von gesellschaftlichen und persönlichen Prioritäten auch stark vom momentanen Wissensstand ab und wird von Fachleuten unterschiedlich bewertet. Im Folgenden werden einige oft als relevant erachtete Auswirkungen aufgeführt:

- Rohstoffbedarf
- energetische Ressourcen
- Abfall
- Klimaveränderung
- photochemische Ozonbildung
- Toxizität in Luft und Wasser
- Säurebildung
- Eutrophierung
- Versalzung
- Bodenfruchtbarkeit
- Artenvielfalt
- Radioaktivität
- Flächenbedarf

Für die Beschreibung der verschiedenen Auswirkungen wird auf Kapitel 2.4.2.4 verwiesen.

2.4.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz werden alle Einflussgrößen, wie Emissionen, Ressourcenbedarf, verwendete Materialien und Energieträger, Entsorgungswege etc. gesammelt und ähnlich einer Buchhaltung zusammengestellt. Dies ist im Allgemeinen einer der aufwendigsten Schritte im Rahmen der Erstellung einer Ökobilanz. Um den Aufwand in Grenzen zu halten ist es daher ein pragmatisches Vorgehen notwendig.

In diesem Schritt treten unter anderem die folgenden Schwierigkeiten auf:

- Beschreibung des betrachteten Systems siehe Kapitel 2.4.2.1
- Umgang mit Datenlücken siehe Kapitel 2.4.2.2
- Umgang mit Nebenprodukten siehe Kapitel 2.4.2.3

Ein Handbuch zur Erfassung von Daten wurde von der UNEP erarbeitet (Shonan Guidance principles, 2011).

2.4.2.1 Beschreibung des Systems: Vom betrieblichen Rechnungswesen zur Sachbilanz *

In der Sachbilanz werden ein Modell für das zu bilanzierende Produktsystem entworfen und die Energie- und Stoffflüsse der mit der Nutzung eines Produktes verbundenen Prozesse erfasst. Diese umfassen

- a) die Beziehungen eines Prozesses mit andern Prozessen und
- b) die Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt.

a) Beziehungen eines Prozesses mit andern Prozessen

In einer arbeitsteiligen Wirtschaft ist jede wirtschaftliche Aktivität zur Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produktes auf Vorleistungen anderer Akteure angewiesen. So benötigt die Herstellung einer Brennstoffzelle u.a. keramische Werkstoffe, die von einem darauf spezialisierten Hersteller geliefert werden, die Nutzung der Brennstoffzelle ist auf die Lieferung eines geeigneten Energieträgers (z.B. Wasserstoff oder Erdgas) angewiesen *et cetera*.

b) Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt

Die einzelnen Prozesse tauschen mit der sie umgebenden natürlichen Umwelt Energie- und Stoffflüsse aus. Die keramischen Werkstoffe der Brennstoffzelle werden aus mineralischen Rohstoffen hergestellt, die von geeigneten natürlichen Rohstofflagern gewonnen werden müssen. Ebenso wird das Erdgas aus natürlichen Lagerstätten gefördert. Im Betrieb der Brennstoffzelle sind Schadstoffemissionen (z.B. CO₂) zu gewärtigen, die an die Umwelt abgegeben werden.

Darstellung der Stoff- und Energieflüsse nach ökonomischen Gesichtspunkten

Da die Ökobilanz als eine das heutige Preissystem ergänzende Methode aufgefasst wird, dienen zur *Identifikation* der an der Herstellung eines Produktes beteiligten Firmen die bestehenden ökonomischen Beziehungen und nicht die (physikalischen) Energie- und Stoffflüsse. Die Richtung der Geldströme (Ausgaben resp. Einnahmen) bestimmen zudem ob eine Vorleistung (ein Halbfabrikat oder eine Dienstleistung) benötigt wird oder ein Produkt oder eine Dienstleistung als Resultat eines Produktionsprozesses angeboten wird. Sind die beteiligten Firmen und Prozesse identifiziert werden dann die dazugehörigen Energie- und Stoffflüsse quantifiziert.

* Dieses Kapitel wurde dem Vorlesungsskript der ETH 'Methoden der Bewertung von Umwelttechnik' Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

Die Identifikation nach ökonomischen Gesichtspunkten hat insbesondere Konsequenzen bei der Modellierung der Stromerzeugung und der Entsorgung. Einem Strombedarf werden nicht diejenigen Kraftwerke zugeordnet, die aufgrund der *physikalischen* Flüsse den bezogenen Strom liefern, sondern diejenigen, die aufgrund der *vertraglichen* Abmachungen den nachgefragten Strom erzeugen. Das Entsorgen von Betriebsabfällen wird nicht als einen die Firma verlassenden Stofffluss erfasst, sondern als Einkauf und damit Zufluss einer Entsorgungsdienstleistung.

Entsprechend können alle Beziehungen eines Prozesses mit andern anthropogenen Prozessen gemäss der im betrieblichen Rechnungswesen üblichen Struktur eingeteilt werden (siehe Abbildung: 9). Die übergeordnete Einteilung betrifft die Richtung der Geldströme, d.h.

- Einnahmen und
- Ausgaben.

Die Ausgaben können weiter unterteilt werden in Ausgaben für

- | | |
|-------------------------------|-----------------------|
| - Personal, | - Steuern, |
| - Halbfabrikate, | - Zinsen für Kredite, |
| - Dienstleistungen Dritter, | - Dividenden. |
| - Abschreibungen der Anlagen, | |

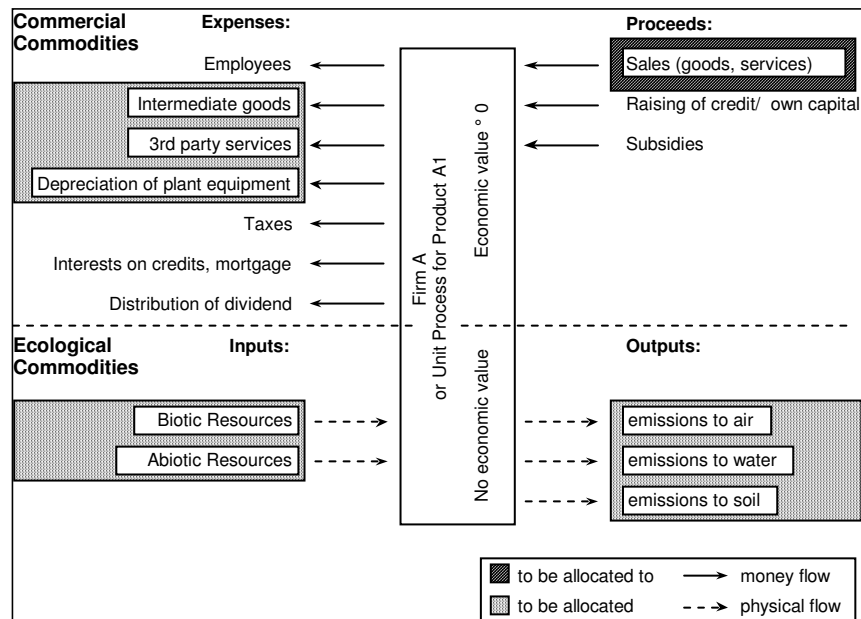
Die Ökobilanz quantifiziert dabei lediglich die mit Halbfabrikaten, Dienstleistungen Dritter und Abschreibungen verbundenen Aktivitäten.

Die Einnahmen können in Einkünfte aus dem Verkauf von Produkten und Dienstleistungen (inkl. Koppel- und Nebenprodukten), aus gewährten Krediten und in staatliche Unterstützung durch Subventionen unterschieden werden. Bei den Einkünften werden in Ökobilanzen in der Regel lediglich der Verkauf von Produkten und Dienstleistungen berücksichtigt.

Diese systematische Repräsentation eines Prozesses erlaubt ein umfassendes Bild seiner ökonomischen In- und Outputs. Es bildet die Grundlage für den Aufbau des ökonomischen Teils von Sachbilanz-Systemmodellen, des sogenannten Produktsystems.

Abbildung: 9

Ökonomische Güter (commercial commodities), d.h. Ausgaben (Expenses) und Einnahmen (Proceeds), sowie umweltliche Güter oder Umwelteinwirkungen (ecological commodities), d.h. Ressourcenbedarf und Emissionen, eines Ökobilanz-Einheitsprozesses (z.B. ganze Firma, alle Produktionsprozesse für ein Produkt, oder einzelner Teilprozessschritt). Die hinterlegten Elemente werden in heutigen Ökobilanzen in der Regel berücksichtigt.



Wechselwirkungen der Prozesse mit der Natur

Die Bilanzierung der Wechselwirkungen von Prozessen mit der Natur (der Umwelteinwirkungen) ist diesbezüglich einfacher, wenn man davon absieht, dass gewisse Prozesse Stoffe benötigen, die gleichzeitig auch als Schadstoff gelten. Dies kann dann wie im Falle der Bindung von CO₂ beim Wachstum von Biomasse als negative Emission verbucht werden.

Im umweltlichen Teil des Systemmodells werden einerseits die Nutzung biotischer und abiotischer Ressourcen (teilweise auch Flächeninanspruchnahme) und andererseits die Freisetzung von Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden quantifiziert.

Ein Einheitsprozess kann nun in Analogie zu Georgescu-Roegen (1971) in Abhängigkeit der Bezugsgrösse (funktionale Einheit) wie folgt analytisch beschrieben werden. Die Aufwendungen, die Emissionen und der Ressourcenbedarf sind abhängig von der Menge abgesetzter Produkte PFU (der funktionellen Einheit, functional unit, FU).

$$0 = \mathcal{F} \left[P(P_{FU}), S(P_{FU}); R(P_{FU}), E(P_{FU}) \right]$$

Wir können die folgenden Kategorien unterscheiden:

- ökonomische Güter: Einkünfte (P), Ausgaben (S);
- umweltliche Güter (Elementarflüsse gemäss ISO 1997, oder auch Umwelteinwirkungen): natürliche Ressourcen (R), Emissionen (E).

Ökonomische Güter

Ökonomische Güter umfassen alle physikalischen und symbolischen Objekte mit einem monetären Wert, die von oder zu einem Prozess fließen. Alle physikalischen und symbolischen Objekte können sowohl auf Seiten der Einkünfte wie der Ausgaben auftreten. Eine kWh Strom, die von einer Firma nachgefragt wird, wird im selben Moment in einem Kraftwerk erzeugt und durch ein oder mehrere Ener-

gieversorgungsunternehmen zur Firma transportiert. Entsprechend verbindet der Geldfluss die Firma mit dem Elektrizitätswerk und dieses mit dem betroffenen Kraftwerk. Die Firma zahlt für die Entsorgung seiner Betriebsabfälle, was das Entsorgungsunternehmen und die Firma miteinander verbindet. Für eine Verarbeitung der Informationen in Ökobilanzdatenbanken wird eine Vorzeichenkonvention benötigt. In den meisten Ökobilanzpublikationen werden Inputs mit einem negativen, Outputs mit einem positiven Vorzeichen notiert.

umweltliche Güter

Der Fluss umweltlicher Güter wird in ISO (1997) als Elementarfluss, in Schaltegger & Kubat (1994) als Umwelteinwirkung bezeichnet. Umweltliche Güter umfassen outputseitig Luft- und Wasserschadstoffe wie SO_x , NO_x , PAH, Phenole, Radioaktive Isotope, *et cetera*, und Schadstoffe, die direkt auf oder in den Boden eingeleitet werden (wie beispielsweise Öl aus Lecks von Überlandpipelines). Inputseitig können Ressourcen ohne Erneuerung ("stocks", wie Eisen, Nickel, Rohöl, Steinkohle oder Uran), erneuerungsfähige Ressourcen ("funds", wie Holz oder Kulturpflanzen) und kontinuierlich "fließende" Ressourcen ("flows", wie beispielsweise Wind, Wasser und Sonnenlicht) unterschieden werden. Die Landnutzung bedarf einer speziellen Betrachtung (siehe z.B. Köllner 2001).

Die Produktionsfunktion kann entsprechend vereinfacht werden und als Vektoren geschrieben werden:

$$0 = \mathcal{F}[\mathbf{a}(a_{FU}), \mathbf{b}(a_{FU})] \quad (2.2)$$

mit $\mathbf{a}$ and $\mathbf{b}$ als Vektoren der Flüsse ökonomischer resp. umweltlicher Güter und a_{FU} als Skalierungsfaktor (Menge der funktionellen Einheit, für die die kumulierten Flüsse umweltlicher Güter berechnet werden sollen).

2.4.2.2 Vorgehen bei der Datenerfassung

Die Erfassung der Daten zu Stoff- und Energieströmen im Rahmen einer Ökobilanz ist aufwändig. Es empfiehlt sich daher, diese Phase sorgfältig zu planen. Das Vorgehen soll alle bisher erwähnten Aspekte berücksichtigen. Wie z.B.:

- Welche Art von Daten werden benötigt (firmenspezifische, durchschnittliche)?
- Für welchen geographischen, zeitlichen und technologischen Geltungsbereich werden Daten benötigt?
- Können gewisse Teile des Produktsystems weggelassen werden?
- Welche Umweltwirkungen müssen berücksichtigt werden und welche Schadstoffe und Ressourcen spielen deshalb eine wichtige Rolle in der Wirkungsabschätzung?

Bei der Vielzahl von zu berücksichtigenden Prozessen, Halbfabrikaten und Dienstleistungen einerseits und den begrenzten zur Verfügung stehenden zeitlichen, finanziellen und personellen Ressourcen andererseits sind Einschränkungen und Annahmen unvermeidbar. Informationen über Schadstoff-Emissionen können beispielsweise aus Gründen der Vertraulichkeit nicht verfügbar sein oder die Informationen sind mit vertretbarem Aufwand nicht auffindbar oder nicht validierbar. Derartige Datenlücken haben die unangenehme Eigenschaft, dass sie in Sensitivitätsbetrachtungen nicht als relevant erkannt werden können.

Aus diesem Grunde wird das Verwenden von Schätzwerten empfohlen, welche eher zu hoch geschätzt sind. Wird ein so geschätzter Teilprozess relevant, so muss die Analyse verfeinert und vertieft werden. Ansonsten kann die Grobschätzung belassen werden, da sie das Endergebnis offensichtlich nicht stark beeinflusst. Weitere Ausführungen zum Thema Datenerfassung werden im Unterkapitel 2.3 gemacht.

Bei der Projektierung einer Ökobilanz ist festzuhalten, ob aktuelle, fallspezifische Daten vor Ort erhoben werden sollen oder ob die Ökobilanz vorrangig auf Literaturwerten basieren soll. Kommen aufgrund beschränkter Ressourcen nur Literaturwerte in Betracht, ist zudem zu spezifizieren, ob die Daten primär öffentlich zugänglichen Ökobilanz-Publikationen und -Datenbanken oder fallspezifischer Fachliteratur zu entnehmen sind.

2.4.2.3 Allokation

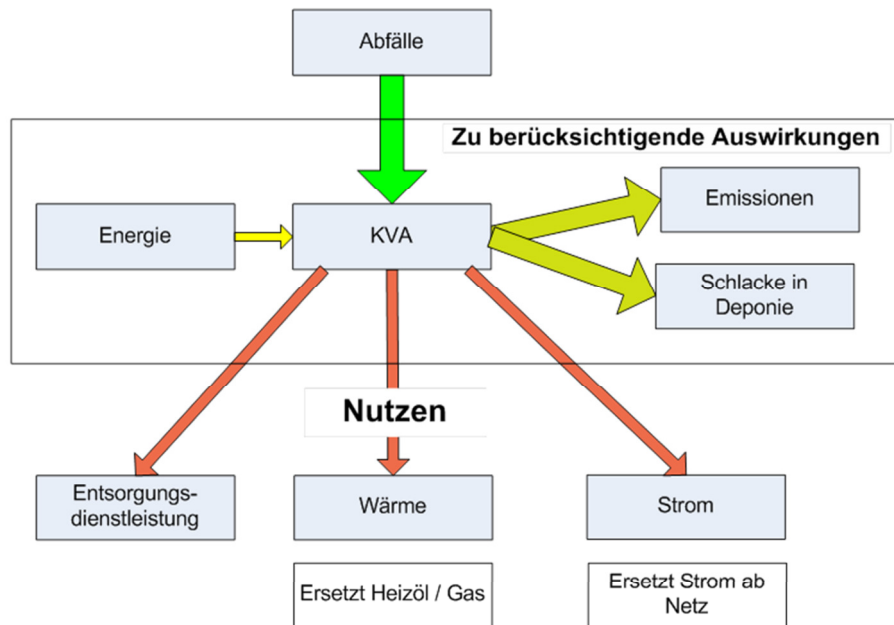
Bei den meisten Prozessen fallen die folgenden Produkte an:

- *Hauptprodukt*
Gewünschtes Produkt oder Zwischenprodukt für den untersuchten Lebenszyklus
- *Koppelprodukte*
Produkte mit einem vergleichbaren ökonomischen Wert wie das Hauptprodukt, welche jedoch im Rahmen des untersuchten Lebenszyklus nicht verwendet werden (z. B. Propylen bei der Produktion von Ethylengas)
- *Nebenprodukte*
Produkte mit einem wesentlich geringeren ökonomischen Wert als das Haupt- und die Koppelprodukte. Der ökonomische Wert ist jedoch grösser oder gleich Null (z. B. Futtermittel bei der Stärkeherstellung).
- *Abfälle*
Produkte, für deren Entsorgung im allgemeinen Kosten anfallen

Die Abfälle werden im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse berücksichtigt, indem die Umwelteinwirkungen (Emissionen wie auch der benötigte Deponieraum) entsprechend der gängigen Entsorgungspraxis erfasst werden.

Normalerweise ist es nicht möglich und sinnvoll, den weiteren Lebensweg der Neben- und Koppelprodukte zu berücksichtigen. Da diese Produkte jedoch aufgrund ihres ökonomischen Wertes weiterverwendet werden, ist es richtig, ihnen einen Teil der bei diesem Prozessschritt anfallenden Umwelteinwirkungen zuzurechnen. Andernfalls würde das Hauptprodukt eine zu starke Belastung aufweisen. *Diese Aufteilung der Umwelteinwirkungen wird als Allokation bezeichnet.* Es gibt verschiedene Möglichkeiten der Allokation:

- *Substitutionsprinzip*
Es werden die Mengen an Umwelteinwirkungen von denen des Prozesses abgezogen, welche entstehen würden, wenn *die gleiche Menge des entsprechenden Neben- oder Koppelproduktes auf eine andere Art erzeugt* werden müsste. Diese Allokationsform hat sich bei vielen Anwendungen als geeignet erwiesen. Die folgende Abbildung zeigt diese Art der Substitution am Beispiel der Energiegewinnung in einer Kehrriichtverbrennungsanlage (KVA).



Problematisch ist diese Allokation dann, wenn die alternative Herstellung mit hohen Umwelteinwirkungen verbunden ist. In diesen Fällen kann es vorkommen, dass negative Emissionen für die Produktion des Hauptproduktes resultieren. Wird diese Allokationsart z. B. verwendet für den Dampfanfall bei der Herstellung von Polyethylen aus Rohöl, so resultieren gemäss BUWAL (1991) für diesen Prozessschritt negative Emissionen für die relevanten Luftschadstoffe (z. B.: NO_x : -0.7 g/kg, SO_2 : -2.1 g/kg).

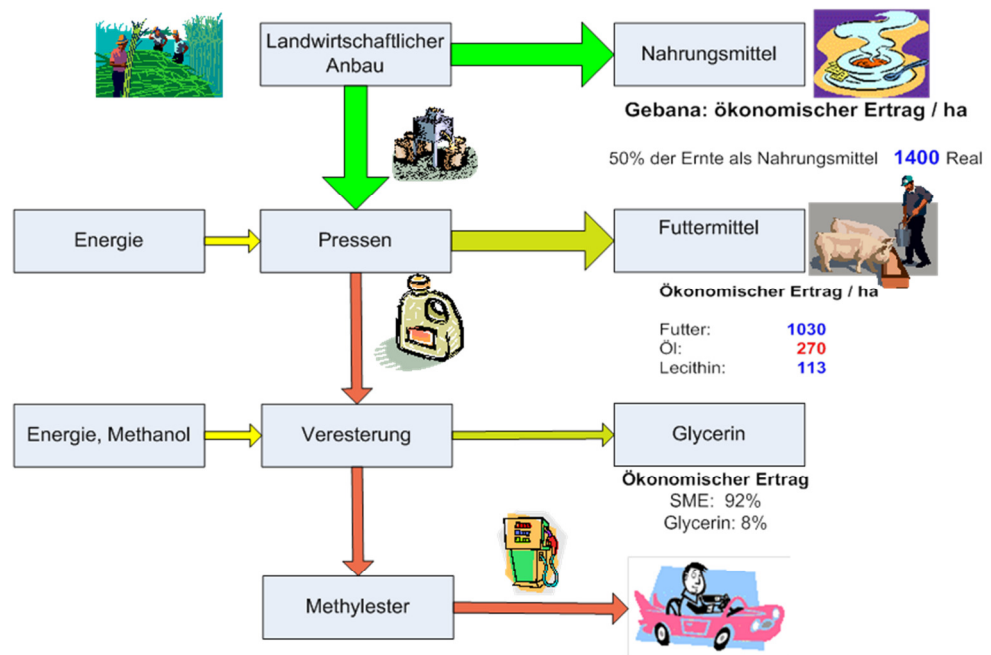
Weiter ist bei dieser Allokationsart problematisch, dass die Ergebnisse sehr stark von der Wahl der alternativen Herstellung abhängen können. Dies kann zu Zufälligkeiten oder Willkür führen. Falls z. B. in der Bilanz das anfallende Futtermittel bei der Stärkeproduktion durch Sojaschrot aus Übersee als Substitut verwendet wird, so resultiert eine sehr geringe Belastung für die Stärke. Wird für die Bilanzierung des Futtermittels aus der Stärkeproduktion eine alternative Stärkeproduktion verwendet, so resultiert eine verschwindende Belastung für das Futtermittel. Die Ergebnisse sind somit abhängig vom bilanzierten Produkt und nicht symmetrisch.

- *Aufteilung der Umwelteinwirkungen*

Die Umweltauswirkungen des Prozesses können auch *entsprechend dem Wert des Hauptproduktes und der Koppel- und Nebenprodukte aufgeteilt* werden. Diese Aufteilung kann je nach Produkten und ihrer Verwendung z. B. entsprechend ihrem ökonomischen Wert, ihren Energieinhalten, ihrer Masse oder ihrem Volumen erfolgen.

Diese Art der Allokation ist dann zu verwenden, wenn es sich um eine gängige Art zur Herstellung der Koppelprodukte handelt (z.B. NaOH und Cl₂ aus Steinsalz), oder wenn das Substitutionsprinzip nicht anwendbar ist. Diese Art der Allokation wurde z. B. bei der Raffination von Rohöl zu Benzin, Diesel, Bitumen etc. verwendet (Frischknecht et al. 1992). Abbildung: 11 zeigt die ökonomische Allokation am Beispiel der Verwertung von Sojabohnen für Nahrungsmittel, Futtermittel, Glycerin und Methylester.

Abbildung: 11 Allokation entsprechend der Aufteilung nach ökonomischem Wert für die Verwertung von Sojabohnen.



Die Allokation kann die Ergebnisse sehr stark beeinflussen. Tabelle 4 zeigt die Emissionen von drei Schadstoffen bei der Herstellung von Polyethylen aus zwei unterschiedlichen Studien. Die grossen Unterschiede resultieren zu einem wesentlichen Teil aus der unterschiedlichen Allokation der Koppelprodukte.

Tabelle 4 Emissionen bei der Produktion von 1 kg LDPE in Abhängigkeit der Allokation und der verwendeten Daten für die Energieträger

Luftemissionen	Allokation nach dem Substitutionsprinzip (BUWAL 1991)	Allokation durch Aufteilen, Energiedaten nach ESU (1994)
NO _x	1.3 g	4.4 g
SO ₂	1.7 g	5.1 g
Partikel	0.11 g	1.4 g

2.4.2.4 Ergebnis der Sachbilanz am Beispiel der Energiebereitstellung

Tabelle 5 zeigt die relevanten Emissionen und den Ressourcenbedarf über den gesamten Lebensweg für die Bereitstellung von 100 MJ Nutzwärme aus den Energieträgern Erdöl, Erdgas und Holz.

Tabelle 5 Emissionen pro 100 MJ Nutzwärme (nur relevante Schadstoffe mit einem Anteil von mindestens 5%)

Emissionen Luft	Gas Feuerung Low NO_x	Öl Feuerung	Holz Feuerung
Alkene	0.0005 g	0.0096 g	0.42 g
Ammoniak (NH ₃)	0.0013 g	0.0012 g	1.21 g
CO ₂ Kohlendioxid	7571 g	9838 g	226 g
Lachgas (N ₂ O)	0.034 g	0.13 g	0.09 g
Methan (CH ₄)	19.5 g	12.14 g	0.87 g
Ni Nickel	0.001 g	0.003 g	0.0003 g
NMVOC (Nicht Methan VOC)	2.4 g	22.4 g	0.31 g
NO _x Stickoxide als NO ₂	5.7 g	10.0 g	14.34 g
Partikel	1.1 g	0.5 g	15.89 g
SO _x (Schwefeldioxid) als SO ₂	4.6 g	13.8 g	3.22 g
Emissionen Wasser			
Zink	0.001 g	0.003 g	0.00002 g
Ammoniak als N	0.181 g	0.181 g	1.21 g
Ion Aluminium	0.171 g	0.139 g	0.0705 g
Ion Blei	0.001 g	0.001 g	0.0011 g
Ion Chrom-III	0.002 g	0.003 g	0.0008 g
Ion Kupfer	0.001 g	0.001 g	0.0006 g
Ion Selen	0.001 g	0.001 g	0.0004 g
Ion Zink	0.003 g	0.005 g	0.0079 g
Energetische Ressourcen			
Energetische Ressourcen nicht ern. (oberer Heizwert)	148.9 MJ	150 MJ	9.2 MJ
Energetische Ressourcen nicht ern. (unterer Heizwert)	134.6 MJ	142 MJ	9.1 MJ
Rohstoff Erdgas	3.6 m ³		0.0049 m ³
Rohstoff Rohöl		2.94 kg	0.0187 kg

Aufgabe

Beurteilen Sie auf Grund der Emissionen und des Ressourcenbedarfs, welche Feuerung aus ökologischer Sicht Ihrer Meinung die beste ist.

Obwohl nur die relevantesten Einflussfaktoren dargestellt sind, zeigt sich sofort die Schwierigkeit zu beurteilen, welches nun die Feuerung mit der geringsten Umweltauswirkung ist. So zeigt z. B. die Gasfeuerung bezüglich der Luftemissionen NO_x und Lachgas die geringsten Emissionen. Demgegenüber sind jedoch die Emissionen von CO₂ wesentlich höher als diejenigen der Holzfeuerung. Diese wiederum hat höhere Emissionen von Ammoniak als die Öl und Gasfeuerungen.

Um eine Beurteilung durchführen zu können muss zuerst abgeklärt werden, welches die Auswirkungen der verschiedenen Emissionen in der Umwelt sind.

2.4.3 Wirkungsbilanz (Wirkungsorientierte Methode nach Heijungs)

Selbst die Beschränkung auf die "wichtigsten" Stoffe führt sofort zu unübersichtlichen Zahlentabellen, welche nur schwer oder gar nicht zu bewerten sind. Zudem sind nicht die Stoffemissionen sondern deren Auswirkungen auf die Umwelt von Bedeutung. Die Stoffemissionen müssen somit nach ihren unterschiedlichen Wirkungen auf die Umwelt gruppiert werden (Klassifizierung). Da nicht alle Substanzen einer Klasse dieselbe Wirkung verursachen, müssen die verschiedenen Stoffe bezüglich ihrer Wirksamkeit charakterisiert werden. So haben z.B. sowohl Ethanol wie auch Dioxin eine schädliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit, jedoch in deutlich unterschiedlichen Konzentrationsbereichen. Für Ethanol ergibt sich eine Schädigung erst im Grammbereich während Dioxine bereits im Nanogramm-Bereich Schäden verursachen können.

Dies wird bei der Berechnung der Umweltauswirkung durch die Einführung eines Charakterisierungsfaktors berücksichtigt (Charakterisierung). So ergibt sich das Schädigungs- oder Wirkpotential (WP) einer jeden Wirkkategorie als Summe über die emittierten Mengen der Substanzen, die zuvor mit den jeweiligen Charakterisierungsfaktoren multipliziert wurden. (vgl. Gleichung (1)).

$$WP_{Wirkkategorie\ j} = \sum_{i=1}^n m_i \cdot CF_{ji} \quad \text{Gleichung (1)}$$

Dabei ist

m_i : die Emissionsmenge des Stoffes i, und

CF_{ji} der Charakterisierungsfaktor des Stoffes i in Bezug auf die Wirkkategorie j.

Für einige Auswirkungen wie z.B. bei der Klimawirksamkeit (Treibhauspotential) erfolgt die Charakterisierung relativ zu einer Leitsubstanz. Im Falle des Klimas ist die Leitsubstanz CO_2 . Aus diesem Grunde wird das Treibhauspotential als CO_2 Äquivalente angegeben. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigt beispielhaft die Klassifizierung und die Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte Stoffe.

Tabelle 6 Klassifizierung und Charakterisierung am Beispiel von ausgewählten Stoffen

Emissionen	Klassifizierung Zuordnung zu den Wirkkategorien	Charakterisierung Bestimmung des Potentials	Wirkpotential Einheit
Beispiel		CF	
NO_x	Säurebildung	SO_2 1	kg SO_2 Äquiv.
SO_2	Ozonbildung	NO_x 0.7	
Ethylen		Ethylen 1	kg C_2H_4 Äquiv
Phosphat	Eutrophierung	NO_x 0.832	
CO_2		Phosphat 1	kg NO_3 Äquiv
Methan	Treibhaus	NO_x 0.13	
		CO_2 1	kg CO_2 Äquiv
		Methan 23	

Die Methode der Wirkungsbestimmung wurde in Holland an der Universität Leiden (CML) entwickelt (wirkungsorientierte Bewertung nach Leiden (Heijungs

1992)) und wurde in der Zwischenzeit erweitert und überarbeitet (2001 und 2007). Sie findet heute internationale Anerkennung.

Dabei werden die einzelnen Substanzen entsprechend ihres Schädigungspotentials gegeneinander gewichtet indem eine Leitsubstanz pro Wirkung bestimmt wird (z. B. CO₂ für das Treibhauspotential). Die Wirkungspotentiale der anderen Stoffe, welche dieselbe Wirkung haben, werden relativ zu dieser Leitsubstanz bestimmt. Anschliessend werden diese zu Kenngrössen der verschiedenen Wirkungen verrechnet. **Die Aggregation innerhalb der verschiedenen Wirkungen erfolgt auf der Basis von wissenschaftlichen Modellen und Kriterien. Jedoch ist zu beachten, dass bei der Auswahl der als relevant erachteten Wirkungen eine Wertung stattfindet.**

Folgende Wirkungen bzw. Aspekte werden typischerweise berücksichtigt:

- **Treibhauspotential:**
Erhöhung der durchschnittlichen Temperatur der Erde aufgrund von Gasen wie z.B. CO₂, Methan und Lachgas
- **energetische Ressourcen:**
Verbrauch an nicht erneuerbaren Ressourcen wie Erdöl und Erdgas, dabei fliessen die Energieinhalte der Rohstoffe ab Förderung in die Rechnung ein. Damit werden alle Verluste durch Raffination, Transport, Umwandlung etc. berücksichtigt.
- **Ozonbildungspotential:**
Erhöhte Bildung von Ozon (Sommersmog) infolge der Emission von Stoffen wie organischen Lösungsmitteln und Stickoxiden (NO_x)
- **Säurebildungspotential:**
Versauerung der Böden und der damit verbundenen Schädigung von Pflanzen durch die Emission von Stoffen wie Stickoxiden (NO_x) und Schwefeldioxid (SO₂)
- **Toxizität Luft:**
Belastung der Gesundheit von Menschen und Tieren durch giftige Stoffe in der Atemluft wie organische Verbindungen, Stickoxide (NO_x)
- **Toxizität Wasser:**
Schädigung von Pflanzen und Tieren im Wasser durch giftige Stoffe wie Nitrit, Öle
- **Eutrophierung:**
Störung des Nährstoffhaushaltes von Gewässern und Böden durch Stoffe, welche düngend wirken, wie Nitrat, Ammonium etc.
- **Geruch**
Belästigung der Bevölkerung mit überriechenden Substanzen.

Teilweise werden folgende Wirkungen berücksichtigt, obwohl sie in der Originalarbeit von Heijungs nicht enthalten sind.

- **deponierte Abfälle:**
Abfälle gewichtet nach Inertstoffen, Abfällen für eine Reaktordeponie und Sonderabfällen
- **Wirkung auf Pflanzen:**
Beurteilt werden die Auswirkungen auf die Artenvielfalt, Menge der Pflanzen, das Vorkommen von seltenen Arten sowie das Entwicklungsstadium.

- **Flächenbedarf:**

Beurteilt wird die Nutzungsänderung von Flächen und die Zeit um eine intensiv genutzte Fläche in eine extensive Nutzung zu überführen.

Die Gewichtungsfaktoren der einzelnen Wirkungen sind aus mehr oder weniger gesicherten numerischen Modellen abgeleitet und mit Unsicherheiten behaftet. Rückkopplungseffekte der verschiedenen Wirkungen (vgl. Abbildung: 12) sind in den Modellen nicht enthalten.

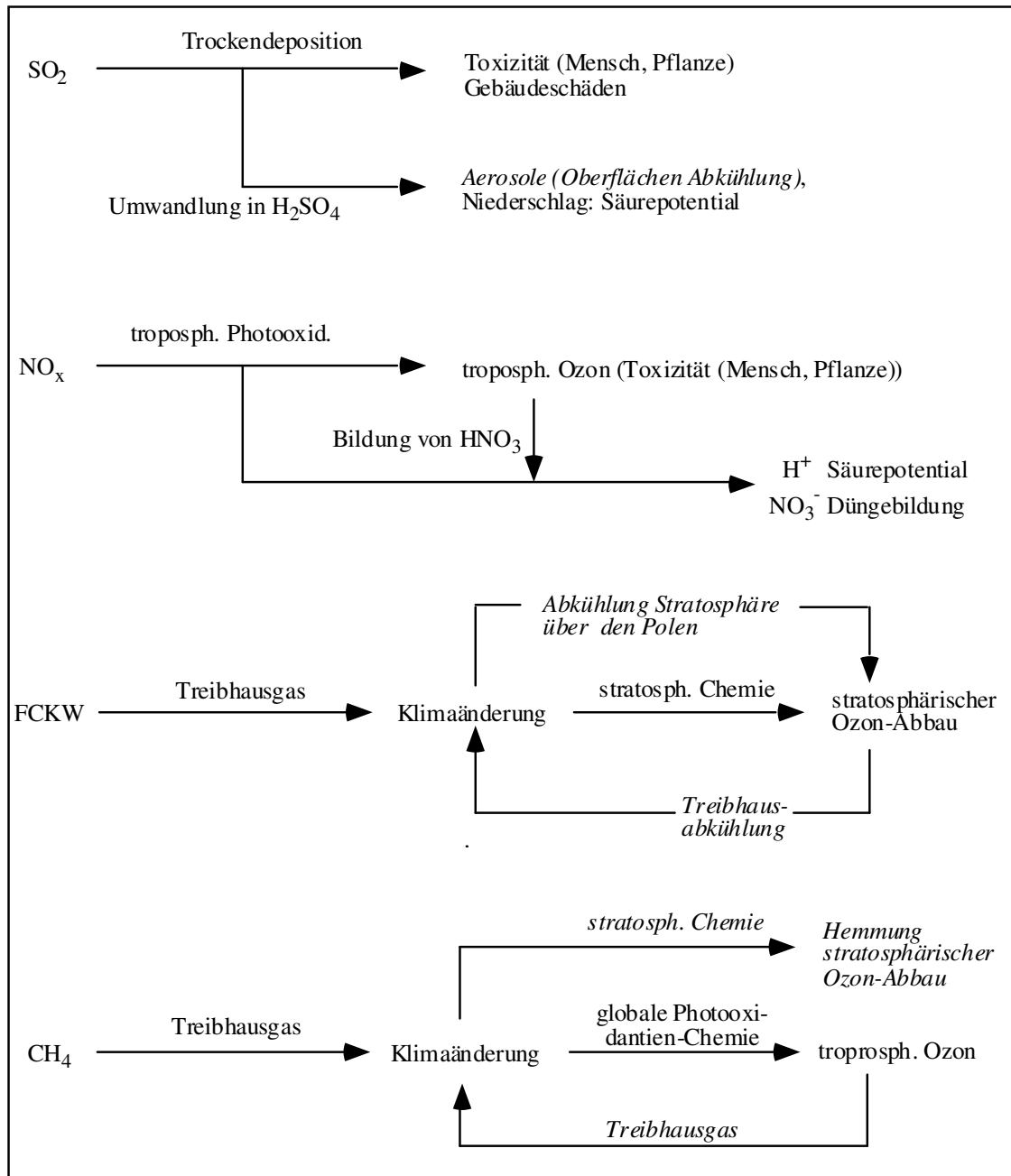


Abbildung: 12 Wirkungen einiger Schadstoffe
(kursive Schrift: nicht berücksichtigte indirekte Wirkungen)

Im Folgenden wird die Herleitung der Gewichtungsfaktoren für einige Wirkungen kurz diskutiert.

2.4.3.1 Treibhauspotential (GWP: global warming potential)

Das Treibhauspotential einer Substanz wird relativ zu Kohlendioxid (CO₂) in Form von CO₂-Äquivalenten angegeben. Dabei ist jedoch in Betracht zu ziehen, dass die verschiedenen Gase infolge ihrer unterschiedlichen Aufenthaltszeit in der Troposphärenluft und unterschiedlicher Kopplung zu anderen Umweltkompartimenten (z. B. CO₂: Austausch mit Gewässern und Biomasse) verschieden lange Wirkungszeiten aufweisen. Dabei wird diejenige Menge CO₂ bestimmt, die, integriert über die Zeit, denselben Beitrag zur Erdoberflächenerwärmung liefert wie 1 kg der entsprechenden Substanz. In Heijungs (1992) wurden die Charakterisierungsfaktoren von CO₂ für Zeithorizonte von 20 Jahren, 100 Jahren und 500 Jahren berechnet (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang). Der erste Zeithorizont zeigt vor allem die kurzfristigen Auswirkungen der Emissionen, während die anderen beiden die kumulativen Effekte berücksichtigen. Über die Aufenthaltszeit der Emissionen hängen die Treibhauspotentiale von den Hintergrundkonzentrationen gewisser Schadstoffe ab¹. Die Charakterisierungsfaktoren basieren auf numerischen Modellen. Je länger der Zeithorizont ist, desto ungenauer werden die Modellvoraussagen. Beim Zeithorizont von 100 Jahren unterscheiden sich die Faktoren um ca. 30% in Abhängigkeit von den Modellannahmen.

2.4.3.2 Stratosphärisches Ozonabbaupotential (ODP: ozone depletion potential)

Verschiedene reaktionsträge, in der Troposphäre nicht abgebaute Schadstoffe gelangen bis in die Stratosphäre und zerstören dort die Ozonschicht. Das Ozonabbaupotential einer Substanz ist definiert als Quotient der Änderung der Ozonschicht im Gleichgewichtszustand durch die jährlich emittierte Menge der Substanz geteilt durch die Änderung der Ozonschicht, verursacht durch die entsprechende Menge CFC-11 (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang). Diese Aussagen beruhen auf komplexen numerischen Modellen, die heute noch nicht in der Lage sind, den beobachteten stratosphärischen Ozonabbau vollständig wiederzugeben.

2.4.3.3 Photochemisches Ozonbildungspotential (POCP: photochemical ozone creation potential)

Der Sommersmog ist das in der Sommerzeit wohl bekannteste Umweltproblem. Organische Stoffe und Stickoxide reagieren mit Licht und bilden Photooxidantien, z. B. Ozon. Ähnlich wie beim Treibhauseffekt wird der Beitrag verschiedener Stoffe zur Ozonbildung relativ zum Beitrag derselben Menge Ethen (C₂H₄) ausgedrückt. Als Resultat erscheint dementsprechend der Beitrag an der Ozonbildung in kg Ethen.

Für die Bewertung der Ozonbildung sind Summenpotentiale vorhanden. Einige Daten sind in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang zusammengestellt.

¹ Schadstoffe, die die Bildung der reaktiven OH-Radikale, die in vielen Fällen für den Abbau verantwortlich sind, bewirken.

2.4.3.4 Toxizität

Humantoxizität wird in diesem Modell berechnet, indem die Emissionen in Bezug gesetzt werden zu TDI- (tolerable daily intake), ADI- (acceptable daily intake), TCI- (tolerable concentration in air) Werten oder zu entsprechenden Richtwerten für Luft, Wasser und Boden. Die Einheit der betrachteten Effekte ist kg: derjenige Anteil des Körpergewichts, der bis zur toxikologisch akzeptierbaren Grenze belastet wird.

2.4.3.5 Ökotoxizität

Die Einschätzung von Substanzen mit ökotoxischen Effekten basiert auf maximal tolerierbaren Konzentrationen, die nach einer Methode der amerikanischen Umweltbehörde (EPA) bestimmt werden. Es wird zwischen aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität unterschieden. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigen entsprechende Gewichtungsfaktoren.

2.4.3.6 Säurepotential

Unter dem Säurepotential wird der Beitrag von Emissionen an die Säurebildung in der Atmosphäre verstanden. Als saurer Regen gelangen diese Säuren in den Boden, wo sie zum Beispiel die Löslichkeit toxischer Schwermetalle erhöhen können und durch Wurzelschäden einen negativen Einfluss auf Pflanzen ausüben.

Das Säurebildungspotential eines Stoffes wird durch die Anzahl der H⁺-Ionen ausgedrückt, die er pro kg freisetzen kann. Die Potentiale werden auf die von einem kg SO₂ freigegebene Ionenzahl normiert. Das Resultat erscheint somit in kg SO₂. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang zeigt eine Übersicht.

2.4.3.7 Düngepotential - Eutrophierung

Der Eintrag kann sowohl über die Luft als auch durch direkten Eintrag in den Boden oder das Wasser erfolgen. Eine zu grosse Zufuhr von Stickstoff (N) oder Phosphor (P) führt zu einer überproportionalen Entwicklung einiger weniger Arten und vermindert dadurch die Artenvielfalt. Wenig Stickstoff vertragen Wälder sowie Moorlandschaften, Heidegebiete und artenreiche Wiesen. In Wäldern kann ein erhöhter Stickstoffeintrag zu übermäßigem Wachstum und damit zu Nährstoff-Ungleichgewichten führen. Bei den anderen Systemen werden die ursprünglichen Pflanzengesellschaften durch Pflanzen mit hohem Stickstoffbedarf verdrängt. In den Gewässern wird starkes Algenwachstum angeregt. Übermäßige Belastung der Gewässer mit organischem Material führt zu einem erhöhten Sauerstoffbedarf (bemessen als COD). Dieses einseitige Nahrungsangebot führt zur Entwicklung einer aus wenigen Mikroorganismen bestehenden Abbaugemeinschaft.

Um die Wirkung verschiedener Stoffe auf Wachstum und Abbau zu beschreiben, wird von einem durchschnittlichen Verhältnis der Elemente N, P und Sauerstoff in allen Lebewesen ausgegangen. Ähnlich wie ein Säurebildungspotential haben Stoffe hier ein Biomassenbildungs- (N und P) oder Abbaupotential (Sauerstoff). Normiert wird auf PO₄³⁻, das Resultat erscheint also in kg Phosphat. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** im Anhang zeigt eine Übersicht.

Es ist zu beachten, dass es sich hierbei um einen sehr pragmatischen Ansatz handelt, welcher nicht auf die lokalen Gegebenheiten eingeht. Bei diesem Ansatz wird N und P unabhängig voneinander bewertet. Jedoch müssen beide Elemente für die Entwicklung einer Pflanze vorhanden sein. Entsprechend ist das Wachstum durch eine der beiden Substanzen limitiert. In einem Ökosystem, welches z. B. Stickstoff limitiert ist, führt ein Phosphoreintrag nicht zu einer höheren Biomassebildung und hat somit keinen Beitrag zur Eutrophierung. Diese örtlichen Unterschiede werden in einer Ökobilanz aus pragmatischen Gründen nicht berücksichtigt. Je nach Untersuchungsobjekt, ist daher eine vertiefte Abklärung notwendig, welche auch solchen lokalen Aspekten Rechnung trägt.

2.4.3.8 Wirkungspotentiale der Emissionen im Beispiel der Energiebereitstellung

Wirkfaktoren	In Tabelle 7 sind die Wirkungsfaktoren für die Wirkungspotentiale Treibhauspotential, Säurebildung, Eutrophierung und Ozonbildung für die Emissionen und den Ressourcenbedarf aus Tabelle 5 aufgeführt.
Aufgabe	Berechnen Sie mit den Angaben zu den Emissionen aus Tabelle 5 die Wirkpotentiale der drei Feuerungen, indem Sie Emissionen mit den Wirkfaktoren multipliziert werden und anschliessend die Beiträge zur selben Wirkung addiert werden. Beurteilen Sie anschliessend, welche der drei Feuerungstypen aus ökologischer Sicht am sinnvollsten ist.

Tabelle 7 Wirkungsfaktoren ausgewählter Auswirkungen für die Emissionen und den Ressourcenbedarf der Energiebereitstellung, siehe Beispiel Kapitel 2.4.2.4.

Emissionen Luft	Treibhauspotential		Säurebildungspot.		Eutrophiepot. Phosphat Äquiv.		Ozonbildung	
	kg CO ₂ Äq.		SO ₂ Äq.		pro g		kg Ethen Äq.	
		pro g		pro g				pro g
Alkene							X	0.000906
Ammoniak (NH ₃)			X	0.00188	X	0.00035		
CO ₂ Kohlendioxid	X	0.001						
Lachgas (N ₂ O)	X	0.298						
Methan (CH ₄)	X	0.025						
Ni Nickel								
NMVOC (Nicht Methan VOC)							X	0.000416
NO _x Stickoxide als NO ₂			X	0.0007	X	0.00013	X	0.000832
Partikel								
SO _x (Schwefeldioxid) als SO ₂			X	0.001				
Emissionen Wasser								
Ammoniak als N					X	0.00042		
Ion Aluminium								
Ion Blei								
Ion Chrom-III								
Ion Kupfer								
Ion Selen								
Ion Zink								
Energetische Ressourcen								
Energ. Ressourcen nicht ern. (oberer Heizwert)								
Energ. Ressourcen nicht ern. (unterer Heizwert)								
Rohstoff Erdgas								
Rohstoff Rohöl								

Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in Tabelle 8 dargestellt, wobei für die Gasfeuerung die detaillierten Berechnungen aufgeführt sind. Für die anderen Feuerungen wurden nur die Ergebnisse dargestellt. Ein Vergleich der vier Wirkungen der verschiedenen Feuerungen zeigt, dass die Beurteilung, welches nun die umweltverträglichste Art der Nutzwärmeerzeugung ist, nicht eindeutig ist. So zeigt z. B. die Holzheizung die geringsten klimarelevanten Auswirkungen, jedoch die höchsten Auswirkungen bezüglich Eutrophierung.

Zu beachten:

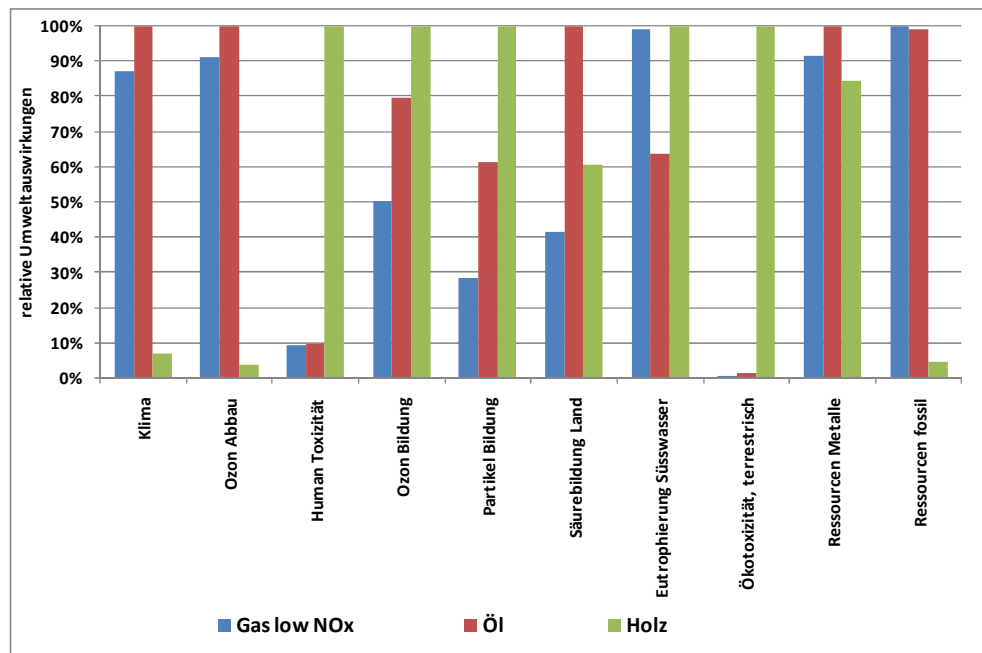
Die Kennzahlen der verschiedenen Wirkungen sind nicht untereinander vergleichbar, da keine Wertung erfolgt, welche z. B. gewichtet wie viel schlimmer es ist 1 kg CO₂ oder 1 kg SO₂ zu emittieren.

Für eine Bewertung müssen die verschiedenen Auswirkungen gegeneinander gewichtet werden.

Tabelle 8 Wirkpotentiale von drei Feuerungstypen gemäss Sachbilanz aus Tabelle 7.

Gas Feuerungen Low NO _x		Treibhaus- potential		Säure- bildungspot.		Eutrophie- rungspot.		Ozonbildung	
Emissionen Luft		CO ₂ Äq.		SO ₂ Äq.		Phosphat Äquiv.		Ethen Äq.	
Alkene	0.0005 g							X	4.17E-07
Ammoniak (NH ₃)	0.0013 g			X	0.000002	X	0.0000005		
CO ₂ Kohlendi- oxid	7571 g	X	7.57						
Lachgas (N ₂ O)	0.034 g	X	0.01						
Methan (CH ₄)	19.5 g	X	0.49						
Ni Nickel	0.001 g								
NM VOC (Nicht Methan VOC)	2.4 g							X	0.00098
NO _x Stickoxide als NO ₂	5.7 g			X	0.0040	X	0.00074	X	0.0047
Partikel	1.1 g								
SO _x (Schwefel- dioxid) als SO ₂	4.6 g			X	0.0046				
Emissionen Wasser									
Zink	0.0011 g								
Ammoniak als N	0.1810 g					X	0.000076		
Ion Aluminium	0.1710 g								
Ion Blei	0.0014 g								
Ion Chrom-III	0.0021 g								
Ion Kupfer	0.0008 g								
Ion Selen	0.0008 g								
Ion Zink	0.0029 g								
Energetische Ressourcen									
Energ. Ressour- cen nicht ern. (oberer Heiz- wert)	148.9 MJ								
Energ. Ressour- cen nicht ern. (unterer Heiz- wert)	134.6 MJ								
Rohstoff Erdgas	3.6 m3								
Rohstoff Rohöl									
Total		8.07		0.009		0.0008		0.0057	
Öl Feuerungen		10.13		0.021		0.0014		0.0176	
Holz Feuerung		0.27		0.016		0.0028		0.0124	

Abbildung: 13 Relative Umweltauswirkungen von drei Heizungssystemen. Das Maximum der jeweiligen Wirkung wurde auf 100% normiert.



2.4.4 Bewertung der Umweltbelastungen

Jede Kategorie der Wirkungsbilanz deckt nur einen Teil der gesamten Umweltauswirkung ab. Erst die Berücksichtigung sämtlicher Auswirkungen gibt ein umfassendes Bild der Umweltauswirkungen eines betrachteten Prozesses. Ein Interpretationsproblem besteht dann, wenn die verschiedenen Auswirkungen unterschiedliche Schlüsse zulassen, wie dies sehr oft der Fall ist. So kann z.B. die eine Technologie wesentliche geringere Auswirkungen auf das Klima haben als eine Alternativtechnologie, jedoch viel höhere Auswirkungen auf die Gewässer und es stellt sich die Frage, was ist beim untersuchten System entscheidend. Problematisch bei der Beantwortung dieser Frage ist unter anderem, dass die Ergebnisse der verschiedenen Wirkkategorien nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Zum einen sind die Einheiten und damit Dimensionen unterschiedlich, zum anderen wird anhand des Wirkpotentials noch keine Aussage getroffen, wie problematisch die betrachtete Wirkung relativ zu den anderen Wirkungen ist. Um diese verschiedenen Auswirkungen zu einer Kennzahl zusammenzufassen oder zumindest die Relevanz der verschiedenen Auswirkungen zu erkennen, wird in zwei Schritten vorgegangen:

- **Normalisierung** der verschiedenen Auswirkungen, um vergleichbare Größenordnungen zu erhalten
- **Gewichtung** der normalisierten Auswirkungen relativ zu einander oder relativ zu Zielvorgaben

Normalisierung

Bei der Normalisierung werden die verschiedenen Wirkungen mit entsprechenden Größen (Normalisierungsgröße) normiert. Als Normalisierungsgröße werden oft die Auswirkungen der durchschnittlichen Bevölkerung im Untersuchungsgebiet verwendet. Das heißt, es werden die verschiedenen Umweltauswirkungen für ein Land, Europa oder die ganze Welt in einem Jahr berechnet. Dabei werden u.a. Da-

ten über Energiebedarf, benötigte Mengen an Lebensmittel, Konsumgüter und Chemikalien sowie Bautätigkeiten und Transporte etc. verwendet. Die durchschnittlichen Auswirkungen pro Einwohner ergeben sich aus diesen totalen Umweltauswirkungen durch Division mit der Bevölkerungszahl im betrachteten Gebiet. Mit der Normalisierung wird erreicht, dass die verschiedenen Wirkungen dieselbe Einheit (Anteil an der Normalisierungsgröße) und vergleichbare Größenordnungen erhalten. Die Einheit wird als person equivalent (PE, Personen Äquivalent) bezeichnet. Die normalisierten Umweltauswirkungen sagen somit aus, welche Anteile die untersuchte Technologie, Dienstleistung oder das untersuchte Produkt an den Umweltauswirkungen einer durchschnittlichen Person ausmacht.

Dabei wird bestimmt, welchen Anteil das untersuchte System, z.B. die Bereitstellung von 100 MJ Nutzwärme oder die Reinigung von 1 m³ Abwasser, an den durchschnittlichen Auswirkungen einer Person in Europa in einem Jahr hat. Tabelle 9 zeigt die Normierungsfaktoren wie diese bei der Methode EDIP, siehe Kapitel 2.4.4.5, verwendet werden. Bei dieser Methode wird als Normalisierungsfaktoren für die globale Auswirkung Treibhauspotential der Durchschnitt der Weltbevölkerung und für die anderen Auswirkungen die durchschnittlichen Werte von Europa (EU-15) pro Jahr verwendet (Tabelle 9). Daraus ist z.B. ersichtlich, dass eine durchschnittliche Person auf der Welt pro Jahr einen Beitrag von 8700 kg CO₂ Äquivalente zur globalen Erwärmung beiträgt. Für eine durchschnittliche Person in Europa liegt dieser Wert um wesentlich höher.

Tabelle 9 Normalisierungsfaktoren (NF) der verschiedenen Wirkkategorien bei der Methode EDIP (Larsen 2010); Die Toxizitätspotentiale werden in m³ des jeweiligen Umweltmediums angegeben. Dies entspricht dem Volumen des Umweltmediums bis zu der die Emission verdünnt werden muss, damit von der Emission keine toxischen Effekte zu erwarten sind.

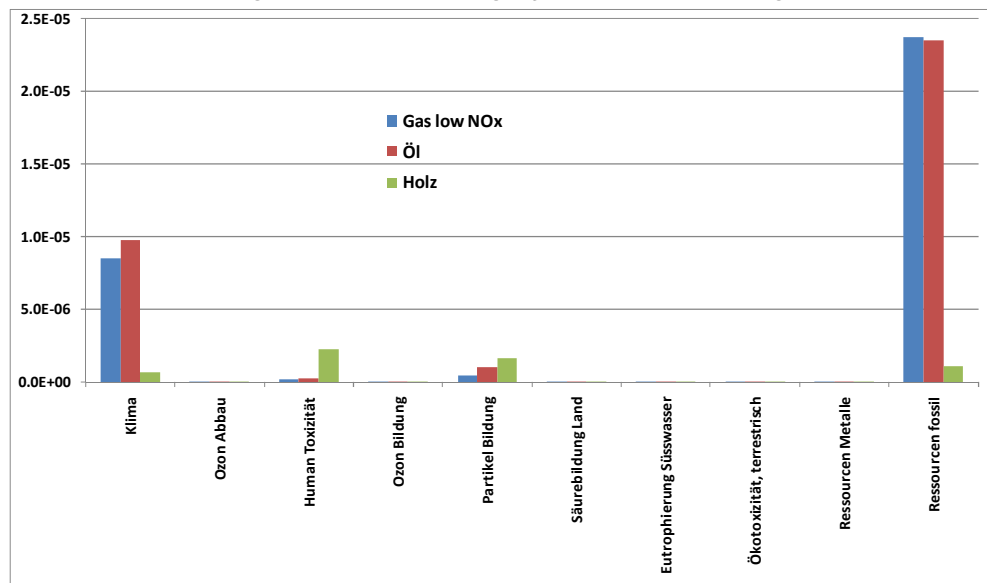
Wirkkategorie	Einheit	Normalisierungsfaktor Pro Person und Jahr	Gewichtungsfaktor	Region
Treibhauseffekt (GWP 100)	kg CO ₂ Äquiv	8.696	1,1	Global
Photochemische Ozonbildung	kg C ₂ H ₄ Äquiv	25	1,3	EU-15
Versauerung	kg SO ₂ Äquiv.	74.074	1,3	EU-15
Eutrophierung	kg NO ₃ Äquiv	119	1,2	EU-15
Humantoxizität Luft	m ³ Luft	3.058.103.976	1,1	EU-15
Humantoxizität Wasser	m ³ Wasser	52.083	1,3	EU-15
Humantoxizität Boden	m ³ Boden	127	1,2	EU-15
Ökotoxizität Wasser chronisch	m ³ Wasser	352.113	1,2	EU-15
Ökotoxizität Wasser akut	m ³ Wasser	29.070	1,1	EU-15
Ökotoxizität Boden	m ³ Boden	961.538	1	EU-15

Die Berechnung der normalisierten Wirkpotentiale (NWP) erfolgt für jede Wirkkategorie anhand von Gleichung (2).

$$NWP_{Wirkkategorie\ j} = \frac{WP_{Wirkkategorie\ j}}{NF_{Wirkkategorie\ j}} \quad \text{Gleichung (2)}$$

In dieser Gleichung werden die verschiedenen Umweltauswirkungen des betrachteten Systems durch die jeweiligen Umweltauswirkungen einer durchschnittlichen Person, siehe Tabelle 9 geteilt. Daraus ergibt sich die Auswirkung in der Einheit ‚Personen Äquivalent‘ (person equivalent, PE). Dieser Quotient gibt an, welchen Anteil das untersuchte System an der gesamten Umweltauswirkung einer durchschnittlichen Person in einem Jahres hat, und ermöglicht so einen Vergleich der verschiedenen Wirkkategorien.

Abbildung: 14 Normalisierte Wirkungen der drei Feuerungssysteme aus Abbildung: 13



Gewichtung

Um die verschiedenen Auswirkungen zu einer Kennzahl (Indikator) aggregieren zu können, ist es notwendig, die verschiedenen Wirkkategorien relativ zueinander zu gewichten, da nicht alle Auswirkungen gleich kritisch sind. Diese Gewichtung erfolgt typischerweise auf der Basis von Zielen, z. B. auf Grund von umweltpolitischen Zielsetzungen und kann auf verschiedene Arten erfolgen z. B.:

- auf der Basis von umweltpolitischen Zielsetzungen und dem Abstand zu diesen Zielen, wie bei der Methode der ökologischen Knappheit. Die Einheit der gewichteten Umweltauswirkungen wurde als Umweltbelastungspunkte (UBP) definiert. Daher wird diese Methode auch als UBP Methode bezeichnet.
- auf Grund von Einschätzungen von Experten, wie bei der Methode ReCiPe oder Eco Indicator 99. Bei dieser Methode werden die Resultate in der Einheit points angegeben.
- auf der Basis der notwendigen Reduktionen zum Erreichen der politisch und wissenschaftlich definierten Ziele, welche für eine nachhaltige Wirtschaft notwendig wären, wie bei der Methode EDIP. Bei dieser Methode werden die Resultate in der Einheit „Person Equivalent Targeted“ (PET) angegeben.

Diese politischen Ziele basieren zumindest teilweise auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Dennoch hängen sie auch von gesellschaftlichen Rahmenbedingungen und Werten ab und sind in diesem Sinne subjektiv und nicht wissenschaftlich objektiv. Das heisst jedoch nicht, dass sie beliebig sind. Typischerweise basieren sie

auf einer gesellschaftlichen Konsensfindung, z.B. auf Grenzwerten, sind nachvollziehbar und haben eine gesellschaftliche Akzeptanz.

Die gesamte Umweltauswirkung wird entsprechend gemäß folgender Formel berechnet.

$$\text{Gesamte Umweltauswirkung} = \sum_{j=1}^m GF_j \cdot \frac{WP_{\text{Wirkkategorie } j}}{NF_j} \quad \text{Gleichung (3)}$$

Dabei ist

$WP_{\text{Wirkkategorie } j}$: die Wirkung der Wirkkategorie j, siehe Formel (1),

GF_j der Gewichtungsfaktor der Wirkkategorie j.

NF_j Normalisierungsfaktor der Wirkkategorie j

Heute stehen verschiedene Bewertungsmethoden zur Verfügung (siehe auch Dreyer et al., 2003), welche teilweise sehr hohe Akzeptanz haben.

Bemerkung zur Bewertung

Während die Wirkungsbilanz und die Normalisierung prinzipiell auf objektiven, wissenschaftlichen Modellen beruht, ist die Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen von Wertmaßstäben abhängig und daher subjektiv. Typischerweise basiert die Bewertung auf Schutzzielen, wie z.B. Gesundheit der Menschen, Schutz des Ökosystems. Die Auswirkungen werden bezüglich der Erreichung dieser Ziele bewertet. Die Bewertung wird dabei umso allgemeiner akzeptiert, je mehr sie sich an gesellschaftlichen Einschätzungen orientiert.

Auf Grund dieser "Subjektivität" werden diese sogenannten gesamtaggregierenden Methoden teilweise abgelehnt. So untersagt z. B. die Norm ISO 14040 die Verwendung von gesamtaggregierenden Methoden für vergleichende Studien, welche für die Öffentlichkeit bestimmt sind. Als Entscheidungsbasis sind solche gesamtaggregierenden Methoden jedoch hilfreich bis unerlässlich. In vielen Fällen ist es sinnvoll und sogar notwendig in diesem Punkt über die Norm hinauszugehen, um zu einer fundierten Bewertung zu kommen, welche nicht auf der subjektiven Bewertung des Autoren beruht, sondern auf gesellschaftlich anerkannten Zielen. Denn schon die Auswahl der betrachteten Wirkungskategorien hat i.A. einen subjektiven Charakter und viel stärker noch die Diskussion und Interpretation der Resultate auf der Basis der Wirkbilanz. Für eine Diskussion dieser gesamtaggregierenden Methoden im Zusammenhang mit der ISO Norm 14040 siehe z. B. Dinkel und Franov (2008).

Im Folgenden werden einige Bewertungsmethoden vorgestellt.

2.4.4.1 Methode der ökologischen Knappheit ("Umweltbelastungspunkte")

Diese Methode (BUWAL 1990, Überarbeitung 1997 und 2006) wurde mit dem Ziel entwickelt, die verschiedenen Umweltauswirkungen zu einer einzigen Kenngrösse (Umweltbelastungspunkte) zusammenzufassen. Es handelt sich um eine Stoffflussmethode, bei der neben den bereits bestehenden Belastungen die umweltpolitischen Ziele der Schweiz berücksichtigt werden. Je grösser die Umweltbelastung eines Produktes ist, desto mehr Umweltbelastungspunkte erzeugt seine Bewertung.

Grundlagen der Bilanzierung

Als Gewichtungsfaktor der einzelnen Substanzen wird die ökologische Knappheit verwendet. Als ökologische Knappheit wird die Beziehung zwischen der maximal tolerablen Fracht (kritischer Fluss F_k) zur tatsächlichen Fracht des betreffenden Schadstoffes in einem gewissen Gebiet (z.B. der Schweiz) definiert. Aus diesen zwei Grössen wird der *Umweltbelastungsfaktor* der betreffenden Substanzen nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{(1 / F)}_{\text{Normierung}} * \underbrace{(F / F_k)^2}_{\text{Knappheit}} * \underbrace{10^{12}}_{\text{Konstante}} / a$$

Die Einheit ist [UBP / kg] bzw. [UBP / MJ] oder [UBP/m²]

Die Umweltbelastungsfaktoren sind im Anhang zu finden.

Durch die Multiplikation der Schadstoffmengen (in Luft, Boden und Wasser), des Energieverbrauchs und des Deponievolumens mit den entsprechenden Umweltbelastungsfaktoren können die Belastungen (Umweltbelastungspunkte UBP) der einzelnen Schadstoffe berechnet werden. Eine Aufsummierung der dimensionslosen UBP ergibt die Belastung eines Produktes.

Beispiel:

Der UB-Faktor von SO₂ in der Luft beträgt 30 pro g, der UB-Faktor der Energie beträgt 3.3 pro MJ nicht erneuerbare Energie. Die Produktion einer Verpackung hat pro kg eine Emission von 2g SO₂ zur Folge und benötigt 30 MJ Primärenergie. Dies entspricht $60 + 99 = 159$ Umweltbelastungspunkten.

2.4.4.2 Eco-Indicator '95

Der Eco Indicator '95 wurde mit dem Ziel entwickelt, eine Kenngrösse der Umweltauswirkungen zu erhalten. Diese Methode richtet sich nach den Prinzipien der SETAC für Ökobilanzen. Dies bedeutet, dass aus der Sachbilanz zuerst eine Wirkbilanz erstellt wird (Charakterisierung). Diese Wirkungen werden relativ zueinander gewichtet. Damit erhält man eine Zahl die Eco Indicator Punkte. Dabei werden die folgenden Wirkungen betrachtet:

- Treibhauspotential
- Ozonabbaupotential
- Säurebildungspotential
- Eutrophierungspotential
- Schwermetalle
- Karzinogenität (Krebsrisiko)
- Wintersmog
- Sommersmog (Ozonbildung)
- Pestizide

Die Wirkungsfaktoren sind dieselben wie bei der wirkungsorientierten Bewertung nach Heijungs. Die Gewichtung der Wirkungen wird folgendermassen ermittelt:

1. Normalisierung:

Division der jeweiligen Wirkung durch die gesamte Wirkung in Europa

$$\text{Norm. Faktor} = \frac{\sum_{\text{emit. Stoffe}} \text{Charakt. Faktor}_{\text{emit. Stoffe}} * \text{jährlich emittierte Menge}}{\text{in Europa}_{\text{emit. Stoffe}}}$$

2. Gewichtung:

Multiplikation mit den Reduktionsfaktoren

Der Reduktionsfaktor gibt an wie stark die Emissionen der betreffenden Wirkung für eine nachhaltige Entwicklung reduziert werden müssen. Die Bestimmung des Reduktionsfaktors erfolgte aufgrund des Berichtes 'The environment in Europe' des niederländischen Institutes für Gesundheit und Umweltschutz (RIVM 1992). In diesem werden zukünftige Entwicklungen der europäischen, anthropogenen Stoffflüsse berechnet. Eines dieser Szenarien basiert auf Emissionen von denen man glaubt, dass sie eine nachhaltige Entwicklung ermöglichen. Diese Stoffflüsse sind im Allgemeinen wesentlich geringer als die gegenwärtigen.

Tabelle 10 Reduktions- und Normalisierungsfaktoren beim Eco-Indicator '95

	Reduktionsfaktor	Normalisierungsfaktor
GWP	2.5	$6.51 * 10^{12}$
ODP	100	$4.6 * 10^8$
AP	10	$5.6 * 10^{10}$
NP	5	$1.9 * 10^{10}$
Heavy Metals	5	$2.7 * 10^7$
Carcinogenics	10	$5.4 * 10^6$
Wintersmog	5	$4.7 * 10^{10}$
Summersmog	2.5	$8.9 * 10^9$
Pesticides	25	$4.8 * 10^8$

3. Darstellungsfaktor

Multiplikation mit einem Faktor ($F = 4.97 * 10^8$ entspricht der Bevölkerung in Europa EU27) um eine handliche Größenordnung der Zahlen zu erhalten

Damit ergibt sich folgende Berechnungsformel:

$$\text{Eco Indicator Punkte} = \text{Gewichtungsfaktor} * \text{Emissionsmenge}$$

$$\text{Gewichtungsfaktor} = \text{Charakt. Faktor} * \text{Reduktionsfaktor} * F / \text{Norm. Faktor}$$

Diese Methoden eignen sich als Entscheidungshilfen bei der Bewertung. Jedoch sollen sie den Entscheidungsträgern nicht die Verantwortung abnehmen, für die gegebene Situation Ziele zu definieren und entsprechend den Umweltauswirkungen und den vorliegenden Gegebenheiten zu entscheiden. Falls aus diesen Bewertungen die gleichen Aussagen folgen, sind diese Methoden aufgrund der Totalaggregation gut für die Kommunikation der Ergebnisse geeignet.

Beispiel

Eco-Indicator Faktoren von 1,1,1-Trichloroethan:

Treibhauspotential (GWP):	$0.015384615 \cdot 2.5 =$	0.0385
Ozonabbaupotential:		26.1
Ozonbildungspotential:		0.0059
Totaler Eco-Indicator Wert		26.14

Interpretation

Die wesentliche Umweltauswirkung von 1,1,1-trichloroethane resultieren aus dessen Ozonabbaupotential, das Treibhauspotential und das Ozonbildungspotential tragen einen kleinen Teil zur gesamten Umweltauswirkung bei.

2.4.4.3 Eco-Indicator '99

Beim Eco-Indicator 95 wurden die verschiedenen Wirkpotentiale relativ zueinander gewichtet, um eine Kenngrösse zu erhalten. Dabei traten unter anderem die folgenden Schwierigkeiten auf:

- viele Wirkpotentiale mussten gewichtet werden, was auch für Fachleute sehr schwierig ist
- bei Wirkpotentialen handelt es sich um abstrakte Grössen, da sie nicht direkt Schäden beschreiben, sondern potentielle Auswirkungen, welche zu entsprechenden Schäden führen können.

Um diese Schwierigkeiten zu reduzieren, wurde in der Überarbeitung der Methode auf folgende zwei Punkte speziell geachtet:

- Die Anzahl der zu gewichtenden Kategorien sollte möglichst gering sein
- Die Aspekte sollten einfach zu verstehen sein

Aus diesen Anforderungen ergab es sich, dass nur die folgenden drei Typen von Umweltschäden gewichtet werden sollen:

- Menschliche Gesundheit
- Ökosystemqualität
- Ressourcen

Wobei diese drei Umweltschäden folgendermassen aus den Inventaren berechnet werden.

Menschliche Gesundheit

Der Schaden an der menschlichen Gesundheit wird in DALY (Disability Adjusted Life Years) angegeben. Diese wird folgendermassen ermittelt:

1. Mit einer Ausbreitungsanalyse werden aus den Emissionen, als Masse gemessen, die Änderungen der Immissionskonzentrationen bestimmt.
2. Mit einer Expositionsanalyse werden aus den Immissionskonzentrationen die Aufnahmedosen bestimmt
3. Eine Effektanalyse beschreibt die verschiedenen Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit auf Grund der Aufnahmedosis
4. Mit einer Schadensanalyse wird die Anzahl der Jahre bestimmt, welche ‚verloren‘ gehen (Tod) oder beeinträchtigt sind (Krankheit).

Ökosystem Qualität

Der Einfluss auf die Ökosystemqualität wird ausgedrückt in Prozenten der Pflanzen, welche auf Grund von Umweltauswirkungen verschwunden sind. Diese Definition ist aus verschiedenen Gründen nicht so homogen wie diejenige der menschlichen Gesundheit. Die Berechnungen erfolgten auf der folgenden Basis:

- Ökotoxizität wurde ausgedrückt als Prozentsatz aller Arten, welche durch toxische Substanzen belastet sind. Da diese Grösse nicht direkt messbar ist, wurde ein eher grober Umrechnungsfaktor verwendet, welche die Belastung in beobachtbare Schäden umrechnet.
- Die Eutrophierung und die Säurebildung wurde als eine Wirkkategorie betrachtet. Dabei wurden die Schäden an Gefässpflanzen in natürlicher Umgebung modelliert.
- Um den Einfluss des Landverbrauchs bzw. dessen Umnutzung auf die Pflanzen zu modellieren, wurde das Auftreten der Gefässpflanzenarten in verschiedenen Bodennutzungstypen verwendet. Als Bodennutzungstypen wurden die folgenden vier Nutzungsarten verwendet:
 - I. unberührte Natur
 - II. naturnahe Fläche, wie z. B. Wald, der nicht intensiv genutzt wird.
 - III. Landwirtschaftlich genutzte Fläche
 - IV. Überbaute Fläche

Ressourcen

Ressourcenknappheit wird ausgedrückt, durch die Mehrenergie, welche notwendig ist, um in Zukunft die entsprechende Ressource zu gewinnen. Z. B. kann Erdöl auch aus Ölschiefer gewonnen werden, jedoch ist deren Gewinnung mit mehr Energieaufwand verbunden als die heutige Erdölgewinnung.

Unsicherheiten der Methode

Datenunsicherheit

Die Gründe für die Unsicherheiten liegen auf zwei Ebenen. Es bestehen Unsicherheiten bezüglich der Daten und der daraus berechneten Grössen. Diese Unsicherheiten können mit einer Fehlerrechnung bestimmt und angegeben werden.

Modellunsicherheiten

Weiter bestehen Unsicherheiten, ob die Modelle korrekt angewendet werden, die Auswahl der Auswirkungen und deren Gewichtung ‚richtig‘ und vollständig ist. Für diese Art der Unsicherheit kann keine Fehlergrenze angegeben werden, da sie subjektiv auf der Basis des kulturellen Hintergrundes (Erfahrungen, Wahrnehmung, Einstellung etc.) erfolgen. Um mit diesen Unsicherheiten umzugehen wurden auf der Basis der Kulturtheory von Thompson drei verschiedene Typen definiert:

1. E (Egalitarian): Langfristig orientierte Perspektive, schon ein Minimum an wissenschaftlichen Anzeichen genügen um den betreffenden Effekt zu berücksichtigen und zu gewichten.
2. I (Individualist) kurzfristig orientierte Perspektive, nur bewiesene Effekte werden berücksichtigt.

3. H (Hierarchist) Ausgewogene Zeitperspektive, Konsens zwischen den einzubeziehenden Effekten.

Tabelle 11 zeigt an verschiedenen Beispielen die Entscheidungsarten bzw. die Wahrnehmung der Welt durch die verschiedenen Typen.

Tabelle 11 Beispiele von Entscheidungsarten der verschiedenen kulturellen Typen

	Egalitarist	Individualist	Hierarchist
Führungsstil	Vorbeugend	Angepasst	Vorsichtig
Verteilung	Gleichheit	Priorität	Proportional
Wahrnehmung der Zeit	Langzeit	Kurzzeit	Ausgeglichen
Ressourcen	Erschöpfend	Überfluss	Knapp
Energie Zukunft	Langsames Wachstum	Weiter wie gewohnt	Es gibt eine technische Lsg.
Risiko	Scheut Risiko	Sucht Risiko	Akzeptiert Risiko
Haltung zur Natur	Achtsam	Laissez faire	Regulierend
Haltung zu den Ressourcen	Reduktions-Strategie	Lenkt Bedürfnisse und Ressourcen	Ressourcen erschliessen
Wahrnehmung der Natur	Vergänglich	Grosszügig	Unberechenbar / tolerant

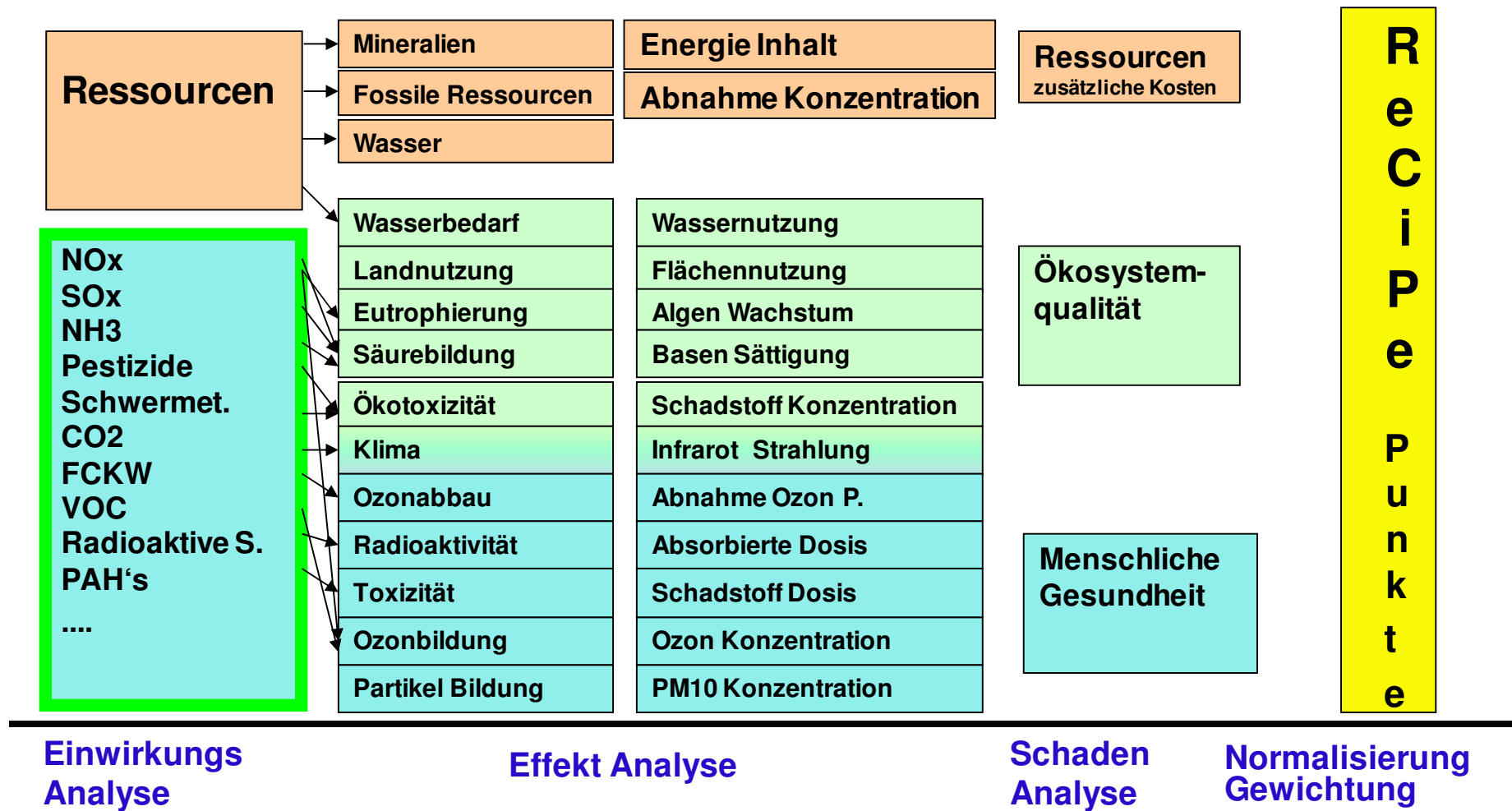
Die Verwendung verschiedener Gewichtungen, erachte ich als einen wesentlichen Fortschritt, da damit die Illusion, es gäbe eine richtige Bewertung, nicht unterstützt wird. Die Autoren der Studie empfehlen den Hierarchist als Standard zu verwenden. Die anderen Typen können zur Bestimmung der Sensitivitäten verwendet werden. Ebenso ist es möglich sich für einen Typen zu entscheiden, bzw. einer Mischung dieser drei Typen, welche sich auch als Eckpunkte eines Gewichtungsdreiecks verstehen lassen.

Der Bericht dieser zu dieser Methode kann unter <http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-reports.htm> herunter geladen werden.

2.4.4.4 ReCiPe

Beim der Methode ReCiPe (Goedkoop M.J. 2009) handelt es sich um die Überarbeitung der Methode Eco Indicator 99. Sie ist gleich aufgebaut, es werden ebenfalls die Schäden, welche an den drei Schutzzielen Menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen entstehen, berechnet. Anschliessend werden diese verschiedenen Schäden auf der Basis von gesellschaftlichen Wertmassstäben relativ zueinander gewichtet. Gegenüber der Methode Eco Indicator 99 wurden verschiedene Mängel behoben, wie z.B. die Gewichtung der Ressourcen und der Schwermetalle.

Aufbau der Methode ReCiPe (Marc Goedkoop)



2.4.4.5 Wirkungsorientierte dänische Bewertungsmethode EDIP 1998 und 2006⁵ *

Die EDIP-Methode (Wenzel et al. 1997&1998 ergänzt im Jahre 2006) beruht auch auf einer wirkungsorientierten Charakterisierung, wie sie von Heijungs et al. (1992) vorgeschlagen wird und im Unterabschnitt 2.4.3.4 beschrieben ist. Die Wirkungskategorien werden in die drei Kategorien

- Umweltauswirkungen,
- Ressourcenverbrauch, und
- Auswirkungen am Arbeitsplatz

gruppiert und separat aggregiert.

Berücksichtigte Umweltauswirkungen

Unter den Umweltauswirkungen werden Klimaveränderung, Ozonschichtabbau, Photooxidantenbildung (Sommersmog), Versäuerung, Überdüngung, Ökotoxizität und Humantoxizität quantifiziert. Innerhalb der Wirkungskategorien werden die Charakterisierungsfaktoren aufgrund der Wirksamkeit der Substanzen bezogen auf eine Leitsubstanz bestimmt. Die Toxizitätspotentiale werden in m³ des jeweiligen Umweltmediums angegeben. Dies entspricht dem Volumen des Umweltmediums bis zu der die Emission verdünnt werden muss, damit von der Emission keine toxischen Effekte zu erwarten sind, siehe auch Tabelle 9.

Ortsspezifische Faktoren

In Abweichung der CML-Methode können hier für die Wirkungskategorien Versäuerung, Überdüngung, Photooxidantenbildung, akute Ökotoxizität und Humantoxizität ortsspezifische Faktoren eingeführt werden, die auf die Anzahl betroffener Menschen und die Sensitivität der von der Emission betroffenen Gebiete Rücksicht nehmen kann. Dieser Ansatz wurde jedoch nicht operationalisiert. Die Normierung erfolgte in der ursprünglichen Arbeit auf der Basis der pro Person und Jahr (1990) emittierten Substanzen.

Ressourcen

Der Verbrauch von mineralischen und fossilen Ressourcen wird separat erfasst und vor der Normung und der Gewichtung nicht weiter aggregiert. Der Normung werden die Produktionszahlen der globalen Ressourcengewinnung zugrunde gelegt.

Auswirkungen am Arbeitsplatz

Bei den Auswirkungen am Arbeitsplatz wird die Zeitdauer einer übermässigen Belastung (durch Chemikalien, Strahlung, Lärm, monotone Arbeit) erfasst, die zu Krebs, Fortpflanzungsschäden, Allergien, Gehörschäden, Haltungsschäden und Unfällen führen können. Die Normung erfolgt auf der Basis dänischer Statistika über Arbeitsplatzqualität und Arbeitsunfälle.

⁵ EDIP: Environmental Design of Industrial Products

* Dieses Kapitel wurde dem Vorlesungsskript der ETH ‚Methoden der Bewertung von Umwelttechnik‘ Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

Gewichtungsfaktoren

Als Gewichtungsfaktoren zwischen den Umweltwirkungen wird das Verhältnis der jährlichen dänischen Umweltwirkung 1990 zur jährlichen dänischen Umweltwirkung im Jahre 2000 verwendet. Die normalisierten und gewichteten Ergebnisse werden in "Personenäquivalenten targeted" (PET) des für das Jahr 2000 angestrebten Zielwertes ausgedrückt. In neueren Arbeiten werden als Normalisierungsfaktoren die durchschnittlichen europäischen Umweltauswirkungen bzw. für die Klimaveränderung die weltweiten Umweltauswirkungen verwendet.

Zur Gewichtung des Ressourcenbedarfs werden die reziproken Werte der statischen Reichweite (d.h. des Verhältnisses von aktuellem Verbrauch zu den aus heutiger Sicht ökonomisch abbaubaren Reserven) verwendet. Das gewichtete und normierte Resultat wird in "Personenreserven" angegeben, d.h. dem Anteil an den bekannten globalen Reserven pro Person im Jahre 1990. Die Personenreserven berechnen sich durch Division des Ressourcenbedarfs des betrachteten Produktsystems durch die bekannten globalen Reserven pro Person (1990).

Die Gewichtung der unterschiedlichen Belastungen am Arbeitsplatz erfolgt mithilfe der dänischen Statistik über Arbeitsunfälle und der Anzahl Stunden pro Jahr, während derer die Arbeitenden den Belastungen ausgesetzt waren. Das gewichtete und normalisierte Resultat wird in der Anzahl potenzieller Arbeitsunfälle pro Produkteinheit angegeben.

Schliesslich können die drei separat ausgewiesenen Indikatoren für Umweltauswirkungen, Ressourcenverbrauch und Arbeitsplatzbelastung aggregiert werden. Dies wird von der Methode nicht vorgegeben sondern soll gemäss den Autoren auf Firmenebene individuell erfolgen. Da die drei Kategorien jedoch in stark unterschiedlichen Einheiten gemessen werden, ist dieser letzte Schritt sehr anspruchsvoll.

2.4.4.6 Schadensorientierte schwedische Bewertungsmethode EPS 2000⁶

*

Die schwedische schadensorientierte Bewertungsmethode EPS 2000 geht von fünf Schutzobjekten oder Schutzgütern aus (Steen 1999):

- Menschliche Gesundheit,
- Produktionsvermögen von Ökosystemen,
- Abiotische Ressourcen,
- Biodiversität,
- Kultur- und Erholungswerte.

monetäre Quantifizierung

Innerhalb dieser Schutzgüter werden verschiedene Schädigungen mithilfe monetärer Grössen quantifiziert. Bei der menschlichen Gesundheit sind dies: die Lebenserwartung, Schwere Krankheit, Krankheit, starke Belästigung, und Belästigung mit Preisen von 85'000ELU/YOLL⁷, 100'000, 10'000, 10'000 resp. 100ELU/Personenjahr. Das

⁶ EPS: Environmental Priority Strategies

* Dieses Kapitel wurde dem Vorlesungsskript der ETH 'Methoden der Bewertung von Umwelttechnik' Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

⁷ ELU: Environmental Load Unit (1 ELU = 1 Euro); YOLL: Years of Life Lost.

Produktionsvermögen von Ökosystemen wird für Kulturpflanzen, Holz, Fisch und Fleisch, Bodenqualität, sowie Wasser mit 0.15ELU/kg, 0.04ELU/kg Trockensubstanz, 1ELU/kg Fisch oder Fleisch, 0.01ELU/ Mol H^+ , resp. 0.003ELU/Liter (Bewässerung) und 0.03ELU/Liter (Trinkwasser) bewertet.

Ressourcen

Der Verbrauch abiotischer Ressourcen wird nach dem Aufwand bewertet, die Ressourcen aus nachwachsenden Rohstoffen herzustellen. Daraus ergeben sich Gewichtungsfaktoren für Erdöl, Erdgas und Kohle von 0.506, 0.050 und 1.12ELU/kg. Die mineralischen Ressourcen werden gemäss den Kosten einer nachhaltigen Produktionsweise gewichtet. So erhält Aluminium, Kupfer, Zink und Eisen Gewichtungsfaktoren von 0.44, 208, 57.1 resp. 0.96ELU/kg. Dasselbe wird auch für Elemente aus den Meeren und der Luft, für Stoffe aus einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Biosphäre und für natürliches Kies gemacht.

Die Beeinträchtigung der Biodiversität wird mit NEX, einem Indikator für den Artenverlust quantifiziert. Die gesamten jährlichen Ausgaben Schwedens für Präventionsmassnahmen werden zur Bestimmung des Gewichtungsfaktors von 1NEX herangezogen. Daraus ergibt sich ein Wert von $1.1 \cdot 10^{11}$ ELU/NEX.

Das fünfte Schutzgut, das Kultur- und Erholungswerte umfasst, kann nicht generell gewichtet werden. Diese Aspekte sind fallspezifisch zu erfassen und zu quantifizieren.

Innerhalb der Schutzgüter menschliche Gesundheit, Produktivität von Ökosystemen und Biodiversität werden die Schäden von Luft- und Wasserschadstoffen bezüglich der aufgelisteten Indikatoren (Lebenserwartung usw., Beeinträchtigung von Ernten, Artenverlust (NEX)) quantifiziert. So tragen CO_2 -Emissionen bei zur Reduktion der Lebenserwartung infolge Temperaturstress, Hunger, Hochwasser und Malaria; zu schweren und mittelschweren Krankheiten infolge von Hunger und Malaria, zu einer Beeinflussung der Erträge aus Ökosystemen infolge von Wüstenbildung, Temperaturerhöhung in Waldgebieten und durch CO_2 -Düngeeffekte; und zu Artenverlust infolge einer zu schnellen Klimaänderung.

2.4.4.7 Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS) *

Der Indikator MIPS wird als international harmonisierbares und praktikables Mass bezeichnet, mit dem gemäss deren Vätern Umweltbelastungsintensitäten von Gütern und Dienstleistungen zumindest grob, aber richtungssicher abgeschätzt werden können (Schmidt-Bleek 1994).

In der Materialintensitäts-Analyse werden alle Inputs von Materialien bzw. Rohstoffen zur Produktion eines Produktes oder einer Dienstleistung in kg (oder t) berücksichtigt und aufsummiert, die der Umwelt aktiv entnommen bzw. dort bewegt wurden (Erze, Gesteine, Sand, Kies, etc.). Hinzu kommen alle Materialien, die zur Entnahme von Rohstoffen oder zum Bau von Infrastrukturen bewegt werden müssen. Hierzu zählen anfallender Abraum ebenso wie abgepumptes Grundwasser oder gerodete Bäume. Diese Erfassung wird lebenszyklusbezogen durchgeführt und umfasst also u.a. auch die Bereitstellungsprozesse für Energieträger.

* Dieses Kapitel wurde dem Vorlesungsskript der ETH 'Methoden der Bewertung von Umwelttechnik' Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

Die ermittelten Materialinputs werden nach den fünf Kategorien "Abiotische Rohmaterialien" (mineralische Rohstoffe, fossile Energieträger, Abraum, Aushub), "Biotische Rohmaterialien" (Biomasse), "Bodenbewegungen" (mechanische Bodenbearbeitung und Erosion), "Wasser" (Oberflächen-, Grund- und Tiefengrundwasser) und "Luft(-Bestandteile)" (für Verbrennung und für Chemische Umwandlung) getrennt ausgewiesen (Manstein 1996).

2.4.4.8 Kumulierter Energieaufwand (KEA oder KME) oder graue Energie

Der Indikator "Kumulierter Energieaufwand" oder "Bedarf nicht erneuerbare Energie" kann auf verschiedene Art und Weise quantifiziert werden (Zur Vorgehensweise siehe u.a. VDI 1997, Kasser & Pöll 1999). Die Quantifizierung sollte sich dabei nach der Zielsetzung richten (was soll der Indikator aussagen? Siehe dazu auch Frischknecht et al. 1998). Er kann *beispielsweise* basierend auf den folgenden drei Thesen definiert werden:

1. Nicht erneuerbare Ressourcen und nicht-nachhaltig genutzte Ressourcen haben einen Eigenwert.
2. Die aus diesen Ressourcen mit heutiger Technik nutzbare Energie bestimmt deren Eigenwert.
3. Alle anderen Aspekte wie Verfügbarkeit, Nachfrage, Substitutionsmöglichkeiten etc. tragen nichts zum Eigenwert der Ressourcen bei.

Aus diesen Thesen lässt sich die Berechnungsweise des Indikators ableiten. Der Indikator "Bedarf nicht erneuerbare Energie" umfasst:

- Fossile Energieträger, aggregiert auf der Basis des Bedarfs an fossilen Ressourcen und gewichtet mit ihrem oberen Heizwert.
- Uran, aggregiert auf der Basis des Bedarfs an spaltbarem Uran und gewichtet mit der in einem modernen Leichtwasserreaktor gewinnbaren Energiemenge.
- Nicht-nachhaltig genutzte Biomasse, aggregiert auf der Basis der geernteten Biomasse und gewichtet mit ihrem oberen Heizwert.

Die Heizwerte der energetischen Ressourcen können z.B. den Ökoinventaren von Energiesystemen (Frischknecht et al. 1996:Teil III:Tab. III.8.1) entnommen werden. Sie sind in Tabelle 12 aufgeführt.

Tabelle 12 Oberer Heizwert von Energieträgern gemäss "Ökoinventare von Energiesystemen" (Frischknecht et al. 1996:Tab. III.8.1).

	Einheit	oberer Heizwert (H _o) [MJ/Einheit]
nicht-erneuerbare energetische Ressourcen		
- Erdölgas	Nm ³	45.0
- Grubengas (Methan)	kg	39.8
- Rohgas (Erdgas)	Nm ³	39.0
- Rohöl ab Bohrloch	t	45'600.0
- Rohbraunkohle vor Förderung ¹⁾	kg	9.5
- Rohfördersteinkohle vor Aufbereitung ¹⁾	kg	19.0
- Uran ab Erz (0.7 % U235) ²⁾	kg	900'000.0
erneuerbare energetische Ressourcen		
- Potenzielle Energie Wasser	TJ	1'000'000.0
- Holz im Wald (atro)	t	20'300.0

¹⁾: Wert für durchschnittliche Einsatzkohle in Kraftwerken des westeuropäischen Stromverbundes UCPTÉ.

²⁾: inkl. Energieinhalt des U235 im abgereicherten Uran, das wegen seiner hohen spezifischen Dichte in Bomben und zur Stabilisierung in Flugzeugen eingesetzt wird, und unter der Annahme, dass keine Wiederaufarbeitung erfolgt. Werden diese Verluste nicht berücksichtigt, würde der "Heizwert" rund 460'000 MJ/kg Uran betragen.

Der hier aufgezeigte Indikator "Bedarf nicht erneuerbare Energie" deckt somit explizit einen Teilbereich des Schutzgutes "Ressourcen" ab, nicht jedoch andere Schutzgüter wie "menschliche Gesundheit" und "Schädigung der Ökosysteme".

Der Bedarf nicht erneuerbarer Energie erlaubt Aussagen zur Ressourceneffizienz (Schonung nicht erneuerbarer Ressourcen). Auf der Basis dieses Indikators können aber keine Aussagen über die *Umwelteffizienz* von Produkten gemacht werden, solange nicht erwiesen ist, dass der Kumulierte Energieaufwand und Umweltbelastung korrelieren und der KEA somit als Stellvertreter-Indikator verwendet werden kann.

Kasser & Pöll (1999) schliessen bei ihrer Berechnung der "Grauen Energie" neben den nicht erneuerbaren Energieträgern auch die Wasserkraft mit ein. Für sie ist die Graue Energie ein Indikator, "der eine Reihe ökologischer Merkmale von Bilanzsystemen verhältnismässig gut abzudecken vermag". Einschränkungen werden gemacht bezüglich seiner Anwendung bei landwirtschaftlichen Produkten, Energiesystem-Vergleichen und bei Systemen, bei denen verhältnismässig hohe Prozessemissionen zu erwarten sind.

2.4.4.9 Zusammenfassende Beschreibung der Bewertungsmethoden *

Auf den nächsten beiden Seiten (Tabelle 13) werden die Charakteristika der besprochenen Bewertungsmethoden tabellarisch zusammengefasst.

In der darauffolgenden Tabelle 14 sind für die sechs vollaggregierenden der acht besprochenen Bewertungsmethoden die Gewichtungsfaktoren für ausgewählte Parameter

* Dieses Kapitel wurde dem Vorlesungsskript der ETH 'Methoden der Bewertung von Umwelttechnik' Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

aufgeführt. Für eine detaillierte Herleitung der Faktoren sei auf die Originalpublikationen verwiesen. Zu den einzelnen Methoden sind folgende Bemerkungen zu machen:

CML und EDIP 98 werden nicht aufgeführt, weil sie keine standardisierte Vollaggregation vorsehen.

KEA: Hier aufgeführt sind die Werte für eine Sichtweise, die die Schonung der nicht erneuerbaren Energieressourcen zum Ziel hat. Andere Sichtweisen und daraus ableitbare Gewichtungsfaktoren, die beispielsweise die Wasserkraftnutzung miteinschliesst, sind grundsätzlich denkbar (siehe z.B. Kasser & Pöll 1999).

MIPS: Die hier ausgewiesenen Faktoren stammen vom Autor dieses Skripts.

Ökologische Knappheit 1997 bzw. 2006: Die Ergebnisse werden in Umweltbelastungspunkten (UBP) angegeben. Als einzige Methode gewichtet sie auch Abfälle. Die Emissionen aus einer KVA werden aber bei den Schadstoffen ebenfalls bewertet.

Eco-Indicator 95: Die Faktoren zeigen nicht die Originalwerte der Methode. Zur Normierung wurden aktuellere Daten über die gesamteuropäischen Emissionen eingesetzt. Die Faktoren werden in Millipunkten präsentiert.

Eco-Indicator 99: Hier werden lediglich die vollaggregierten Werte der Hierarchisten-Sichtweise (H) wiedergegeben.

EPS 2000: Die Ergebnisse werden in Environmental Load Units (ELU) angegeben, die aus monetären Einheiten abgeleitet werden.

Folgendes kann festgestellt werden:

Ressourcenseitig bestehen grosse Unterschiede zwischen den Indikatoren KEA, ökologische Knappheit 1997, Eco-indicator 99 einerseits und MIPS andererseits. Da beim KEA verschiedene Berechnungsweisen denkbar sind, kann dieser Indikator nicht verallgemeinernd diskutiert werden. Gegenüber der in diesem Skript gezeigten KEA-Methode wird Uran mit der Methode der ökologischen Knappheit ca. 50% niedriger bewertet im Vergleich zu den andern nicht erneuerbaren Energieträgern. Entsprechend ihrer Zielsetzung, verzichten KEA und MIPS auf eine Bewertung der Schadstoffemissionen.

Der Eco-indicator 99 gewichtet Ammoniak und Schwefeloxide eher tiefer, Stickoxide etwa ähnlich und Partikel (PM₁₀) eher höher im Vergleich zum Eco-indicator 95 und bezogen auf die Gewichtung von CO₂. Die Gewichtung einzelner Schwermetalle liegt näher beieinander als beim Eco-Indicator 95. Die NMVOC haben gemäss Eco-Indicator 99 stark an Gewicht eingebüsst.

Die Gewichtungssets der drei Perspektiven des Eco-Indicators 99 unterscheiden sich ebenfalls deutlich. Bei der individualistischen Perspektive sind die respiratorischen Effekte, die mineralischen Ressourcen, die Landinanspruchnahme und der Treibhauseffekt recht wichtig. Bei der egalitaristischen und der hierarchistischen Perspektive sind es Landinanspruchnahme, respiratorische Effekte und der Verbrauch fossiler Energieträger. Je nach analysiertem Produkt können aber auch andere Umwelteffekte dominant werden.

Der Eco-indicator 95 gewichtet Schwermetalle (Cd, Pb) deutlich höher im Vergleich zu der Methode der ökologischen Knappheit oder der EPS-Methode. Die EPS-Methode zeigt mit Ausnahme der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen ein relativ ausgeglichenes Gewichtungssset (die Faktoren bewegen sich innerhalb einer relativ schmalen Bandbreite). Die EPS-Methode gewichtet aber mineralische Ressourcen, insb. edle und seltene Metalle sehr stark (in Tabelle 14 nicht ersichtlich).

Wichtige Erkenntnis aus der Tabelle 14 sind einerseits die Tatsache, dass es möglich ist, Emissionen und Ressourcenverbrauch gegeneinander abzuwägen, um zu verdichteten, umweltbezogenen Informationen zu gelangen. Andererseits zeigen sich grosse Unterschiede in der Gewichtung einzelner Schadstoffe/ Ressourcen oder ganzer Schadstoffgruppen. Diese Unterschiede sind auf unterschiedliche Werthaltungen von beteiligten oder betroffenen Personen zurückzuführen. Der Eco-Indicator 99 bzw. ReCiPe versucht, diese Unterschiede zuzulassen und zu operationalisieren. Damit kann der in Gesellschaften zu beobachtende Pluralismus auch in Bewertungsmethoden und damit in Ökobilanzen integriert werden.

Tabelle 13 Haupteigenschaften ausgewählter Ökobilanz-Bewertungsmethoden, Teil 1.

	KEA	MIPS	CML-Methode	Ökologische Knappheit 2006
<i>Schutzgüter</i>	Variante 1: explizit berücksichtigt: - Ressourcen Variante 2: stellvertretend berücksichtigt: - Umweltbelastung	stellvertretend berücksichtigt: - Umweltbelastung	implizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Schädigung der Ökosysteme - Ressourcen	implizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Überlebensfähigkeit der Ökosysteme - Ressourcen
<i>Umweltwirkungen (Wirkungskategorien)</i>	Variante 1: - Ressourcenentwertung Variante 2: - unterschiedlich, je nach Einbezug und Gewichtung der Energieträger (nur fossile, nur nicht erneuerbare, nur nicht erneuerbare und Wasserkraft, alle nicht erneuerbaren und erneuerbaren).	- ???	- Abiotische Ressourcen - Biotische Ressourcen - Ozonschichtabbau - Humantoxizität - Ökotoxizität - Sommersmog - Pestizide - Treibhauseffekt - Versäuerung - Überdüngung - Geruch	<i>Einzeleinträge:</i> - Energetische Ressourcen - abiotische Ressourcen: Wasser, Kies, Fläche - Luftschadstoffe - Wasserschadstoffe - Bodenschadstoffe - Abfälle
<i>Bewertungsansatz</i>	Variante 1: - Die aus den Ressourcen mit heutiger Technik nutzbare Energie bestimmt deren Eigenwert. - Alle anderen Aspekte wie Verfügbarkeit, Substitutionsmöglichkeiten etc. tragen nichts zum Eigenwert der Ressourcen bei. Variante 2: - ???	- bewegte Massen werden in fünf Kategorien zusammengefasst und ungewichtet aggregiert	- Wirkungspotentiale auf der Ebene einzelner Umweltauswirkungen	- Emissionsziele meist anhand gesetzlicher Vorgaben - implizite Annahme: gleiches Schadensausmass auf dem Niveau der Zielwerte - Schadenextrapolation mit quadratischer Funktion
<i>Normalisierungswerte</i>	-	-	-	- jährliche Emissionen in der Schweiz - jährl. Energiebedarf - jährl. Abfallmengen
<i>Form der Resultate</i>	Variante 1: - Vollaggregation via oberen Heizwert Variante 2: Vollaggregation via ???	- Vollaggregation der bewegten Masse	- Auswertung auf Stufe Wirkungskategorie	- Vollaggregation zu Punktwerten - Auswertung auf Stufe Wirkungskategorien bzw. Ökopprofil nur bedingt möglich resp. nicht vorgesehen.
<i>geographischer Geltungsbereich</i>	- unabhängig	- unabhängig	- Europa	- Schweiz
<i>ISO 14040ff-Konformität</i>	Nein	Nein	Ja	Nein

	Eco-indicator 95	EDIP 1998	Eco-indicator 99	EPS 2000
<i>Schutzgüter</i>	explizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Schädigung der Ökosysteme	explizit berücksichtigt: - Umweltauswirkungen - Ressourcen - Arbeitsbedingungen	explizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Schädigung der Ökosysteme - Ressourcenqualität	explizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Ökosystem-Produktivität - Abiotische Ressourcen - Biodiversität - Kultur- und Erholungswerte
<i>Umweltwirkungen (Wirkungskategorien)</i>	- Ozonschichtabbau - Schwermetalle - Karzinogene Substanzen - Sommersmog - Wintersmog - Pestizide - Treibhauseffekt - Versäuerung - Überdüngung - Radioaktive Strahlung ¹⁾	- Treibhauseffekt - Ozonschichtabbau - Sommersmog - Versäuerung - Überdüngung - Humantoxizität - Ökotoxizität - Abiotische und biotische Ressourcen - Arbeitsbedingungen	- Respiratorische Effekte - Karzinogene Substanzen - Ökotoxische Effekte - Treibhauseffekt - Ozonschichtabbau - Versäuerung - (Überdüngung) - Radioaktive Strahlung - Landbeanspruchung - mineralische und fossile Ressourcen - Lärm ²⁾	Einzeleinträge: - Luftschadstoffe - Wasserschadstoffe - Bodenschadstoffe - Ressourcenverbrauch - Landinanspruchnahme - Abfälle
<i>Form der Resultate</i>	- Vollaggregation - Auswertung auf Stufe Wirkungskategorien (auf Stufe Ökopprofil) vorgesehen und möglich	- Vollaggregation individuell - Auswertung auf Stufe Wirkungsbilanz - Auswertung auf Stufe Schutzgüter	- Hauptresultat auf Stufe Schadensindikatoren (Schutzgüter) - Auswertung auf allen Stufen möglich - Vollaggregation als Option	- Vollaggregation - Auswertung auf Stufe Schutzgüter möglich
<i>Bewertungsansatz</i>	- Emissionsziele anhand von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen - subjektive Gewichtung der Schädigung der Schutzgüter - Schadensextrapolation mit linearer Funktion	- Wirkungspotentiale auf der Ebene der einzelnen Umweltauswirkungen - Distanz zum Ziel innerhalb der emissionsseitigen Wirkungskategorien - Anzahl Verletzte in Dänemark pro Jahr und Belastungsart am Arbeitsplatz - Kehrwert der bekannten Reserven pro Person für Ressourcen	- Schadensanalyse basierend auf epidemiologischen und toxikologischen Studien mit Modellierung des Wirkungspfad (fate, exposure, effect, damage) - Panelbasierte Gewichtung der Schäden an den Schutzgütern	- Bewertung der Einzelsubstanzen basierend auf dem Konzept der "Zahlungsbereitschaft"
<i>Normalisierungswerte</i>	- jährliche Emissionen in Europa (aus holländischen Angaben extrapoliert)	- jährliche Emissionen in Dänemark - jährliche globale Ressourcenproduktion - jährliche Überschreitungsdauer der Grenzwerte am Arbeitsplatz	- jährliche Emissionen und Verbräuche in Europa	-
<i>geographischer Geltungsbereich</i>	- Europa	- Dänemark	- Europa	- Schweden
<i>ISO 14040ff-Konformität</i>	Ja ³⁾	Ja	Ja ³⁾	Nein

¹⁾: Gemäss Vorschlag Frischknecht (1998); ²⁾: Nur bis Stufe Wirkungsbilanz (ohne Vollaggregation); ³⁾: Gemäss Vorschlag Müller-Wenk (1999).

Tabelle 14 Gewichtungsfaktoren ausgewählter Schadstoffe, Abfälle und energetischer Ressourcen; Erläuterungen siehe Originalquellen und Text.

	Einheit	KEA [MJ-Äquiv.]	MIPS [kg-Äquiv.]	Ökologische Knappheit 1997 [UBP]	Eco-indicator 95 ¹⁾ [nPunkte]	Eco-indicator 99 (H) ²⁾ [Punkte]	EPS 2000 [ELU]
<i>Energetische Ressourcen:</i>							
Holz	kg	0	1	0	n.b.	0	0.04
Potenzielle Energie Wasser	MJ	0	12/ 0.36 ⁴⁾	1	n.b.	0	0.036/ 0.0011
Rohgas (Erdgas)	Nm ³	39	0.8	35	n.b.	0.125	0.88
Rohöl ab Bohrloch	kg	45.6	1	42.6	n.b.	0.146	0.506
Rohfördersteinkohle	kg	19	1	18.0	n.b.	0.00369	0.0498
Uran ab Erz	kg	900'000 ³⁾	1	460'000	n.b.	n.b.	1190
<i>Luftschadstoffe:</i>							
CH ₄ , Methan	kg	0	0	4'200	0.01	0.115	2.72
CO ₂ , Kohlendioxid	kg	0	0	200	0.376·10 ⁻³	0.00545	0.108
NH ₃ , Ammoniak	kg	0	0	63'000	0.468	3.42	2.90
NM VOC, Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe	kg	0	0	32'000	0.127	0.0332	2.14
NO _x , Stickoxide	kg	0	0	67'000	0.174	2.75	2.13
Partikel (Ø <10µm)	kg	0	0	110'000	0.13	9.74	36
Polyzyklische arom. Kohlenwasserstoffe	kg	0	0	32'000	724	4.47	64'300
SO ₂ , Schwefeldioxid	kg	0	0	53'000	0.33	1.50	3.27
Cd, Cadmium	kg	0	0	120'000'000	4'690	4'260	10.2
Ni, Nickel	kg	0	0	n.b.	319	1'160	0
Pb, Blei	kg	0	0	2'900'000	93.8	198	2'910
Radon-222	kBq	0	0	n.b.	n.b.	6.16·10 ⁻⁷	n.b.
<i>Wasserschadstoffe:</i>							
Hg, Quecksilber	kg	0	0	240'000'000	938	6'490	180
Formaldehyd	kg	0	0	6'300	n.b.	56'400	0
<i>Bodenschadstoffe (Landwirtschaftsböden):</i>							
As, Arsen	kg	0	0	n.b.	n.b.	391	0
Cd, Cadmium	kg	0	0	120'000	n.b.	878	5.0
<i>Abfälle:</i>							
Abfälle in Deponie gem. TVA	kg	0	0	500	n.b.	n.b.	n.b.
Schwach- und mittelaktive Abfälle	cm ³	0	0	3'300	n.b.	n.b.	n.b.
Hochaktive Abfälle	cm ³	0	0	46'000	n.b.	n.b.	n.b.

¹⁾: In der Wirkungsklasse "Treibhauseffekt" werden die Treibhauspotentiale aus IPCC (1996) verwendet. Die Normalisierungswerte (jährliche Emissionen in Europa) basieren auf aktuelleren Daten. ²⁾: H: Hierarchistische Perspektive ³⁾: Falls Wiederaufarbeitung erfolgt und abgereichertes Uran zu 100% für energetische Zwecke genutzt werden kann: 460'000MJ/kg. ⁴⁾: Entspricht der Turbinierwassermenge für Laufwasserkraftwerk/ Speicherkraftwerk (CH-Verhältnisse) ⁵⁾: Entspricht der Turbinierwassermenge für Laufwasserkraftwerk/ Speicherkraftwerk (CH-Verhältnisse), bewertet mit dem Faktor für Bewässerung.

n. b.: nicht bewertet.; 0: Nach Einschätzung der Autoren der entsprechenden Methode ist die Umweltrelevanz gering resp. vernachlässigbar.

2.4.4.10 Berechnung der UBP und des Eco Indicators am Beispiel der Nutzwärmebereitstellung

In Tabelle 15 sind beispielhaft die Gewichtungsfaktoren der Methoden UBP und Eco Indicator 99 für die Emissionen und den Bedarf an nicht erneuerbaren Ressourcen für die Angaben des Beispiels der Nutzwärmebereitstellung in Tabelle 5 aufgeführt.

Aufgabe

Berechnen Sie mit Hilfe der Gewichtungsfaktoren aus Tabelle 15 die Sachbilanz in Tabelle 5.

Tabelle 15 Bewertungsfaktoren der Methoden UBP und Eco Indicator 99 für die Emissionen der Sachbilanz aus Tabelle 5

	UBP		Eco Indicator 99	
Emissionen Luft				
	pro g		pro g	
Alkene	X	32	X	0.000054
Ammoniak (NH ₃)	X	57	X	0.0000197
CO ₂ Kohlendioxid	X	0.2	X	0.00000545
Lachgas (N ₂ O)	X	62	X	0.00179
Methan (CH ₄)	X	4.2	X	0.000114
Ni Nickel	X	1900	X	1.164
NMVOC (Nicht Methan VOC)	X	32	X	0.0000332
NO _x Stickoxide als NO ₂	X	67	X	0.00454
Partikel	X	60.5	X	0.00286
SO _x (Schwefeldioxid) als SO ₂	X	53	X	0.0015
Emissionen Wasser				
Ammoniak als N	X	69		
Ion Aluminium				
Ion Blei	X	150	X	0.0000576
Ion Chrom-III	X	660	X	0.00536
Ion Kupfer	X	1200	X	0.0115
Ion Selen				
Ion Zink	X	210	X	0.00127
Energetische Ressourcen				
Energ. Ressourcen nicht ern. (oberer Heizwert)				
Energ. Ressourcen nicht ern. (unterer Heizwert)	X	1		
Rohstoff Erdgas			X	0.125
Rohstoff Rohöl			X	0.146

Ergebnisse

In Tabelle 16 sind die Berechnungen der UBP und des Eco Indicators dargestellt. Wobei für die Gasfeuerung die detaillierten Berechnungen angegeben sind und für die anderen Feuerungstypen nur die Ergebnisse.

Tabelle 16 Bewertung des Beispiels der Nutzwärmeerzeugung mit den Methoden UBP und Eco Indicator 99.

Gas Feuerungen Low NOx			UBP	Eco Indicator 99
Emissionen Luft				
Alkene	0.00046	g	0.015	0.00000002
Ammoniak (NH3)	0.0013	g	0.074	0.00000003
CO2 Kohlendioxid	7571	g	1514.	0.041
Lachgas (N2O)	0.034	g	2.1	0.000061
Methan (CH4)	19.5	g	81.9	0.00222
Ni Nickel	0.00059	g	1.13	0.00069
NMVOC (Nicht Methan VOC)	2.35	g	75.3	0.000078
NOx Stickoxide als NO2	5.67	g	379.	0.026
Partikel	1.065	g	64.4	0.0030
SOx (Schwefeldioxid) als SO2	4.637	g	245.	0.00695
Emissionen Wasser				
Zink	0.0011	g	0.078	0
Ammoniak als N	0.181	g	0	0
Ion Aluminium	0.171	g	25.6	0.0000098
Ion Blei	0.0014	g	0.92	0.0000075
Ion Chrom-III	0.0021	g	2.57	0.000027
Ion Kupfer	0.00085	g	0	0
Ion Selen	0.00084	g	0.18	0.0000011
Ion Zink	0.00286	g	0	0
Energetische Ressourcen				
Energ. Ressourcen nicht ern. (oberer Heizwert)	148.9	MJ		
Energ. Ressourcen nicht ern. (unterer Heizwert)	134.6	MJ	1	
Rohstoff Erdgas	3.6	m ³		0.44
Rohstoff Rohöl				0
Total Gasfeuerung			2395	0.52
Öl Feuerungen			4204	0.56
Holz Feuerungen			2253	0.12

Dieses Beispiel zeigt, dass je nach Gewichtung der Auswirkungen und des Ressourcenbedarfs die Feuerungen unterschiedlich beurteilt werden. Während der Eco Indicator die Feuerungen mit fossilen Brennstoffen ungefähr gleich bewerten, bestehen Unterschiede in der Bewertung mit der Methode UBP zwischen der Gas- und der Ölfeuerung. Andererseits beurteilt die Methode UBP die Holzfeuerung und die Gasfeuerung ungefähr gleich.

Eine Bewertung sollte daher auf der Basis von mehr als einer Methode erfolgen. Falls die Methoden unterschiedliche Ergebnisse liefern, muss der Ursache auf den Grund gegangen werden.

2.4.4.11 Zusammenfassende Übersicht: weitere Methoden der Bewertung

Eine gute Zusammenstellung und ein Vergleich verschiedener Methoden findet sich z. B. in Sage 1993. Aus diesem Buch ist das folgende Beispiel: Vergleichen Sie folgende Prozesse (vgl. Sage 1993, S.2):

- Prozess A, der einen zu deponierenden Schlamm und eine hohe Fracht an Wasserschadstoffen verursacht
- Prozess B, der für das gleiche Produkt (Menge und Qualität) durch betriebsinternes Recycling Rohstoffe einspart, keinen Schlamm verursacht, die Fracht der Wasserschadstoffe senkt, dafür aber einen erhöhten Energiebedarf hat und ein toxisches Lösungsmittel einsetzt

Welche dieser Prozessvarianten schneidet in Ihren Augen besser ab? Gibt es absolute Entscheidungskriterien?

Verschiedene Methoden sind entwickelt worden, die Umweltbeeinträchtigungen von Gütern vergleichend zu bewerten (siehe auch vorangehende Kapitel). Die verwendeten Modelle, die von der Struktur her das Spektrum der derzeit in der Diskussion befindlichen Modelle abdecken und die sich auf die Bewertung von Produktions- und Distributionsprozessen anwenden lassen, sind im folgenden kurz beschrieben (nach Sage 1993):

Expertenurteil

Ein Experte oder Expertenteam gibt eine verbal-argumentative Bewertung der Prozessvarianten ab.

Nutzwertanalyse

Für jedes Zielkriterium wird mittels einer skalierten Bewertung und unter Berücksichtigung der Zielgewichtung ein Nutzwert bestimmt. Die Summe der Nutzwerte ist das Maß für die Bewertung des Prozesses.

Grenzwertmodell der kritischen Volumina

Über Immissionsgrenzwerte wird das Volumen eines Mediums (Wasser, Luft, Boden) ermittelt, das für die Verdünnung einer Schadstoffemission auf den Grenzwert benötigt wird. Die Summe der Volumina bildet das Maß für die Bewertung.

Grad an Nachhaltigkeit

Dieses Modell bedient sich sowohl nutzwertanalytischer Instrumente als auch jener der kritischen Volumina. Für die Kriterien Rohstoffe, Wasser, Luft, Boden, landwirtschaftliche Fläche und Deponieraum wird als Bewertungsmass ein nachhaltiger Verbrauchslevel hergeleitet.

Stoffflussmethode

Das Modell beruht auf dem Ansatz der ökologischen Knappheit. Für jeden Stoff berechnet sich aus einem kritischen - d.h. maximal tolerierbaren - und einem tatsächlichen Stofffluss ein spezifischer Faktor für die Vergabe von Umweltbelastungspunkten. Die Summe der Umweltbelastungspunkte ist das Maß der Bewertung, siehe Kapitel 2.4.4.1.

SPI (Sustainable Process Index)

Der SPI soll die Nachhaltigkeit in der Prozesstechnik charakterisieren. Maßgröße dafür ist ein Verhältnis von Flächenäquivalentswerten.

Toxikologische Bewertung

Dieses Modell bildet aus einer Vielzahl von toxikologischen Daten einen stoffspezifischen Ökotoxizitätsfaktor. Mit diesem und der emittierten Schadstoffmenge bestimmt sich als Bewertungsmaß die geschädigte Menge an Biomasse.

Vermischungsmodell (Entropieansatz)

Das Modell beruht auf der Annahme, daß die bei der Vermischung von Substanzen entstehende Entropiezunahme bzw. die daraus ermittelte minimale Trennarbeit ein Maß für die Güte eines Prozesses ist.

2.4.5 Optimierung

siehe Beispiel in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..**

3 Fallbeispiele

Anhand der folgenden zwei Anwendungen wird der Einsatz von Ökobilanzmethoden veranschaulicht:

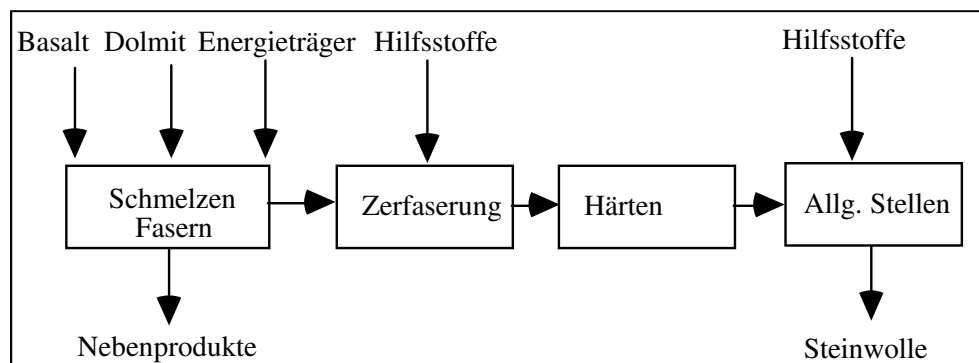
Betriebsbilanz:	Herstellung von Steinwolle durch die Firma Flumroc
Lebenszyklusanalyse:	Bewertung stärkehaltiger Kunststoffe im Vergleich mit konventionellen Kunststoffen

3.1 Betriebs-Ökobilanz

Lernziel: Nachvollziehen der wichtigen Schritte einer Betriebs-Ökobilanz

Im Folgenden wird am Beispiel der Firma Flumroc, Herstellerin von Wärmedämmstoffen aus Steinwolle, gezeigt, wie Methoden der Ökobilanzierung (z. B. im Rahmen eines Umweltmanagementsystems) verwendet werden können. Abbildung: 16 zeigt schematisch die verschiedenen Produktionsschritte dieser Firma.

Abbildung: 16 Die vier wichtigsten Produktionsschritte der Firma Flumroc



Allg. Stellen: Administration, Konfektionierung, Versand, etc.

Nebenprodukte: geringe Mengen an Eisen

Beim Aufbau eines Umweltmanagementsystems basiert die Zielfestlegung auf den Ergebnissen der ersten Betriebsprüfung, welche unter anderem darüber Auskunft geben soll, welches die relevanten Umweltauswirkungen sind. In die Entscheidung, was relevant ist, müssen sowohl wissenschaftliche wie auch gesellschaftliche Aspekte einfließen. Dabei sind einerseits die direkten Auswirkungen am Produktionsstandort wichtig, andererseits auch die indirekten Auswirkungen durch die Bereitstellung der Energieträger, der verwendeten Roh- und Grundstoffe sowie des weiteren Lebensweges der Produkte bei Gebrauch und Entsorgung (Verwertung bzw. Beseitigung).

Abbildung: 17 Relative Umweltauswirkungen (wirkungsorientierte Bewertung) der verschiedenen Produktionsschritte der Firma Flumroc (100% entspricht der Summe der Belastungen).

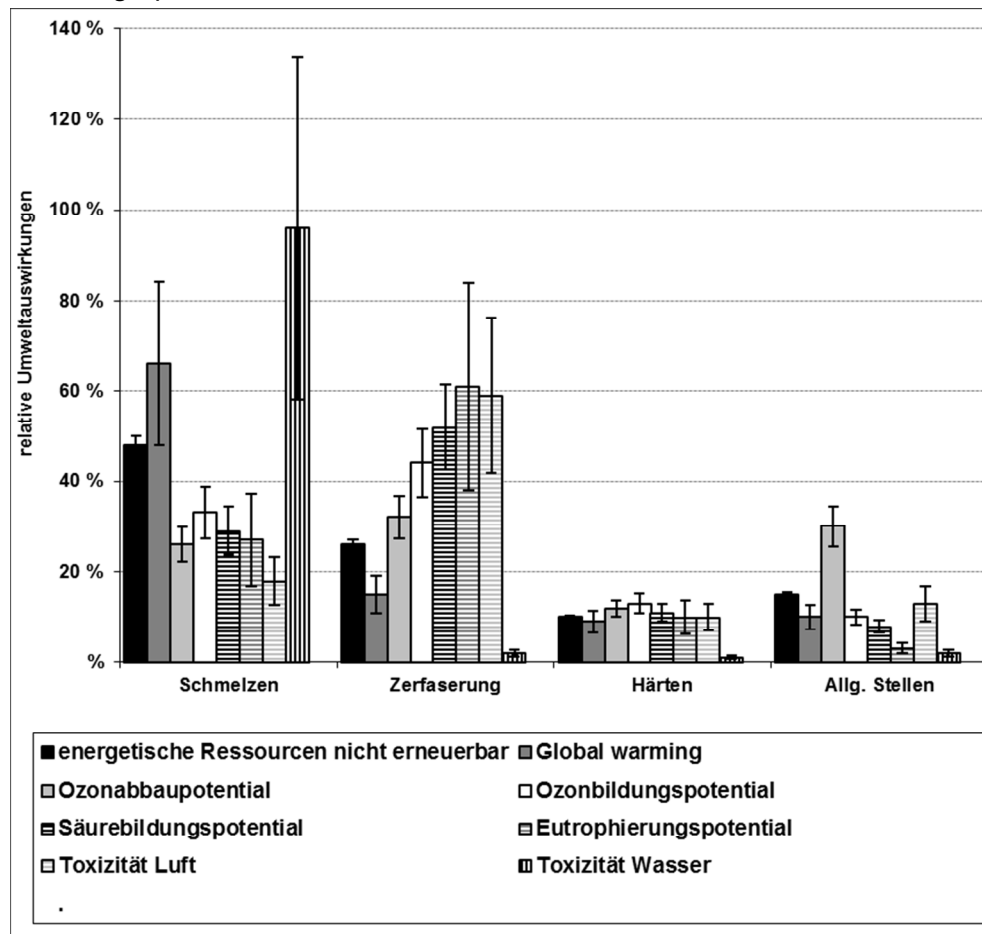


Abbildung: 18 Relative Umweltauswirkungen (vollaggregierte Bewertungen) der verschiedenen Produktionsschritte der Firma Flumroc (100% entspricht der Summe der Belastungen).

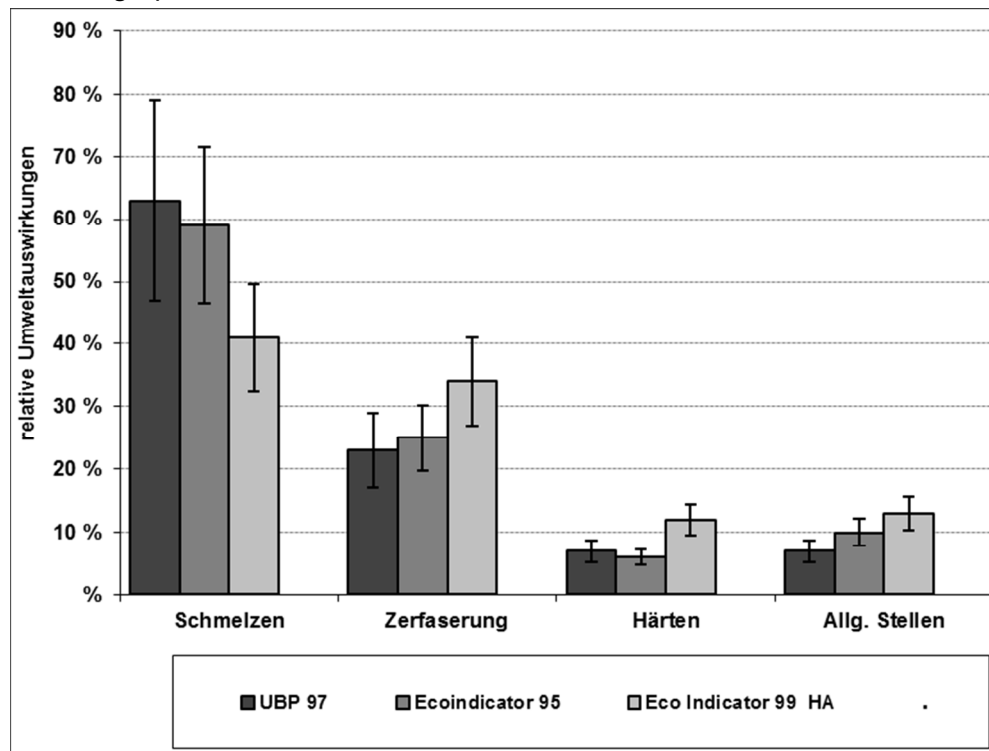


Abbildung: 17 zeigt z.B., dass der höchste Beitrag zum Treibhauspotential beim Schmelzen entsteht und der höchste Beitrag zu Eutrophierung, Ozonabbau und Säurebildung bei der Zerfaserung. Jedoch sagt diese Darstellung nichts darüber aus, ob die entsprechende Wirkung überhaupt relevant ist für diesen Betrieb. Um darauf eine Antwort zu erhalten, kann eine Methode wie der Eco Indicator '95 verwendet werden, welche eine Gewichtung der verschiedenen Auswirkungen aufgrund von gesellschaftlichen Kriterien vornimmt. Abbildung: 19 zeigt die Bewertung der Umweltauswirkungen mit dieser Methode. Dabei zeigt es sich, dass z. B. das Ozonabbaupotential kein relevantes Problemfeld für diesen Betrieb darstellt.

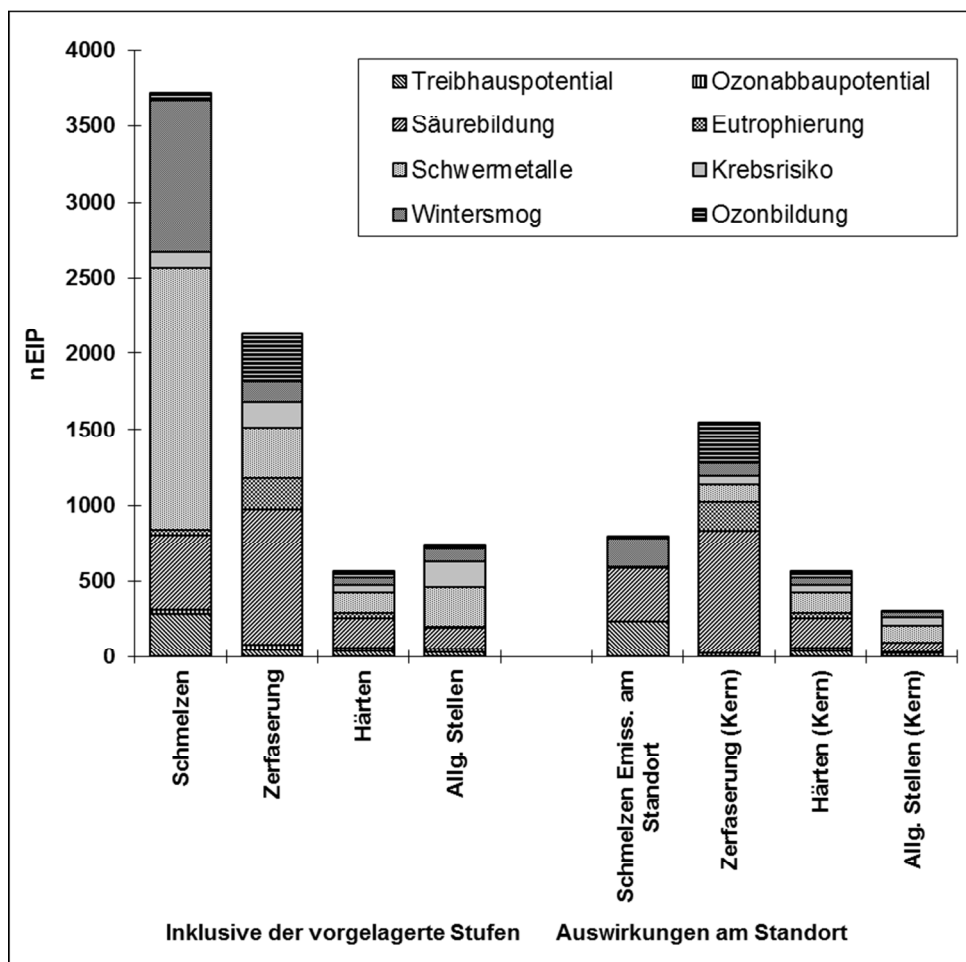
Da die Auswirkungen in Abbildung: 17 alle vorgelagerten Stufen beinhalten, ist nicht ersichtlich, welche dieser Umweltauswirkungen "eingekauft" werden, und welche am Standort entstehen. Für die Evaluation von Massnahmen ist dies relevant, da im Allgemeinen der Einfluss der Betriebsleitung auf Massnahmen am Standort viel höher ist als auf diejenigen der vorgelagerten Stufen. Die Umweltauswirkungen am Standort sind auf der rechten Seite in Abbildung: 19 dargestellt. Dabei zeigt es sich, dass schwerpunktmässig bei der Zerfaserung Massnahmen ergriffen werden sollten. Aufgrund solcher Analysen können Kenngrössen gebildet und Ziele festgelegt werden.

Als Kenngrössen eignen sich in diesem Beispiel die Auswirkungen:

- Treibhauspotential
- Säurebildungspotential
- Ozonbildungspotential
- Eutrophierungspotential
- energetischer Ressourcenverbrauch

Diese Auswirkungen können zudem mit ökonomischen Grössen wie z. B. Deckungsbeitrag oder Nettoerlös kombiniert werden. Damit werden ökologisch-ökonomische Kenngrössen wie z. B. "Treibhauspotential pro Nettoerlös" erhalten.

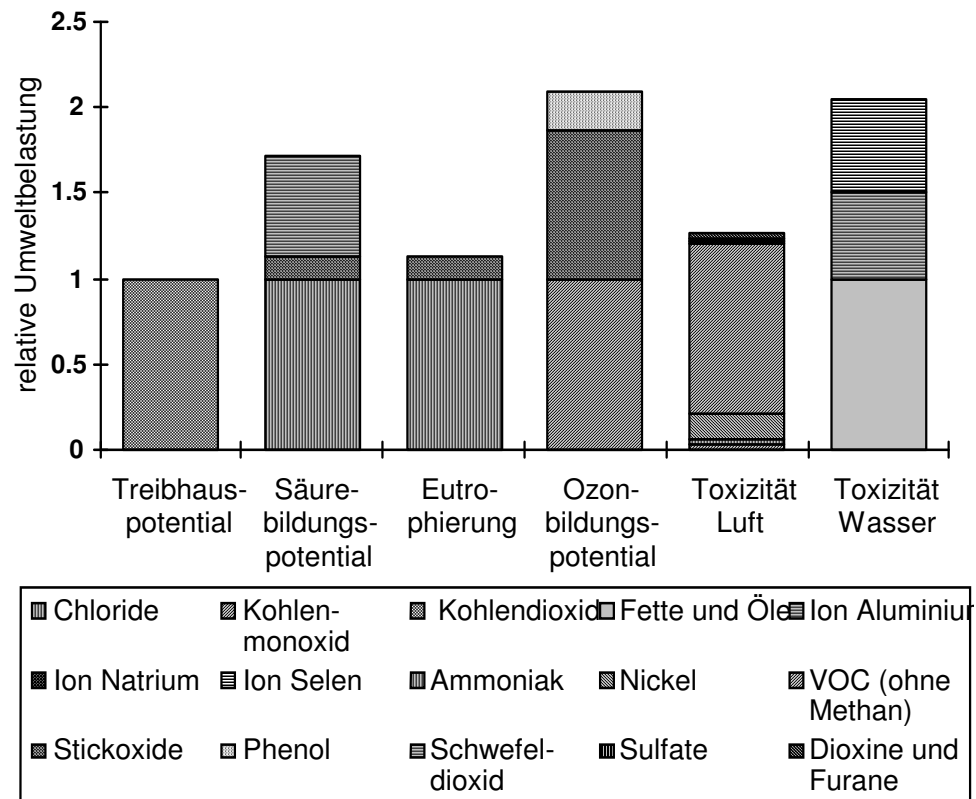
Abbildung: 19 Umweltauswirkungen gemäss der Methode Eco-Indicator '95 für die Herstellung von 1 t Steinwolle. Links die gesamten Auswirkungen inkl. aller vorgelagerten Prozesse - Rechts nur die Emissionen am Standort.



Für die Planung von Massnahmen ist es wichtig zu wissen, welche Schadstoffe die entsprechenden Umweltauswirkungen verursachen. In Abbildung: 20 sind für das Beispiel Flumroc die Beiträge der relevanten Schadstoffe zu den verschiedenen

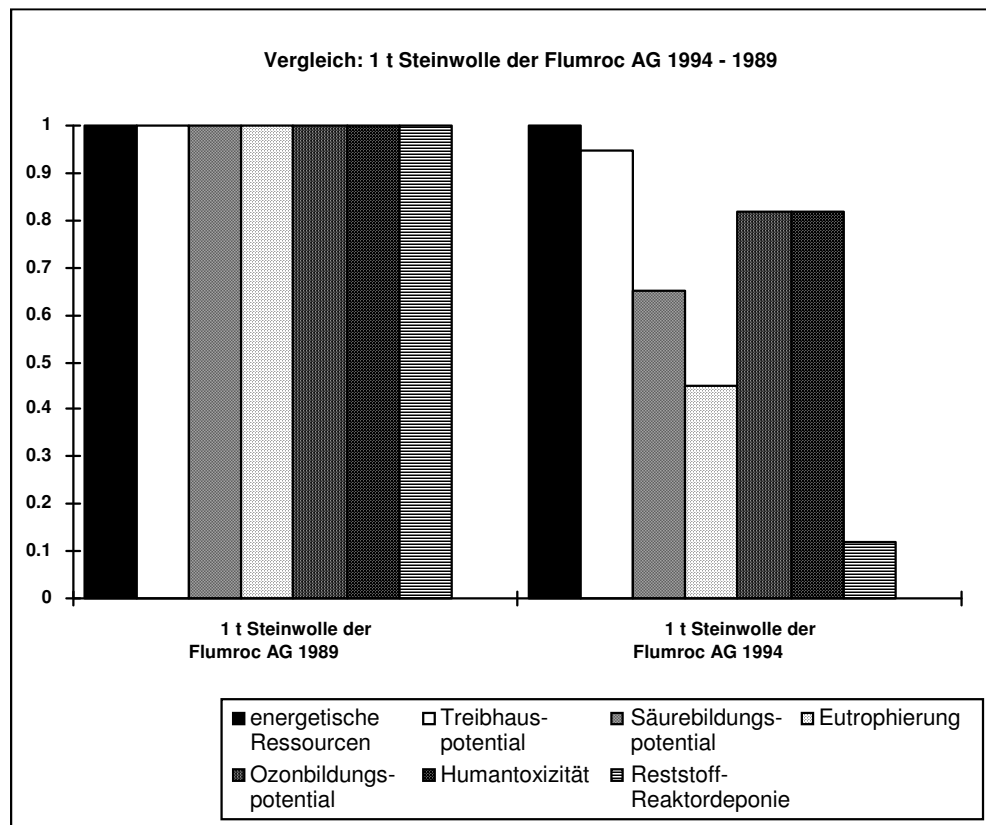
Umweltwirkungen graphisch dargestellt. Die Auswirkungen in dieser Darstellung beinhalten auch die Auswirkungen aller vorgelagerten Stufen.

Abbildung: 20 Einfluss der relevantesten Schadstoffe auf die jeweiligen Umweltauswirkungen bei der Produktion von Steinwolle (Flumroc)



Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zeigt den Vergleich der Umweltauswirkungen der Firma Flumroc inklusive der vorgelagerten Stufen für die Jahre 1989 und 1994. Aus dieser Darstellung wird ersichtlich, dass die Zielsetzungen (Reduktion der Eutrophierung, des Ozonbildungspotentials, des Säurebildungspotentials und der deponierten Abfälle) erreicht werden konnte. Weiter können aufgrund der neuen Erkenntnisse neue Zielsetzungen für die kommenden Jahre z. B. im Bereich Energie oder Treibhauspotential formuliert werden.

Abbildung: 21 Vergleich der Umweltauswirkungen bei der Herstellung von 1 t Steinwolle in den Jahren 1989 und 1994



3.2 Produktökobilanz

Lernziel: Nachvollziehen der wichtigen Schritte einer Produktökobilanz

Das folgende Beispiel stammt aus der Schriftenreihe Umwelt Nr. 271 des BUWAL (BUWAL 1996) und soll die Anwendung von Ökobilanzen für Lebenszyklusanalysen zeigen.

Ziel dieser Ökobilanz war es zu beurteilen, wie hoch die Umweltbelastung durch Produkte aus stärkehaltigen Kunststoffen im Vergleich zu solchen aus fossilen Energieträgern ist. Damit sollen Grundlagen für die Entscheidung gegeben werden, ob ein Ersatz von Kunststoffen aus fossilen Energieträgern durch stärkehaltige Kunststoffe aus ökologischer Sicht sinnvoll ist und ggf. gefördert werden soll. Weiter soll diese Studie Auskunft über mögliche Minderungspotentiale geben.

3.2.1 Scoping

Auswahl der zu vergleichenden Systeme

Die Bewertung eines Stoffes oder Produktes kann nicht absolut erfolgen, sondern muss immer relativ zu Alternativen mit gleichen spezifischen Eigenschaften durchgeführt werden. Es ist also nur sinnvoll, Produkte miteinander zu vergleichen, welche für dieselben Zwecke benutzt werden können. Soweit möglich wurden Produkte mit denselben Eigenschaften verglichen. Gewisse Unterschiede ergeben sich z. B. dadurch, dass die einen Produkte biologisch abbaubar sind und andere nicht. Bei landwirtschaftlichen Produkten stellt sich zusätzlich die Frage, welche Bodennutzung stattfindet, wenn die entsprechende Kultur - in diesem Falle Kartoffeln und Mais - nicht angebaut werden, d.h. welche andere Kultur angebaut, und wie diese genutzt wird. Da die Auswahl dieser Vergleichsnutzung das Ergebnis beeinflusst, ist es wichtig, die Wahl der alternativen Kultur sorgfältig vorzunehmen. Dabei ist zu beachten, dass es nicht die richtige Kultur gibt, sondern, dass diese von der Fragestellung abhängt. Falls diese lautet:

Wahl der Alternativkultur auf Grund der Fragestellung

- Wie verändert sich die Situation auf Grund eines vermehrten Anbaus von Mais und Kartoffeln, so muss mit dem bestehenden Anbau verglichen werden.
- Wie verändert sich die Situation, falls weniger Kartoffeln und Mais angebaut würde, so muss mit der wahrscheinlichsten Kultur verglichen werden.
- Welches ist die optimale landwirtschaftliche Nutzung oder um eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, so müssen die verschiedenen Alternativen betrachtet werden.

Im Rahmen dieser Studie wurde mit einer extensiven Nutzung verglichen, da in der Schweiz ein Überschuss an landwirtschaftlich genutzter Fläche besteht.

Im Rahmen dieser Studie wurden u. a. folgende stärkehaltigen Produkte untersucht:

- Folie aus thermoplastischer Stärke (TPS)
 - Einschichtfolie aus einem Gemisch von TPS und Polyethylen (Flunteraplast RB-36)
 - Dreischichtfolie aus TPS und Polyethylen
 - Spritzgussbecher aus Flunteraplast RB-36

Die untersuchten ganz oder teilweise aus thermoplastischer Stärke hergestellten Folien wurden von der Firma Fluntera entwickelt. Die in dieser Studie berechneten Daten über die Umweltbelastung der stärkehaltigen Produkte sind aber als Grundlage für die Beurteilung ähnlicher Produkte nutzbar.

Als Vergleichsprodukte werden die konventionellen Kunststoffe LDPE (Low Density Polyethylen) und HIPS (schlagzähes Polystyrol) verwendet.

Systemgrenzen

Als räumliche Systemgrenzen wurde der Globalansatz gewählt, d. h. Importmaterialien wurden mit ihren Aufwendungen und Emissionen belastet.

Bei den in dieser Studie untersuchten Produkten handelt es sich um kurzlebige Güter. Es können somit die Nutzungs- und Entsorgungsabläufe entsprechend den tatsächlichen durchschnittlichen Verhältnissen berücksichtigt werden.

Soweit möglich wurden die Belastungen, die infolge der Herstellung und Errichtung von Produktionsstätten und Infrastruktur (Gebäude, Maschinen, Strassen) entstehen berücksichtigt. Bei der landwirtschaftlichen Produktion wurde für den Mais- und Kartoffelanbau die Belastung der Oberflächengewässer aufgrund der eingesetzten Pflanzenbehandlungsmittel (integrierte Produktion) berücksichtigt.

Der Verbrauch an natürlichen Ressourcen und die verursachten Emissionen werden den entstehenden Produkten¹ zugeordnet. Die Aufteilung kann dabei z. B. nach Masse, Volumen, Kosten oder Exergie² erfolgen. Bei den Grundstoffen der Kunststoffherstellung handelt es sich um energiereiche Produkte. Die Aufteilung wurde deshalb entsprechend dem Energieanteil vorgenommen. Für den Lebenszyklus der stärkehaltigen Kunststoffe wurde das gleiche Vorgehen gewählt³.

Aufwendungen für die Herstellung für nicht mengenrelevante Hilfsstoffe (Antioxidantien, Katalysatoren, Farbstoffe, Füllstoffe etc.) und Verpackungen werden nicht berücksichtigt, sofern sie nicht mit relevanten Umweltauswirkungen verbunden sind.

¹ Beim Produktionsprozess entstehen Haupt- und Nebenprodukte. Da die Nebenprodukte für andere Prozesse gebraucht werden, wird ihr Anteil am Ressourcenverbrauch und an den Emissionen durch eine entsprechende Allokation berücksichtigt.

² Exergie: nutzbare Energie

³ Die Nebenprodukte werden vor allem als Futtermittel eingesetzt, für die der Energieinhalt der Stoffe entscheidend ist.

Betrachtete Aspekte

In dieser Studie werden vor allem quantitative Aspekte betrachtet. Neben dem energetischen Ressourcenverbrauch wurden weitere umweltrelevante Aspekte wie z. B. der Beitrag zur globalen Erwärmung (Treibhauspotential), Toxizität Luft und Wasser sowie Eutrophierung berücksichtigt. Die landwirtschaftliche Produktion hat neben den Umweltauswirkungen aufgrund von Stoff- und Energieströmen, welche quantitativ erfasst werden, auch weitere Beeinflussungen der Umwelt zur Folge, welche oft nur qualitativ bekannt sind. Die Auswirkungen auf den Boden und die Artenvielfalt wurde qualitativ beurteilt. Ökonomische und gesellschaftliche Kriterien werden nicht berücksichtigt.

3.2.2 Sachbilanz

Der Lebenszyklus eines Produktes wurde in die folgenden Bereiche aufgeteilt:

Bereitstellung der Grundstoffe:

- konventionelle Kunststoffe:
Berücksichtigt wurden die Stoffemissionen in die Luft und Wasser sowie der Energieverbrauch für:
 - ☐ Förderung der Rohstoffe
 - Transporte
 - Raffination
 - Lagerung
- TPS: Anbau von Kartoffeln und Mais
Berücksichtigt wurden die Stoffemissionen in die Luft und Wasser sowie der Energieverbrauch für:
 - Bestellung der Felder
 - Herstellung und Transport der Dünge¹- und Pflanzenbehandlungsmittel
 - Emissionen durch den Einsatz von Düngern in die Luft (Lachgasemissionen [N₂O]) und das Wasser (Ammoniak- Nitrat- und Phosphatemissionen)
 - Belastungen durch Pflanzenbehandlungsmittel wurden gemäss integrierter Produktion berücksichtigt.
 - Transport der landwirtschaftlichen Produkte zur Stärkefabrik
 - Es wurden durchschnittliche Hektarerträge von 37.7 t Kartoffeln und 12.5 t Mais Trockengewicht verwendet.²

Produktion der Werkstoffe:

- Belastungen durch Zwischenprodukte (TPS: Sorbit, Mais)
- direkte Belastungen durch die Produktion der Grundstoffe (Bezeichnung: Produktion):
 - elektrische Energie für Produktion bzw. Produktverarbeitung des Grundstoffes
 - Verbrennungsemissionen der Energieträger (konv. Kunststoffe)

¹ Düngerverbrauch:
Kartoffeln (pro ha): 90 kg N, 100 kg P₂O₅, 320 kg K₂O
Mais (pro ha): 105 kg N, 95 kg P₂O₅, 290 kg K₂O

² Telefonische Auskunft der Landwirtschaftlichen Beratungsstelle Lindau

- Herstellung der Produkte:
 - Belastungen durch die Verarbeitung der Werkstoffe zu Produkten
 - Belastungen der Energiebereitstellung für diesen Schritt
- Entsorgung
 - 80% der Abfälle werden verbrannt, 20% deponiert (Verhältnisse in der Schweiz)
 - Der biologische Abbau von RB-36 wurde mit dem modifizierten MITI-Test untersucht. Dies hat ergeben, dass der Stärkeanteil der Folien vollständig abgebaut wird, der PE-Anteil jedoch erhalten bleibt und durch Makroorganismen zum Teil in kleinere Stücke zersetzt wird.

Der Transport vom Produktehersteller zum Kunden sowie mögliche Transporte beim Gebrauch werden nicht berücksichtigt, da diese je nach Verwendung sehr stark variieren. Für einen spezifischen Fall müssten diese jedoch berücksichtigt werden.

Nebenprodukte wie z. B. Futtermittel bei der Stärkeherstellung, diverse Erdölfraktionen bei der Raffination wurden durch eine Aufteilung der Emissionen und des Energiebedarfs berücksichtigt (Allokation).

3.2.3 Wirkungsbilanz

In dieser Studie wurden die folgenden Wirkungen bzw. Aspekte berücksichtigt:

- Rohstoffe (ohne Wasser- und Bodenverbrauch) werden nur in der Sachbilanz ausgewiesen
- Treibhauspotential
- energetische Ressourcen
- Ozonbildungspotential
- Säurepotential
- Toxizität Luft
- Versalzung
- Eutrophierung
- deponierte Abfälle (Menge der deponierten Abfälle: Inerte Stoffe, reaktive Abfällen und Sonderabfällen aggregiert nach Methode UBP)

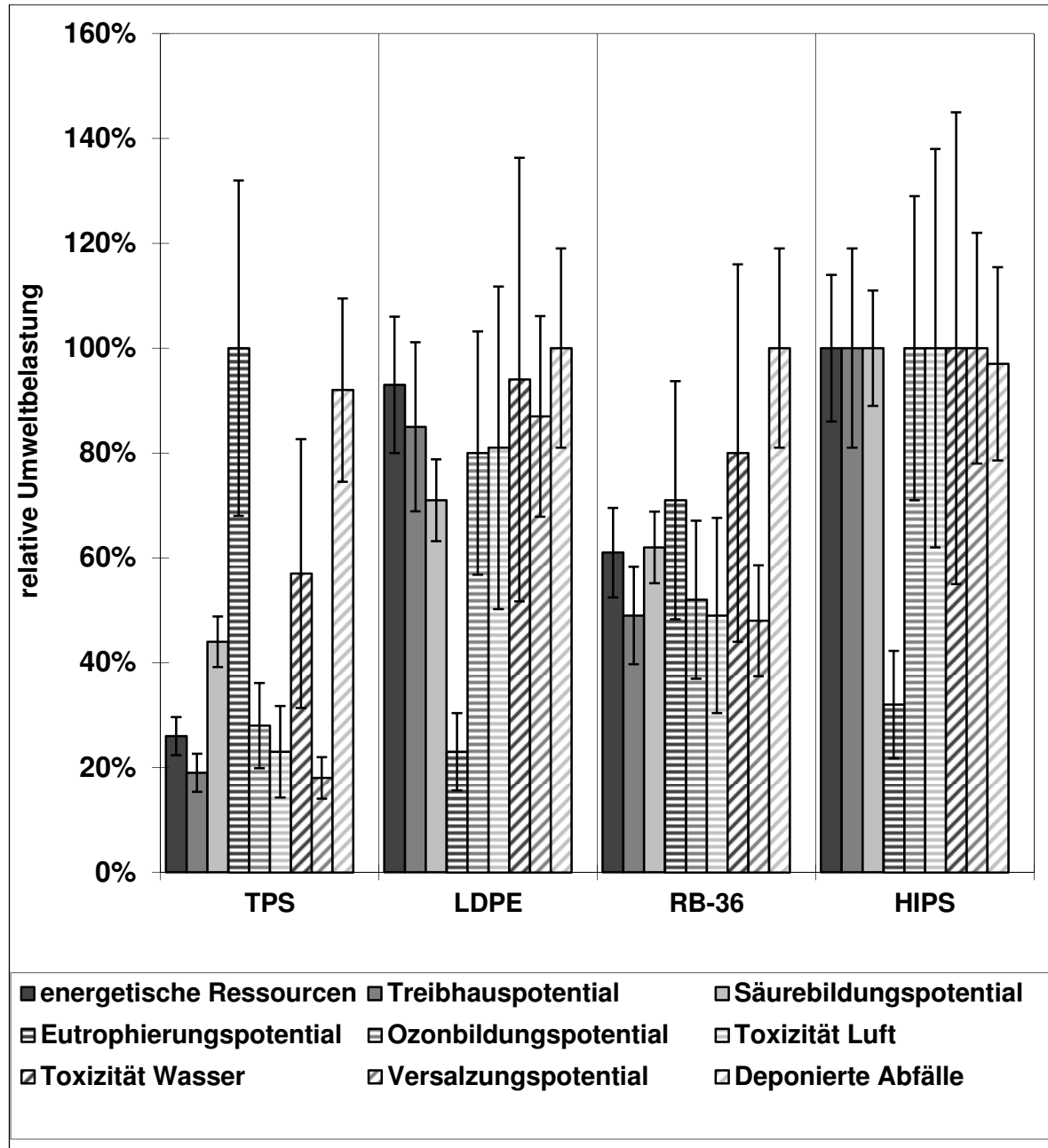
3.2.4 Bewertung

Als Bewertungshilfen wurden die Methoden nach Umweltbelastungspunkten und der Eco Indicator '95 angewendet. Die Schlussbewertung erfolgte verbal aufgrund der Ergebnisse aller verwendeter Methoden.

3.2.5 Ergebnisse

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die Öko-Profile der vier untersuchten Stoffe pro kg zusammengestellt. In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die Ergebnisse der Bewertungsmethode nach Schadstofffrachten (UBP) und Eco-Indicator '95 dargestellt.

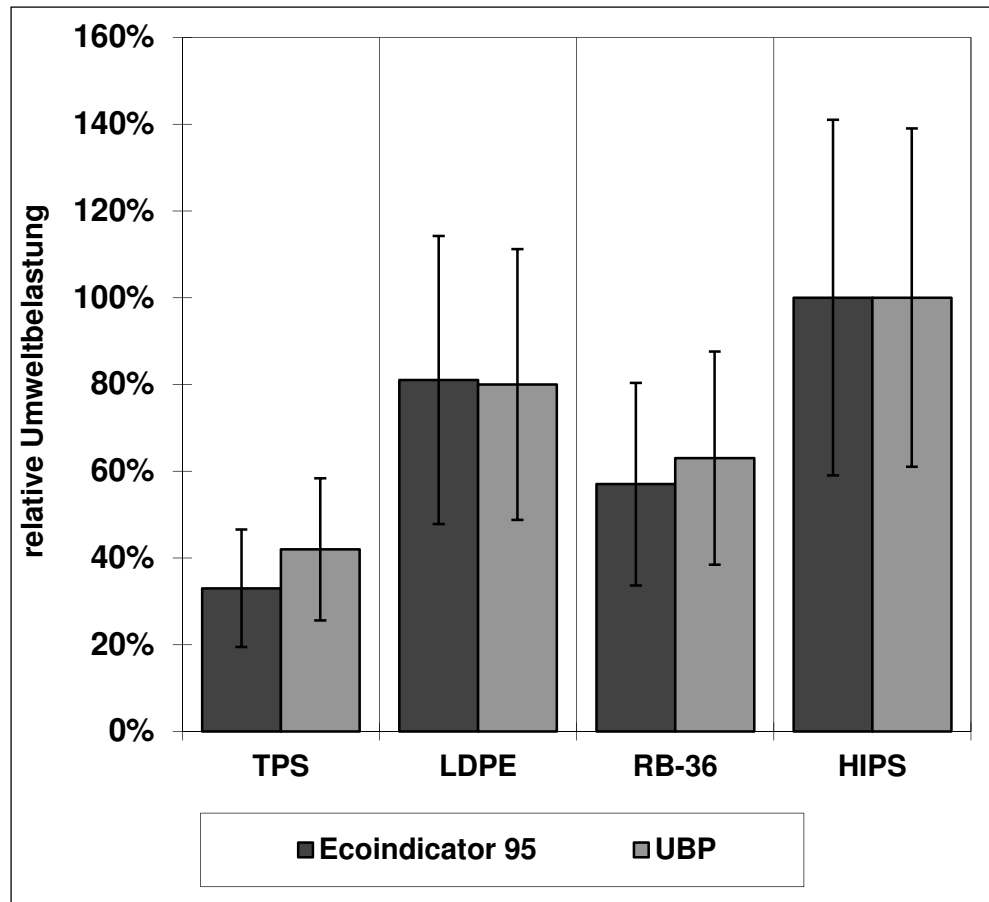
Abbildung: 22 Öko-Profile der konventionellen und der stärkehaltigen Kunststoffe pro kg



Bei den Auswirkungen der wirkungsorientierten Methode sind ebenfalls die Vertrauensgrenzen der Resultate angegeben. Die grosse Schwankungsbreite der Resultate ist auf Unsicherheiten in der Sachbilanz und bei der Ermittlung der Wirkbilanz zurückzuführen. Unsicherheiten bei der Sachbilanz ergeben sich z. B. aus teilweise sehr hohen Unterschieden bei den Emissionen verschiedener Hersteller. Unsicherheiten bei den Wirkungen ergeben sich aufgrund der komplexen Zusammenhänge, welche z. B. je nach Ort der Emission, Jahreszeit oder Immissionsituation zu unterschiedlichen Auswirkungen führen können. Die teilweise grossen Unsicherheiten zeigen, dass für relevante Aussagen eine Fehlerabschätzung notwendig ist.

Im Falle einer Kompostierung von TPS entfallen die Belastungen durch die Entsorgung, und es wird Kompost gewonnen. Signifikant ist die Reduktion nur bei den deponierten Abfällen, die um ca. 80% reduziert werden könnten.

Abbildung: 23 Bewertung der konventionellen und der stärkehaltigen Kunststoffe pro kg



Relevante Schadstoffe

Eine detaillierte Analyse der Wirkbilanzen hat gezeigt, dass die wesentlichen Anteile an den verschiedenen Wirkungen auf die Umwelt durch einige wenige Stoffe verursacht werden. Im folgenden sind die bestimmenden Schadstoffe aufgeteilt nach Wirkungsort und Wirkungsart genannt:

- Treibhauspotential:** CO₂, Lachgas in der Landwirtschaft ca. 5 %
- Säurebildung:** SO₂ (66% bis 72%) und NO_x (28% bis 30%) Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (TPS rund 3%).
- Toxizität (Luft):** Kohlenwasserstoffe bzw. Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC), Nickel sowie Dioxine und Furane. Konventionelle Kunststoffe NMVOC ca. 65%, Nickel ca. 30% und Dioxine und Furane ca. 4%. TPS Nickel mit 60%, NMVOC 25% und Dioxine und Furane 7%.
- Ozonbildungspotential:** NO_x und NMVOC, herkömmliche Kunststoffe NO_x zwischen 45% und 50%, TPS ca. 80%.

Eutrophierung:	Bei den herkömmlichen Kunststoffen zu 85% bis 90% NO _x -Emissionen in die Atmosphäre, bei der TPS stammt die Düngung der Gewässer zu ca. 75% von Nitrat und zu ca. 10% von Phosphat aus den verwendeten Düngern.
Gewässertoxizität:	Organische Stoffe und Metalle bestimmen bei den konventionellen Kunststoffen Fette und Öle und andere nur als TOC ¹ ausgewiesene Kohlenwasserstoffe 35% bis 40%, aromatische Kohlenwasserstoffe mit ca. 20% und Metalle mit knapp 20%. Bei TPS stehen die beim Anbau von Kartoffeln und Mais verwendeten Pestizide Dinoseb (ca. 50%), Atrazin (ca. 6%) und Metalle mit knapp 20% im Vordergrund.
Versalzung Gewässer:	Natriumionen 50% bis 80% und Chloridionen 10% bis 15% sowie bei den stärkehaltigen Kunststoffen Nitrate 32%

Bewertung der Produkte

Ein Vergleich der Grundstoffe pro kg ist nur beschränkt sinnvoll, relevanter ist ein Vergleich für Produkte mit gleichem Anwendungsbereich.

In dieser Studie wurden verschiedene Folien gleicher Dicke und gleicher Reißfestigkeit sowie Spritzgussteile untersucht. LDPE-TPS-LDPE-Dreischichtfolien sind in der Anwendung mit Folien aus LDPE vergleichbar. Die TPS- und RB-36-Folie kann nur begrenzt als Ersatz für LDPE-Folien dienen, da es sich um abbaubare Folien handelt. Dies kann je nach Anwendung ein Vor- oder Nachteil sein. Für eine detaillierte Diskussion wird auf BUWAL SRU 271 (1996) verwiesen. In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** werden die Ergebnisse für zwei Folien und zwei Spritzgussteile dargestellt. Die Umweltauswirkungen sind auf das Maximum der jeweiligen Wirkung normiert.

¹ TOC: total organic carbon

Abbildung: 24 Öko-Profil der Folie aus TPS (kompostiert), Vergleichsbasis: gleiche Dicke, normiert auf das jeweilige Maximum der Folien

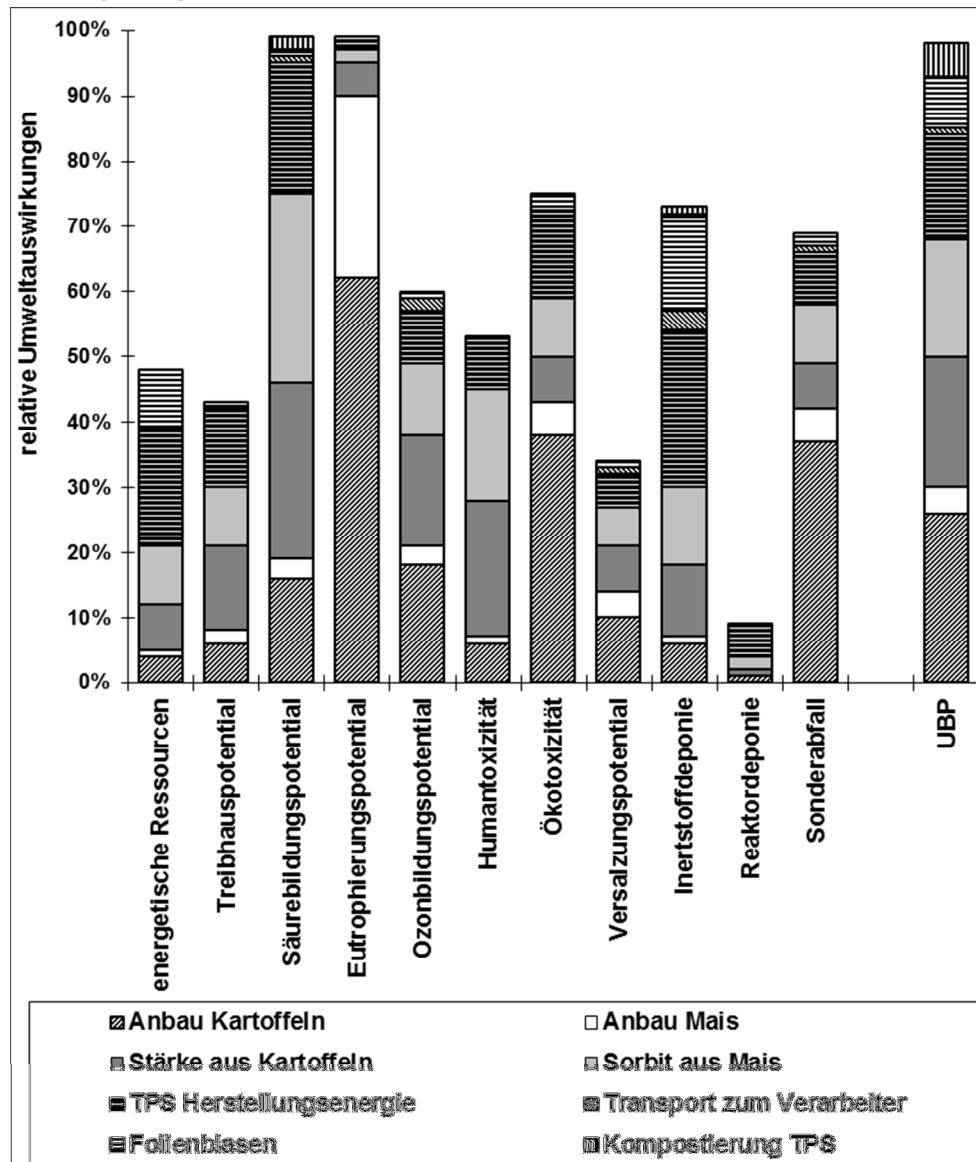
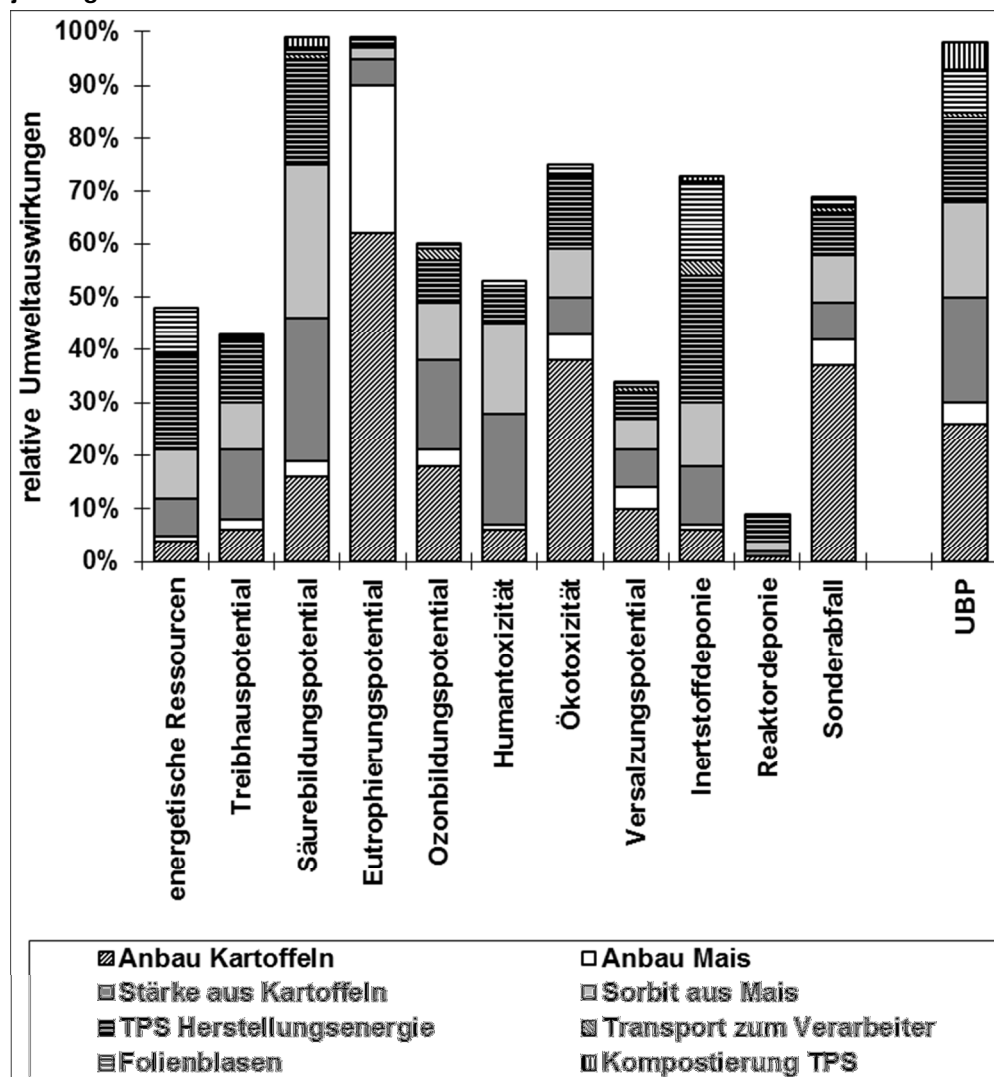


Abbildung: 25 Öko-Profil der Folie aus LDPE, Vergleichsbasis: gleiche Dicke, normiert auf das jeweilige Maximum der Folien



3.2.6 Minderungspotentiale

Bei den Kunststoffen aus ressourcenknappen Rohstoffen (LDPE, HIPS) treten die höchsten Umweltbelastungen bei den folgenden Prozessschritten auf:

- Naphtaproduktion und Kunststoffherstellung: Säurebildung, Eutrophierung, Ozonbildung, Toxizität Luft und Wasser, energetischen Ressourcen und den Sonderabfällen
- Entsorgung: Treibhauspotential, Deponie

Die höchste Reduktion der Umweltbelastung kann demnach durch eine lange Lebensdauer und/oder eine Wiederverwendung der Produkte sowie durch eine Wiederverwertung der Rohstoffe erreicht werden.

Bei den Produkten aus nachwachsenden Rohstoffen (TPS) treten die wesentlichen Umweltbelastungen bei den folgenden Prozessschritten auf:

- landwirtschaftlicher Anbau: Eutrophierung, Toxizität Luft und Wasser, Ozonbildung und Sonderabfälle

- Verarbeitung zu Grundstoffen: Treibhauspotential, Säurebildung, Ozonbildung, energetischen Ressourcen, Toxizität Luft und Wasser, Abfälle Inertstoffdeponie
- Verarbeitung zu Produkten: Treibhauspotential, Säurebildung, energetische Ressourcen, Abfälle Inertstoffdeponie
- Entsorgung: Deponie

Reduktionen der Umweltbelastung können demnach durch die folgenden Massnahmen erreicht werden:

- Kompostieren der TPS:
Durch Kompostieren der TPS kann eine Reduktion der Abfallmenge erreicht werden. Falls in der RB-36-Folie die Komponente LDPE durch einen abbaubaren Stoff ersetzt wird, kann auch diese kompostiert werden. Dies würde allerdings bedeuten, dass abbaubare Kunststoffe sortenrein gesammelt oder direkt kompostiert werden.
- Umweltschonende Landwirtschaft:
Verantwortlich für das hohe Eutrophierungspotential der stärkehaltigen Kunststoffe sind die hohen Nitrat- und Phosphatbelastungen beim Anbau der Grundstoffe für die Stärke. Der Einsatz von Pestiziden ist der Hauptgrund für die Belastung der Gewässer mit ökotoxischen Stoffen. Grosse Bedeutung kommt daher einer Minderung der Gewässerbelastung in der Landwirtschaft zu.
Die Möglichkeiten zur Verringerung der Gewässerbelastung sind beim Kartoffelanbau allerdings beschränkt. Eine geeignete Massnahme zur Reduktion von Gewässerbelastungen wäre die Förderung von Zwischenkulturen und Ein-saaten in der ganzen Fruchtfolge. Für alle Ackerkulturen gilt auch die Empfehlung, die erfolgte Phosphoranreicherung in den Böden durch zurückhaltende Phosphatdüngung wieder zu reduzieren. Aufgrund des bestehenden Phosphorangebots in den Böden müsste kaum mit Ertragsreduktionen gerechnet werden. Eine generelle Reduktion der Stickstoffdüngung wäre dagegen im allgemeinen mit einer Ertragsreduktion verbunden.
Im Rahmen einer nachhaltigen Landwirtschaft ist vor allem darauf zu achten, dass nicht mehr der maximale Ertrag die Entscheidungsgrundlage darstellt. Vielmehr muss die Minimierung der Umweltbelastung pro produzierte Menge Produkt als Ziel und Entscheidungskriterium mitberücksichtigt werden.

Folgende vergleichende Bewertungen sind von Bedeutung:

- Die Unterschiede der Belastungen der Ackerkulturen sind relativ gering.
- Gegenüber den Ackerkulturen deutlich vorteilhaftere Einflüsse auf alle Umweltbereiche ergeben sich (in steigender Reihenfolge) aus dem Ackerfutterbau, dem Naturfutterbau sowie den naturnahen Flächen. Setzt man die Reduktion von Umweltbelastungen als oberstes Ziel, so müsste die ackerbauliche Produktion generell eingeschränkt bzw. extensiviert werden.
- Nimmt man an, dass eine Erweiterung des Kartoffelanbaus mit einer Reduktion der Getreideanbaufläche verbunden ist, so ergibt sich, insgesamt gesehen, gegenüber der heute bestehenden Situation keine wesentliche zusätzliche Umweltbelastung. Eine Erweiterung des Kartoffelanbaus kann sogar eine erwünschte Bereicherung getreidebetonter Fruchtfolgen sein. Der hohe Zug-

kraftaufwand für die Bestellung von Kartoffeln bedingt gegenüber dem Getreidebau einen Mehrverbrauch von über 220 kg Diesel pro Hektare Anbaufläche und führt zu entsprechenden Stoffemissionen in die Luft.

3.2.7 Gesamtbeurteilung und Schlussfolgerungen

Ein verstärkter Einsatz stärkehaltiger Kunststoffe hat Vor- und Nachteile.

Aus der Sicht der Energiebilanzen und des Klimaschutzes ist ein Ersatz von Produkten aus herkömmlichen Kunststoffen durch solche aus stärkehaltigen Kunststoffen als positiv zu bewerten. Zumindest tendenziell trifft dies auch für die Luftbelastung und die Belastung der Gewässer durch toxische Stoffe und Salze zu.

Werden die zur Herstellung der stärkehaltigen Kunststoffe notwendigen landwirtschaftlichen Erntegüter auf oder anstelle der Schaffung naturnaher Flächen angebaut, ergibt sich gegenüber den herkömmlichen Kunststoffen eine höhere Belastung der Gewässer durch Eutrophierung.

Bezüglich der Bodenbelastung und Artenvielfalt ergeben sich, falls der Anbau der Stärke auf bereits heute landwirtschaftlich genutzten Böden angebaut wird, keine zusätzlichen Belastungen. Wird Stärke hingegen auf naturnahen Flächen angebaut, bzw. anstatt der Schaffung von naturnahen Flächen, so ist der Einfluss deutlich negativ.

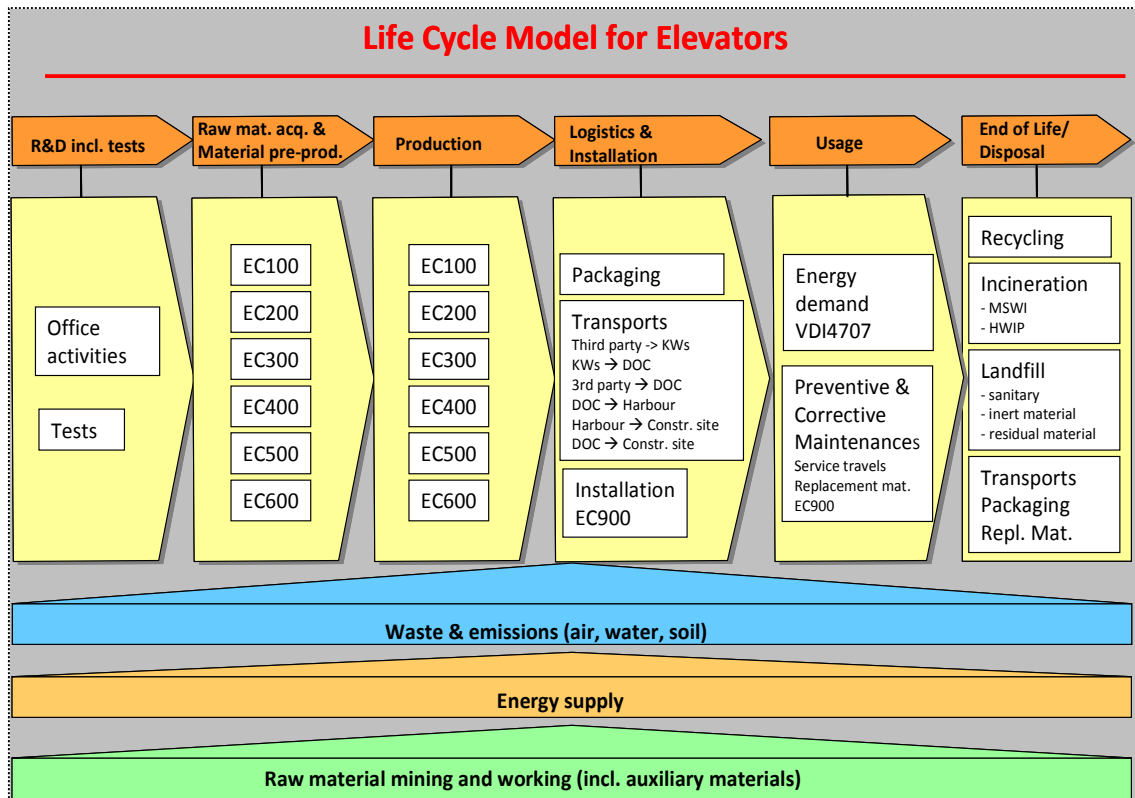
Der Entscheid, ob stärkehaltige Kunststoffe sinnvoll sind, hängt von den umweltpolitischen Zielsetzungen ab. Abhängig davon, ob Ressourcenschonung, und Klimaschutz oder Artenvielfalt und Eutrophierung der Gewässer prioritär bewertet werden, fällt der Entscheid unterschiedlich aus.

Weiter kann der Entscheid, ob der Anbau von Stärke zur Kunststoffherstellung aus ökologischer Sicht sinnvoll ist, nicht unabhängig von der Anwendung der Produkte getroffen werden, da die Lebensdauer der Produkte einen wesentlichen Einfluss hat. Für Güter, welche nur einmal verwendet werden, können vollständig abbaubare Produkte dann sinnvoll sein, wenn sie anschliessend separat gesammelt und kompostiert werden. Falls in anderen Anwendungen dasselbe Produkt aus herkömmlichen Kunststoffen jedoch mehrfach oder länger verwendet werden kann, so ergeben sich im allgemeinen geringere Belastungen.

3.3 Die Ökobilanz als Basis für Öko Design von Aufzügen bei Schindler AG

Mit dem Ziel die Umweltauswirkungen ihrer Produkte zu optimieren hat die Schindler AG im Jahre 1999 eine erste Ökobilanz eines ihrer Aufzugssysteme realisiert.

Abbildung: 26 Life Cycle Model for Elevators



Nicht nur die Herstellung auch die Entsorgung kann entscheidend sein und hängt von den regionalen Gegebenheiten ab.

Tabelle 17 Entsorgungsszenarien für die beiden Länder Schweiz und Spanien im Jahre 1999

Material	Entsorgungsart	ES	CH	Kommentar
Metalle (exkl. hochlegierter und verzinkter Stahl)	recykliert	90%	100%	CH: Kreisläufe von Fe, Cu, Al nahezu geschlossen.
	deponiert	10%	-----	
	verbrannt	-----	-----	
Verzinkter Stahl und Chromstahl	recykliert	50%	80%	Schwermetalle wie Zn, Cr aus Antikorrosivüberzügen und Legierungen verunreinigen Elektro Stahl beim Wiedereinschmelzen und daher weniger willkommen → tiefere Recyclingrate
	deponiert	50%	20%	
	verbrannt	-----	-----	
Kunststoffe Gummi Glas	recykliert	-----	-----	Verbrennung in erster Näherung durch Verbrennung von Heizöl EL in 1MW Heizung modelliert, da Ökoinventare zur Verbrennung von Abl. fehlen.
	deponiert	60%	-----	
	verbrannt	40%	100%	
Öle	recykliert	40%	50%	Annahme Deponierung: 100% Transfer von Cd, Ni (aus Batterien des NSG) und Zn (von verzinkten Stahlelechen) in Boden. Kein Transfer ins Grundwasser.
	deponiert	10%	-----	
	verbrannt	50%	50%	
Elektronikschrott (Prints, Schützen, Trafos, inkl. Batterie NSG)	recykliert	-----	100%	
	deponiert	100%	-----	
	verbrannt	-----	-----	

3.3.1 Resultate der Ökobilanz aus dem Jahre 1999

Umweltauswirkungen des Schindler Aufzuges S100T

Abbildung: 27 **Umweltauswirkungen der verschiedenen Lebensphasen**

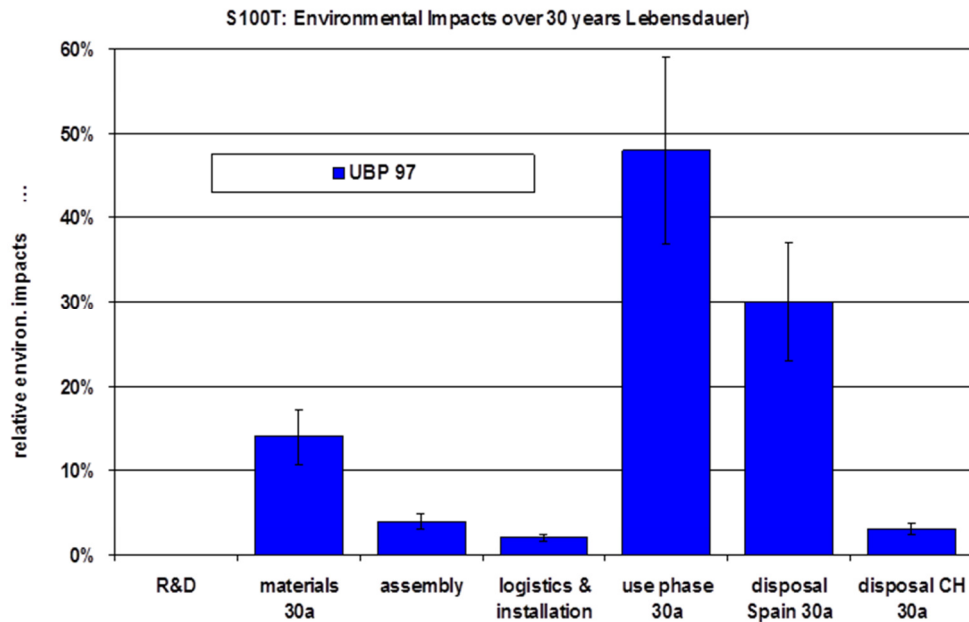


Abbildung: 28 **Relevanzen in der Nutzungsphase**

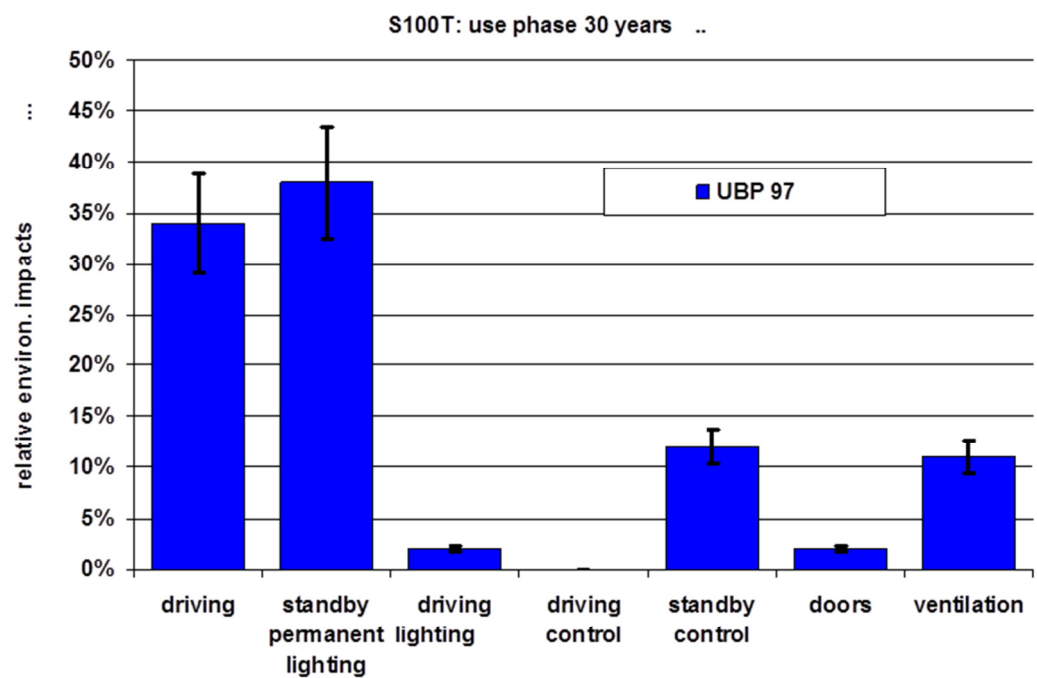
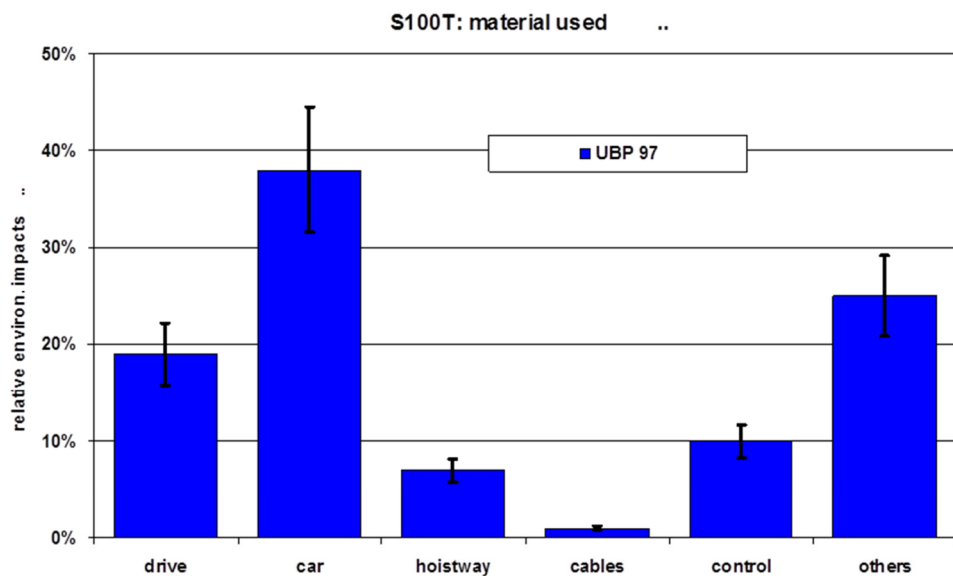


Abbildung: 29 **Umweltauswirkungen der Materialien**

Erkenntnisse

- Die Entwicklung hat wohl praktisch keine Umweltauswirkungen
- deren Entscheide sind jedoch weitgehend verantwortlich für die Umweltauswirkungen des Liftes.
- Schindler stellt daher den Entwicklern ein einfaches Tool (PeCoPit) zur Verfügung, mit welchem diese die Umweltauswirkungen ihrer Materialentscheide direkt abschätzen können.
- Entscheidend ist die Nutzungsphase
- Daher wurde in diesem Bereich viel investiert.

3.3.2 Realisierte Verbesserungen

Ökobilanz Resultate aus den Jahren 1999 und 2011

Abbildung: 30 **Vergleich der Umweltauswirkungen des alten Aufzuges (S100) mit dem neu entwickelten (S3100)**

4 Praktische Durchführung von Ökobilanzen

In jedem Arbeitsschritt werden unterschiedliche Hilfsmittel benötigt. Im Folgenden wird kurz auf die Anforderungen und Hilfsmittel der einzelnen Schritte einer Ökobilanz eingegangen.

4.1 Zielsetzung und Rahmenbedingungen

Die wichtigste Hilfe bei der Festlegung der Zielsetzungen ist das betriebsinterne Know How sowie Erfahrungen aus vergleichbaren (z. B. gleiche Branche) Betrieben bzw. Problemstellungen. Es wird somit sowohl internes wie auch externes Fachwissen benötigt. Das gute Zusammenspiel dieser beiden Elemente ist entscheidend für die Durchführung einer Ökobilanz. Als konkrete Hilfsmittel können z. B. die folgenden Methoden verwendet werden:

- ABC-Analyse
- Checklisten
- Fragebogen
- Relevanzmatrizen

4.2 Sachbilanz*

Als aufwendigster Schritt bei der Erstellung von Ökobilanzen erweist sich im Allgemeinen die Datenerhebung. Soweit möglich sollte auf bestehende Daten zurückgegriffen werden. Sei dies auf Buchhaltungsdaten oder Datenquellen zu Standardprozessen wie z. B. Energiebereitstellung, Transporte oder Kunststoffherstellung.

Datendokumentation und -qualität

Der Dokumentation der Daten ist besonderes Augenmerk zu widmen. Ein während der Recherchephase geführtes Tagebuch, erleichtert das Nachhaken (praktisch immer notwendig) und das Erstellen des Quellenverzeichnisses.

Oft stösst man im Laufe der Untersuchungen auf verschiedene Informationen zum selben Prozess oder selben Produkt. Die recherchierten Werte sollen in einem Anhang der Ökobilanz aufgeführt und diskutiert werden. Der schliesslich für die Studie gewählte Wert soll zusammen mit der Begründung ebenfalls dokumentiert werden.

Aufgrund der immer anzutreffenden Bandbreite von Energieverbrauchsdaten, Emissionsfaktoren, zurückgelegten Transportdistanzen und dergleichen, sollen auch Angaben über die Bandbreite möglicher Werte gemacht werden. Neben der Verteilungsfunktion (Normal, Lognormal, etc.) sollte dazu auch das 95%-Vertrauensintervall angegeben werden.

Zeitgleich mit dem Eingeben der Daten in eine Ökobilanz-Software sollen die entsprechenden Daten auch im Schlussbericht (oder dessen Anhang) dokumentiert werden. Es sind Bestrebungen im Gange, die Beschreibung von Prozessen in Ökobilanz-Datenbanken zu standardisieren (SPOLD 1999). Dadurch sollte ein elektro-

* Dieses Kapitel wurde teilweise dem Vorlesungsskript der ETH ‚Methoden der Bewertung von Umwelttechnik‘ Teil: Ökobilanzen von Dr. Rolf Frischknecht entnommen.

nischer Datenaustausch ermöglicht werden, mit dem ein Grossteil der einen Prozess umschreibenden Information mit den nackten Zahlen mitgeliefert werden kann.

Kommerzielle Ökobilanz-Anwenderprogramme verleiten dazu, darin vorhandene Sachbilanzdaten zu verwenden, ohne deren Dokumentation zu konsultieren. Es ist aber wichtig, die Daten anhand ihrer Dokumentation auf Korrektheit, Eignung und Konsistenz bezüglich der eigenen, selbst erhobenen Daten zu überprüfen.

Verfügbare Datengrundlagen

Eine Ökobilanz ist nur so gut wie die erfassten Daten. Diese setzen sich im Allgemeinen aus betriebsspezifischen Daten (Materialströme, Emissionen) und allgemeinen Daten (vor- und nachgelagerte Prozesse) zusammen. Heute gibt es eine grosse Zahl von Datensammlungen zu Standardprozessen, z. B.:

Energiebereitstellung:	ecoinvent
Transporte:	ecoinvent
Baustoffe:	ecoinvent
Verpackungsmaterialien:	ecoinvent
Kunststoffe :	PWMI, APME
Landwirtschaft und	ecoinvent
Nachwachsende Rohstoffe:	ecoinvent

Dabei ist die Kompatibilität der verschiedenen Datenquellen und deren Qualität zu beachten.

4.3 Wirkbilanz und Bewertung

Es gibt heute eine grosse Zahl von Methoden um die Sachbilanz zu beurteilen. Einige wurden in 0 und 2.4.4 vorgestellt. An ein Bewertungsmodell müssen die folgenden Anforderungen gestellt werden:

- Vergleichbarkeit des Modells (Reproduzierbarkeit unabhängig vom Anwender)
- Berücksichtigung messbarer Grössen
- Berücksichtigung qualitativer Grössen
- Entscheidungsfreundlichkeit
- Anwenderfreundlichkeit
- Aussagekraft über die ökologische Verträglichkeit
- Transparenz und Nachvollziehbarkeit
- Flexibilität und Vollständigkeit
- Eignung zur Schwachstellenanalyse
- umfassende Betrachtungsweise

Es gibt bis heute keine einzige Methode, welche alle diese Anforderungen erfüllt. Je nach Anwendung müssen daher verschiedene Methoden kombiniert werden oder die Ergebnisse mit anderen Methoden überprüft werden.

Für die Bewertung, d. h. Gewichtung der verschiedenen Umweltauswirkungen, sind Fachwissen und Erfahrung notwendig.

4.4 Optimierung

Bei der Optimierung ist der Einbezug der Fachleute vor Ort entscheidend, da dies technisches Fachwissen und Kenntnisse des Systems verlangen.

4.5 Iteratives Vorgehen

Um den Aufwand bei der Datenerfassung in Grenzen zu halten ist ein iteratives Vorgehen notwendig.

Grobbeurteilung

In einem ersten Schritt wird auf der Basis von bestehenden Daten und Abschätzungen eine Grobbewertung gemacht, mit dem Ziel die relevanten Daten zu ermitteln. Unbekannte Prozesse können im Allgemeinen auf der Basis des Energiebedarfs, Schätzungen der relevanten Materialien und ev. von wichtigen Emissionen grob beurteilt werden. Dazu sind Gespräche mit Fachleuten, Literaturangaben und die Erfahrung in der Erstellung von Ökobilanzen notwendig oder zumindest hilfreich. Bei dieser Abschätzung sollen eher zu hohe Werte verwendet werden. Falls diese in der gesamten Bilanz trotzdem keinen relevanten Einfluss haben, so erübrigt sich der Aufwand einer aufwendigen Datenrecherche. Anderenfalls müssen in weiteren Schritten die Daten detaillierter erhoben werden. Möglicherweise können die Ergebnisse der Grobbeurteilung bereits genügen um die Fragestellung zu beantworten. In diesem Falle müssen keine weiteren Erhebungen vorgenommen werden. Wichtig ist jedoch, dass dokumentiert wird, dass es sich nur um Schätzwerte handelt.

Verfeinerung der Datenerfassung und Beurteilung

In einem zweiten Schritt werden die Sachbilanzdaten der als relevant gefundenen Prozesse ermittelt und eine erneute Beurteilung durchgeführt.

Diese Verfeinerung der Datenerhebung muss so lange weitergeführt werden, bis die Fragestellung ausreichend genau beantwortet werden kann. Dabei ist es wichtig die Vertrauensgrenzen der Ergebnisse und die gemachten Annahmen und Schätzungen anzugeben. Die Verfeinerung der Datenerhebung kann mit grossem Aufwand verbunden sein, es kann sich dabei zeigen, dass nicht nur weitere Sachbilanzdaten gesucht werden müssen, sondern auch weitere Auswirkungen (Wirkpotentiale) und Bewertungsmethoden verwendet werden müssen. Die Bestimmung des Aufwandes benötigt grosse Erfahrungen und kann teilweise auch von Fachleuten zu Beginn einer Studie nicht bestimmt werden. Es kann sogar vorkommen, dass die Zielsetzungen überarbeitet werden müssen.

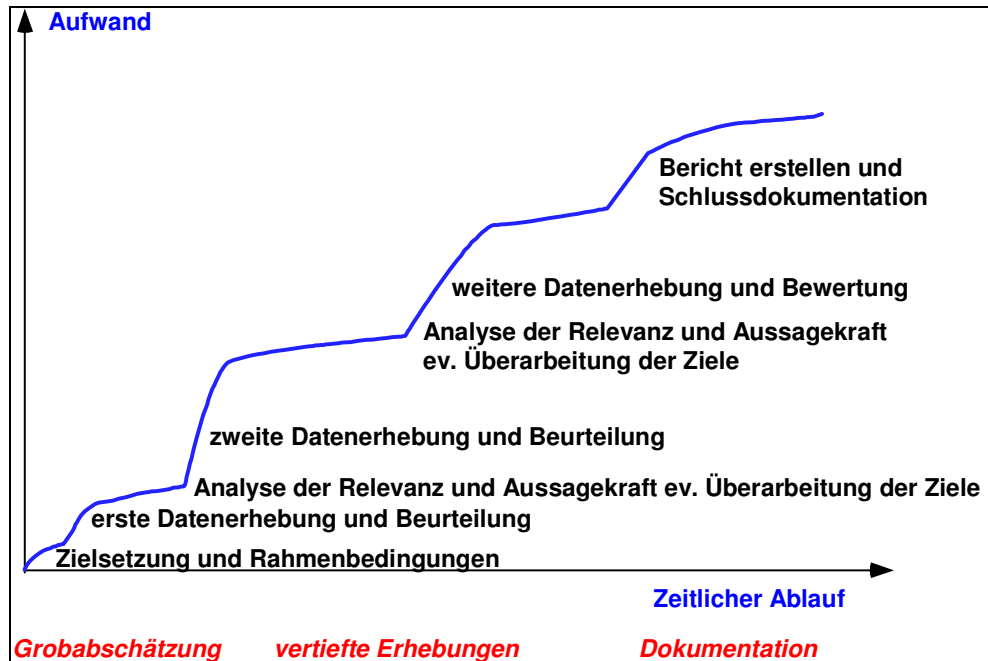
In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** ist der Aufwand in Funktion der Zeit schematisch dargestellt. Als grobe Richtlinie kann die folgende Aufteilung der Aufwände verwendet werden. Je nach Art der Ökobilanz kann diese stark variieren:

- Zielsetzung und Rahmenbedingungen: 5 – 15%
- Erste Grobabschätzung: 10 – 20%
- Vertiefte Datenerhebung: 30 -60%
- Analyse und Diskussion: 10 – 20%

- **Schlussdokumentation:** 15 – 30%

Zu beachten ist, dass die Dokumentation nicht erst am Schluss erstellt werden darf, sondern laufend erfolgen soll.

Schematische Darstellung des Aufwandes bei der Erstellung einer Ökobilanz im zeitlichen Ablauf



4.6 Vertrauensgrenzen der Ergebnisse

Um eine sinnvolle Diskussion der Ergebnisse von Ökobilanzen zu machen, ist es notwendig, die Vertrauensgrenzen der Ergebnisse zu kennen (s. auch. Kapitel 3). Heute ist es bei Ökobilanzen noch nicht Standard die Fehlergrenzen anzugeben. Sehr oft werden auch heute noch Ergebnisse so dargestellt, als ob es sich um exakte Ergebnisse handeln würde. Die Entscheide, welche aufgrund solcher Ergebnisse gefällt werden, können falsch sein, wenn sich die Resultate nur innerhalb der nicht angegebenen Vertrauensgrenzen unterscheiden oder wenn es sich um Artefakte der Datenerhebung (siehe Allokation) bzw. der Bewertung handelt. Wegen der oft fehlenden Angaben über die Fehler kann im Allgemeinen keine Fehlerrechnung sondern nur eine Fehlerabschätzung durchgeführt werden.

Bei der Erstellung von Ökobilanzen treten die folgenden Arten von Unsicherheiten auf, welche sich grundsätzlich unterscheiden:

- **Unsicherheit** Ebene der Entscheidung
Es gibt keinen 'wahren oder exakten' Wert.
Dies tritt vor allem bei Aussagen über die Zukunft auf oder bei Wertefragen. So gibt es z.B. keinen wissenschaftlich objektiven Massstab welcher es erlaubt, meine Gesundheit in Fässern Erdöl oder den Wert einer Stubenfliege in Kilogramm Kupfererzen zu messen. Solche Unsicherheiten treten somit auf, wenn z.B: eine untersuchte Variante geringere Klimaauswirkungen dafür hö-

here Auswirkungen auf Ökosysteme als eine andere Variante hat und zu entscheiden ist, welche Variante aus ökologischer Sicht realisiert werden soll.

- **Unschärfe, Vagheit** Ebene System, Modell, Daten
Vielleicht gibt es einen 'wahren oder exakten' Wert, jedoch ist dieser auch mit grossem Aufwand nicht zu ermitteln oder die Übergänge sind fließend. Dies tritt z.B. bei Modellierungen von Umweltauswirkungen auf. So ist sich heute die Wissenschaftsgemeinde einig, dass CO₂ Emissionen einen Einfluss auf das Klima haben, wie sich jedoch diese Klimaveränderung an einem bestimmten Ort in den kommenden 50 Jahren auswirkt, kann nicht oder nur mit einer sehr hohen Unschärfe vorausgesagt werden.
- **Ungenauigkeit** Ebene der Daten (Systeme, Modell)
Es existiert ein 'richtiger oder wahrer' Wert und es ist 'nur' eine Frage des Aufwandes diesen zu ermitteln.
Theoretisch wäre es denkbar, die CO₂ Emissionen, welche bei der Herstellung eines bestimmten Kilogramms Polyethylen entstehen exakt zu messen. Jedoch wird niemand den Aufwand betreiben solche Messungen an all den hunderterten von beteiligten Prozessen durchzuführen, vor allem schon deshalb weil ein anderes Kilogramm Polyethylen wenn auch nur geringfügig so doch andere Emissionen verursacht, weil z.B. das Rohöl anders transportiert oder in einer anderen Fabrik hergestellt wurde.

Tabelle 18 zeigt für die verschiedenen Schritte der Ökobilanzierung welche Arten der Unsicherheiten auftreten und wie damit umgegangen werden kann.

Tabelle 18 Arten der Unsicherheiten, wie sie bei den verschiedenen Schritten einer Ökobilanz auftreten

Schritte		Art der Unsicherheit	Umgang mit der Unsicherheit
Zieldefinition, Systemgrenzen	funktionelle Einheit, Allokation, Systemgrenzen: geographisch, Lebenszyklus, zeitlich, Technosphäre - Natur, Aspekte	Unsicherheit, Unschärfe	Reviewing Szenarienrechnungen
Sachbilanz	Systemgrenzen Variabilität: räumlich, zeitlich, prozessspezifisch Datenlücken	Unschärfe	Reviewing, Szenarienrechnungen
	Messfehler	Ungenauigkeit	Erfassen der Fehler
Wirkbilanz	Systemgrenzen, Auswahl der Wirkungen,	Unsicherheit, Unschärfe,	Reviewing, Szenarienrechnungen
	Unsicherheit der Auswirkungen	Ungenauigkeit	Erfassen der Fehler
Bewertung	sozio-politische Entscheide	Unsicherheit	Reviewing

Bei der Erstellung der Sachbilanz sind die folgenden Fehlerquellen zu beachten:

- fehlende Daten
- veraltete Daten
- Daten sind methodisch nicht erhältlich, da zu komplexe Zusammenhänge bestehen
- Daten werden von Firmen nicht bekannt gegeben
- unsachgemässe Vernachlässigungen
- mangelndes Fachwissen (Branchenkenntnisse)
- falsche Systemgrenzen
- schlechte Messanalytik
- Übernahme von Daten, welche für den vorliegenden Fall zu allgemein oder zu spezifisch sind
- falsche Zuordnung der Koppelprodukte (Allokation)
- Nutzung gemeinsamer Anlagen
- bereits zu Beginn vorgefasste Meinung

4.7 EDV - gestützte Datenverarbeitung

Lernziel: Kennen lernen der Anforderungen und Möglichkeiten von Software-Tools für Ökobilanzen. Verstehen von Aufbau und Anwendung einer Software als Beispiel.

Bei der Anwendung von Ökobilanzen hat sich gezeigt, dass Softwaretools notwendig sind, um die grossen Datenmengen zu bewirtschaften. Heute gibt es verschiedene Softwaretools, welche je nach Anwendung ihre Stärken und Schwächen aufweisen. Eine gute Übersicht gibt z. B. der Softwareführer der ÖBU.

Im folgenden wird auf die Anforderungen an eine Ökobilanzsoftware eingegangen. Am Beispiel von EMIS wird gezeigt, wie die Realisierung einer solchen Software aussehen kann. Mit dieser Software wurden schon verschiedene Lebenszyklusanalysen und Betriebsbilanzen durchgeführt, wie z. B. diejenigen der Fallbeispiele in Kapitel 3.

4.7.1 Unterstützung bei der Zielsetzung

Da die Zielsetzung erst die Basis schafft für eine detaillierte Datenerhebung, sind im Allgemeinen beim Aufbau eines UMS die vorliegenden Daten noch sehr lückenhaft. Auch bei der Erstellung einer Lebenszyklusanalyse empfiehlt sich daher ein schrittweises Vorgehen. In einem ersten Schritt sollen aufgrund von verfügbaren Daten die relevanten Umweltauswirkungen bestimmt werden. Daraus können die Anforderungen an die weitere Datenerfassung bestimmt werden.

Die Software soll daher in der Lage sein, mit den vorliegenden Daten eine erste Beurteilung zu ermöglichen. Es macht keinen Sinn, ziellos Daten zu sammeln, bei denen es sich im Nachhinein vielleicht herausstellt, dass sie nicht relevant sind. Es ist sinnvoller, Geld in effiziente Massnahmen zu investieren als in eine allzu voll-

ständige und genaue Datenerhebung. Was jedes Unternehmen aus der Buchhaltung weiss, sind die eingekauften Mengen an Energieträgern, Rohstoffen und die zu entsorgenden Abfälle. Das Softwaretool soll somit über eine entsprechende Datenbasis verfügen, um z. B. aus den eingesetzten Energieträgern die durchschnittlichen Emissionen zu ermitteln. Weiter soll die Datenbasis auch über die Umwelteinwirkungen bei der Bereitstellung der Energieträger Auskunft geben, welche z. B. bei der Elektrizität erheblich sind.

Zumindest für die Stoffe, für welche gesetzliche Grenzwerte bezüglich der Emissionen in die Luft und das Wasser existieren, sind die entsprechenden Stoffströme bekannt oder können abgeschätzt werden. Das Softwaretool soll in der Lage sein, die entsprechenden Daten zu erfassen.

Anschliessend soll die Software die Umweltauswirkungen der Stoff- und Energieströme ermitteln. Um eine effiziente Ermittlung der Umwelteinwirkungen durchzuführen, verfügt EMIS über eine umfangreiche Datenbank, in welcher die Emissionen und die benötigten Rohstoffe von über 2'500 Prozessen der Energiebereitstellung, von der Herstellung von Grundmaterialien wie z. B. Kunststoffen, Baustoffen, Metallen, von Transporten sowie von Verpackungsmaterialien abgelegt sind (ecoinvent). Diese Prozesse können aufgerufen und die entsprechenden Mengen eingegeben werden. Dabei ist es auch möglich, die Unsicherheiten der Datenlage zu berücksichtigen, indem Fehler sowie Minima und Maxima eingegeben werden können. Die Software ermittelt daraus die resultierenden Umweltauswirkungen **(Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.)**.

Abbildung: 31 Zusammenstellen der verschiedenen Prozesse und ermitteln der Umweltauswirkungen mit der Software EMIS

Edit Window Bearbeiten Analyse Datenbank Diverses

Analyse zusammenstellen

Metalle

			UBP 97 [kUBP]	Andere Bezeichnung
Aluminium in Barren	kg	NS	6.89654	
Aluminium in Barren	kg	NE	6.89654	
Aluminium Rezyklat-Anteile 25%	kg	NE	5.23274	
Aluminium Rezyklat-Anteile 25%	kg	NS	5.23274	
Aluminium Rezyklat-Anteile 50%	kg	NS	3.57638	
Aluminium Rezyklat-Anteile 50%	kg	NE	3.57638	
Aluminium Rezyklat-Anteile 80%	kg	NS	1.57970	
Aluminium Rezyklat-Anteile 80%	kg	NE	1.57970	
Aluminiumblech, gerollt	kg	NE	5.56938	
Aluminiumblech, gerollt	kg	NS	5.56938	
Aluminiumfolie	kg	NS	7.22713	
Aluminiumfolie	kg	NE	7.22713	
Aluminiumhydroxid Al(OH) ₃	kg	NE	1.09292	

Durchschnitt: 0.000000 E 0 \$

Fehler: 0.000

Minimum: 0.000000

Maximum: 0.000000

absolute Mengen

Exponent wird übernommen

☐ Analyse anfügen

☐ Eintrag überschreiben

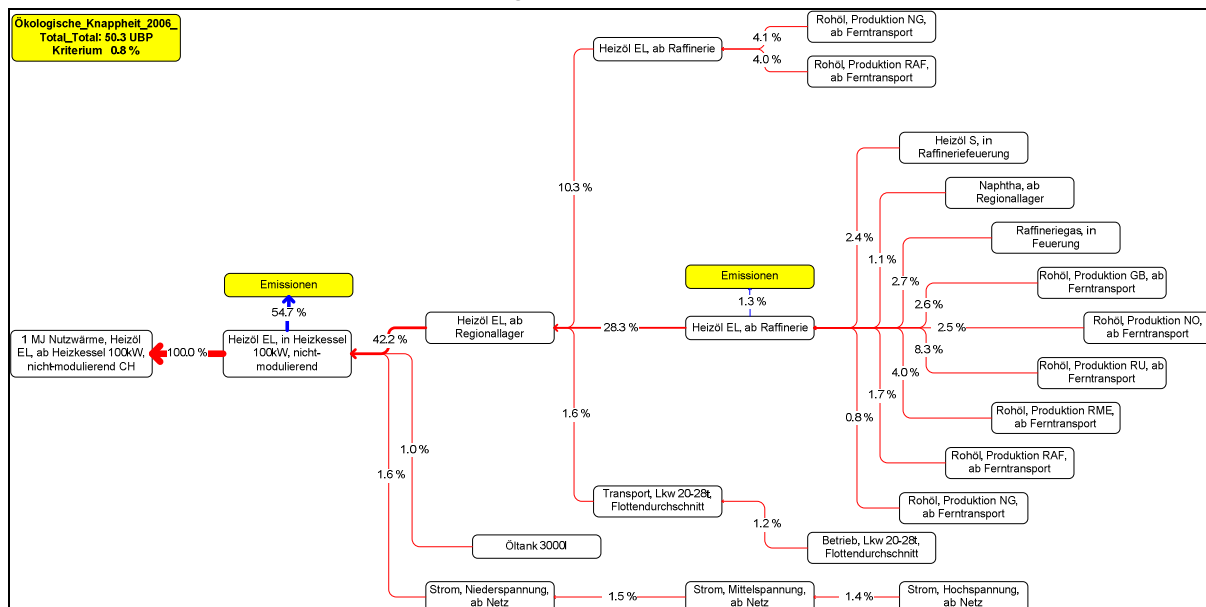
Datum: 2001/03/26
Eingabe: 2001/03/26
Verändert: 2001/03/26

Bemerkungen:

Szenario

Container (Herstellung)	Prozess	Art	energetische R	Treibhauspoten	Ozonbildungs-po	Säurebildungs-po
1.00000 Stk	Container (Herstellung)	E T	72228.48131	5167.54365	8.87231	24.51294
1.00000 Stk	Container (Türen und Fenster)	S T	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
1.00000 Stk	Container Boden	S T	2598.52591	212.68570	0.30876	1.09550
1.00000 Stk	Container Decke	S T	9677.55302	570.70586	1.64104	3.14990
1.00000 Stk	Container Rahmen	S T	8066.32129	546.93631	1.21014	2.97488
1.00000 Stk	Container Wände (PU Isolation)	S T	31445.29000	1847.62041	2.88893	8.07661
0.00000			20440.79109	1989.59537	2.82344	9.21605
			0.00000	0.00000	0.00000	0.00000

Abbildung: 32 Ausschnitt aus der Darstellung des Prozessbaumes, vorgelagerte Prozesse und deren Umweltauswirkungen



4.7.2 Datenerhebung

Um den Aufwand in Grenzen zu halten und Fehleingaben zu vermeiden, ist es wünschbar, dass die Betriebsdaten aus der Buchhaltung oder aus anderen Quellen z. B. Excel - Sheets übernommen werden können. Zusätzliche manuelle Eingaben müssen jedoch möglich sein. Die umweltrelevanten Stoffströme sollen in einer entsprechenden Buchhaltung dargestellt werden können, wobei der Kontenrahmen so flexibel sein muss, dass er in Zukunft angepasst werden kann. Weiter sollen daraus die Umwelteinwirkungen bestimmt werden.

4.7.3 Entscheidungssystem

Die Software soll standardmässig verschiedene anerkannte Bewertungsmethoden beinhalten. Zudem soll sie es erlauben, betriebsspezifische Bewertungsmethoden zu definieren, welche die Umweltkennzahlen an ökonomische Kennzahlen koppeln.

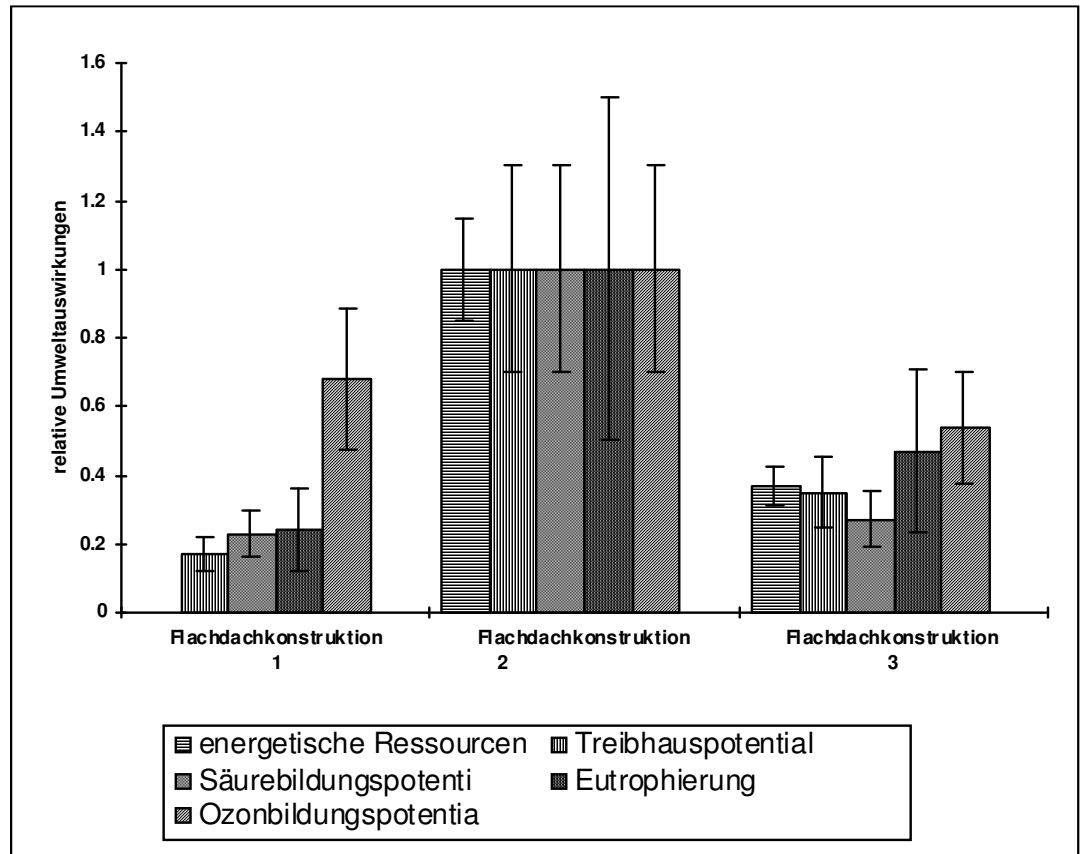
Standardmässig beinhaltet EMIS u.a. folgende Gewichtungsmodelle:

- Umweltbelastungspunkte
- wirkungsorientierte Beurteilung nach CML
- Eco Indicator '95
- Eco Indicator '99
- ReCiPe
- Impact 2002

Da sowohl die zugrunde liegenden Daten wie auch die Bestimmung der Umweltauswirkungen mit Unsicherheiten behaftet sind, ist die Angabe von Vertrauensgrenzen notwendig. Falls sich die Ergebnisse nur im Rahmen der Aussagegenauigkeit unterscheiden, kann das Fehlen der Signifikanzangabe zu falschen Entscheiden führen. Wie das Beispiel in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigt, müssen im Rahmen der Aussagegenauigkeit die Flachdachkonstruktionen 1 und 3 als gleich bewertet werden. Eine signifikant höhere Belastung zeigt nur die Flachdachkonstruktion 2.

Mit der Software soll es nun möglich sein, Variantenrechnungen durchzuführen, um zu ermitteln, wie gross die Auswirkungen durch die Veränderungen von Einflussgrössen sind. Damit kann z. B. die Frage beantwortet werden, mit welchen Massnahmen die höchsten Reduktionspotentiale erreicht werden können.

Abbildung: 33 Vergleich von Flachdachsystemen

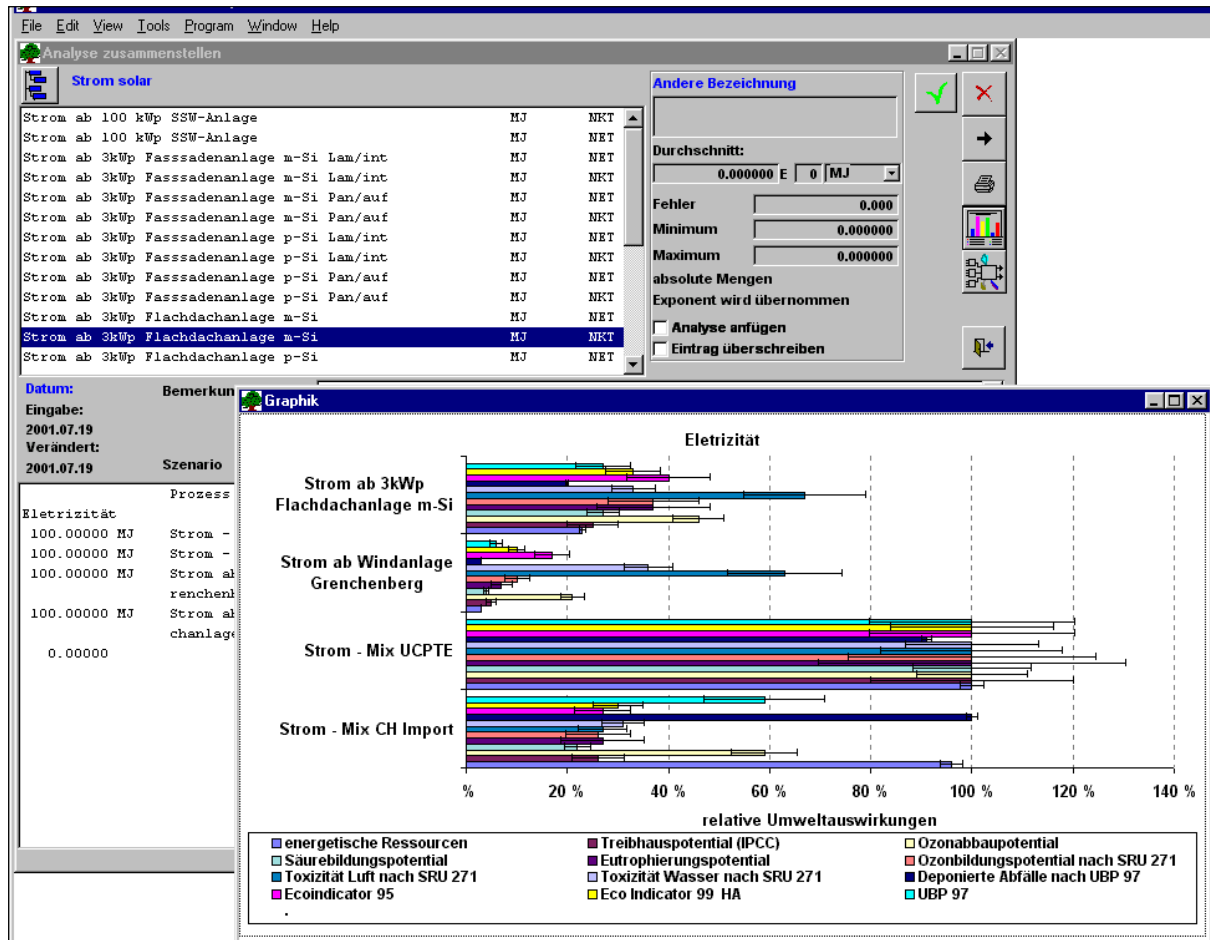


4.7.4 Kommunikation

Das Softwaretool soll Grundlagen bereitstellen für die Kommunikation. Für die interne Kommunikation ist es notwendig, dass eine detaillierte Auswertung der Umweltauswirkungen auf den Ebenen Schadschöpfungsträger, -stellen und -arten sowie bezüglich der verursachenden Stoffe möglich ist. Für die externe Kommunikation sollten die Daten in entsprechender Form z. B. für den Jahresbericht verwendet werden können. Dabei ist es notwendig, die Ergebnisse graphisch aufzubereiten und darzustellen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Neben den internen Funktionen als Instrument zur Unternehmensführung und der Mitarbeitermotivation bildet die Ökobilanz einer Firma eine Sprachbasis in der Kommunikation mit den verschiedenen externen Anspruchsgruppen, indem sich ein Unternehmen auf eine objektivierte ökologische Beurteilung stützen kann.

Abbildung: 34 Graphische Darstellung der Ergebnisse



4.7.5 Zusammenfassung der Anforderungen

Die verwendete Software soll die folgenden Anforderungen erfüllen:

Transparenz

Die Resultate einer ökologischen Bewertung sind sehr sensitiv bezüglich der verwendeten Daten, der Systemgrenzen, der Annahmen etc. Die Ergebnisse müssen daher nachvollziehbar sein, da sie nur dann interpretierbar sind und die Basis schaffen für Optimierungen.

Flexibilität

Die Software soll sich sowohl auf der Ebene Datenerfassung und Bewertung an die speziellen Bedürfnisse anpassen lassen. Sie sollte sowohl für Lebenszyklusanalysen wie auch für Betriebsbilanzen einsetzbar sein.

Datenbasis

Die Beschaffung von Daten ist sehr aufwendig. Um den Aufwand in Grenzen zu halten, ist es notwendig, auf bestehende Standarddaten zurückgreifen zu können. Damit ist es auch möglich, Variantenrechnungen bei Investitionsentscheiden durchzuführen.

Umgang mit Unsicherheiten

Die Ergebnisse von Ökobilanzen sind naturgemäß mit Unsicherheiten behaftet. Die Software muss in der Lage sein, diese Unsicherheiten zu erfassen und auszuwerten. In modernen Softwaretools, wie z.B. Simapro oder Gabi wird dafür die Monte Carlo Analyse verwendet. Eine weitere wichtige Möglichkeit ist die Berechnung von Szenarien.

Integration

Lebenszyklusanalysen

Es sollten Schnittstellen zu anderen Datenanbietern und zu Excel vorhanden sein, damit bestehende Daten übernommen werden können.

Betriebsbilanzen

Die Daten sollen in einer ökologischen Buchhaltung darstellbar sein. Diese soll soweit möglich und sinnvoll der ökonomischen Buchhaltung entsprechen. Damit die Daten nicht mehrfach eingegeben werden müssen, ist eine Übernahme der Daten aus der bestehenden Buchhaltung wünschbar.

Präsentation

Die Software soll die Basis schaffen für die interne und externe Kommunikation. Dabei soll sie einen entsprechende Detaillierungsgrad der Analysen ermöglichen und die Ergebnisse graphisch darstellen können.

5 Anwendung von Ökobilanzen

5.1 Ökobilanzen im Planungsprozess

Um Reduktionen von Umweltbelastungen effizient anzugehen, muss diesem Aspekt bereits in der Vorprojektphase und während des gesamten Planungsprozesses ein wesentliches Gewicht gegeben werden. Die entsprechenden Vorgehen sind aus Umweltmanagementsystemen bekannt, sie umfassen im Wesentlichen die folgenden Elemente:

- Ziele zu Beginn klar definieren
- Produkte und Prozesse mit den wesentlichen Belastungen eruieren
- Lösungsmassnahmen erarbeiten, planen und umsetzen

Dieser Ablauf muss im Rahmen der Planung laufend wiederholt werden. Für diesen Steuerungsprozess benötigt es Instrumente, welche die Umweltauswirkungen über den gesamten Lebensweg erfassen und es erlauben die wesentlichen Probleme zu erkennen und daraus Massnahmen abzuleiten. Der Einsatz der Ökobilanz soll am Beispiel der Expo '02 gezeigt werden. Die Expo '02 hat sich zu einem sorgsamem Umgang mit der Umwelt verpflichtet. Damit diese Erklärungen umgesetzt werden können und nicht zu Worthülsen zerfallen, werden Instrumente wie die Ökobilanzierung eingesetzt. Mit diesem Instrument werden die relevanten Belastungen der EXPO eruiert, daraus Optimierungspotentiale abgeleitet und Variantenentscheide aus ökologischer Sicht unterstützt. Im Folgenden wird am Beispiel der Planung der Plattformen der Einsatz der Ökobilanzierung dargestellt.

5.1.1 Einsatz der Ökobilanz am Beispiel der Plattformen an der Expo

Die Expo '02 wird bekannterweise an und auf den drei Seen (Neuenburger- Bieler- und Murtenensee) stattfinden. Ein Teil der Ausstellungsfläche wird auf Plattformen in den See gebaut. Um den Bau der Plattformen möglichst umweltverträglich zu gestalten, wurde zu Beginn ein Pflichtenheft erstellt, welches neben technischen Anforderungen auch umweltrelevante Forderungen enthielt, wie z. B.

Precycling

Die verwendeten Konstruktionen oder die verschiedenen Bauteile sollten nach Beendigung der Expo wieder verwendet werden. Die Verwendungsdauer an der Expo entspricht für die meisten Materialien nicht der möglichen Nutzungsdauer, sondern einer viel kürzeren. Im Sinne, dass die Nutzung an der Expo nur einer kurzen Nutzung vor dem eigentlichen Gebrauch darstellt, wurde der Begriff Precycling geprägt. Zu diesem Zweck sollen Abnahmeverträge für die verschiedenen Teile der Plattform schon vor dem Erstellen bestehen.

Schutz der Flora und Fauna

Um die Flora und Fauna auf dem Seegrund möglichst wenig zu stören, sollen möglichst wenige Pfähle verwendet werden.

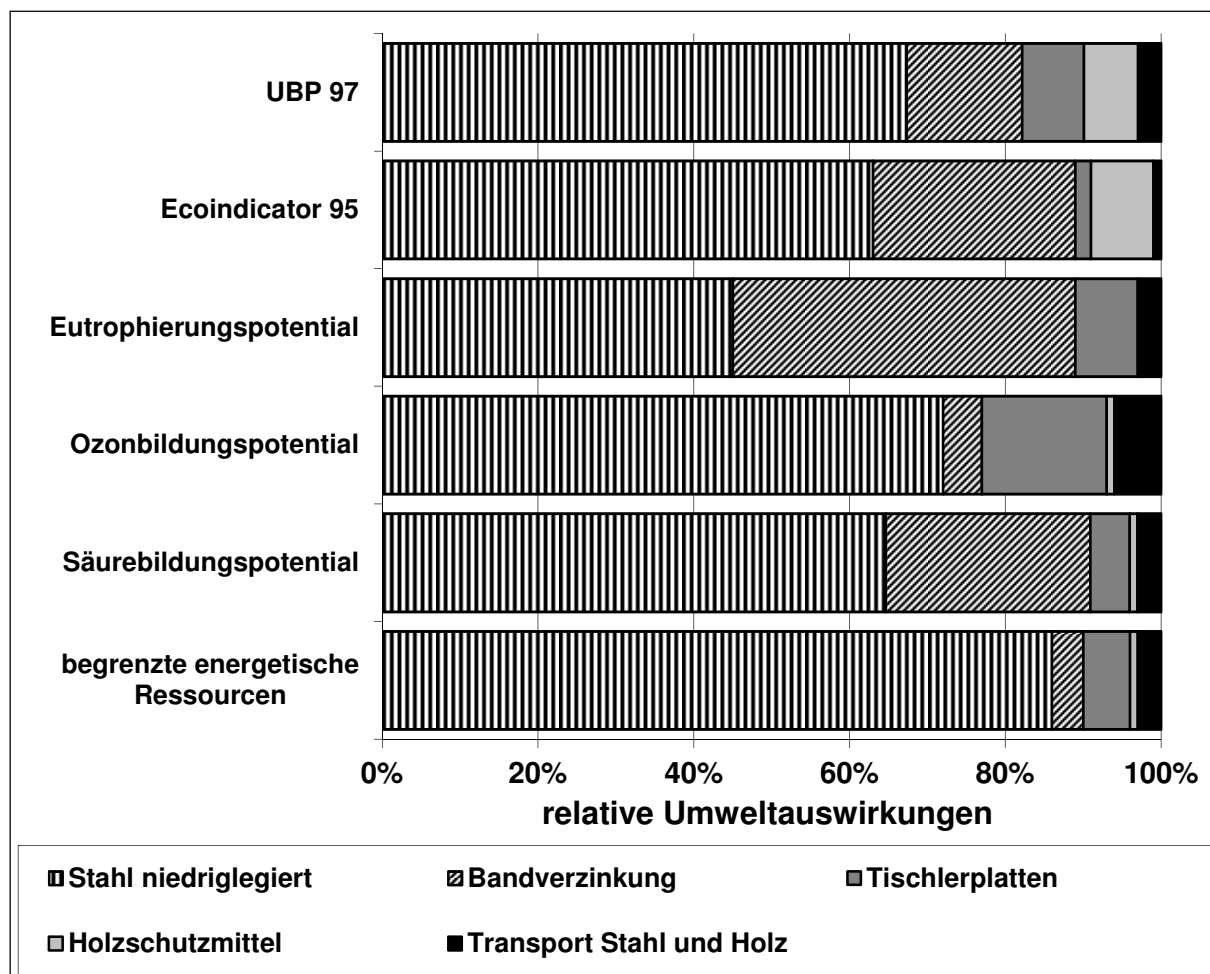
Optimierung mit Ökobilanzen

Die Umweltauswirkungen sollen durch eine Ökobilanz erfasst und Optimierungspotentiale eruiert werden.

Auf der Basis dieses Anforderungsprofils wurde eine erste Variante entwickelt. Die zweite Frage hat dazu geführt, dass die Konstruktion aufgrund der grossen Spannweiten relativ aufwendig wurde. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigt die Umweltauswirkungen der verschiedenen Elemente der Plattform wie sie durch eine Ökobilanz ermittelt wurden. Daraus ist folgendes ersichtlich:

- Der wesentliche Einfluss auf die Umwelt ist durch die Stahlherstellung und Verarbeitung gegeben. Eine Reduktion kann nur erreicht werden, wenn eine einfachere Konstruktion mit mehr Pfählen und leichterem Aufbau realisiert wird. Dies steht im Widerspruch zur Forderung nach möglichst wenig Pfählen.
- Rücksprachen mit Ingenieuren hat ergeben, dass für die Zeit der Expo auf die Verzinkung und das Holzschutzmittel verzichtet werden kann. Daraus ergibt sich eine Reduktion von 20 bis 30 % je nach betrachteter Wirkung.
- Die Transporte spielen bei dieser Konstruktion eine untergeordnete Rolle. Dies ist auf den konsequenten Bahntransport der Stahlbauteile und der geringen Distanz der Holzbauteile zurückzuführen.

Abbildung: 35 Anteile der verschiedenen Elemente einer Plattform zu den verschiedenen Umweltauswirkungen sowie zu den Bewertungsmethoden Umweltbelastungspunkte UBP und Eco Indicator.



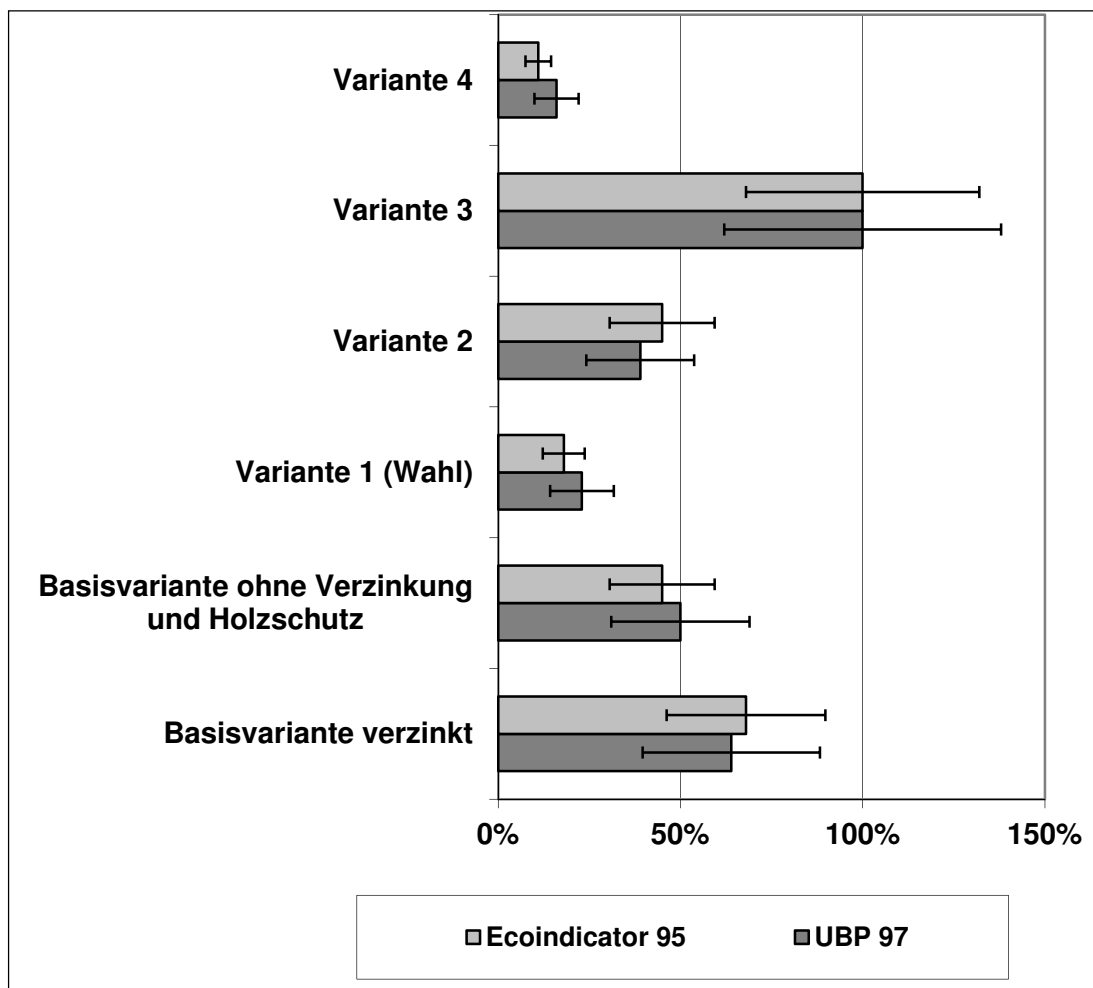
Die Entscheidung ob der Einfluss der Pfähle auf die Flora und Fauna auf dem See- grund oder die hohen Auswirkungen durch die Stahlproduktion, z. B. auf das Kli-

ma, den Ressourcenverbrauch oder die Luftqualität, stärker zu gewichten sind, kann nicht allgemein beurteilt werden. Viel mehr muss dieser Entscheid aufgrund der lokalen Gegebenheiten beurteilt werden. Diskussionen mit den entsprechenden Umweltfachstellen ergaben, dass im Falle vom Hafen in Neuenburg und Biel der Einfluss auf die Flora und Fauna durch eine grössere Anzahl Pfähle eher zweitrangig ist.

Entsprechend wurde bei der Ausschreibung für die Unternehmer die Bedingung wenig Pfähle fallen gelassen, dafür die Bedingungen keine Verzinkung und kein Holzschutz angefügt. In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die Umweltauswirkungen gemäss den Methoden UBP 97 und Eco Indicator für die vier offerierten Projektvarianten dargestellt. Für diese Abbildung wurde die schlechteste Variante als 100% dargestellt. Die Fehlerbalken geben die Vertrauensgrenze der Ergebnisse an.

Die Ergebnisse zeigen, dass durch diesen Optimierungsprozess eine Reduktion der Umweltbelastung im Vergleich zur ersten Basisvariante um einen Faktor drei erreicht werden konnte. Interessant ist auch die Tatsache, dass es sich dabei um die kostengünstigste Variante handelt. Die Firma, welche diese Variante offeriert hat, hat auch den Zuschlag erhalten.

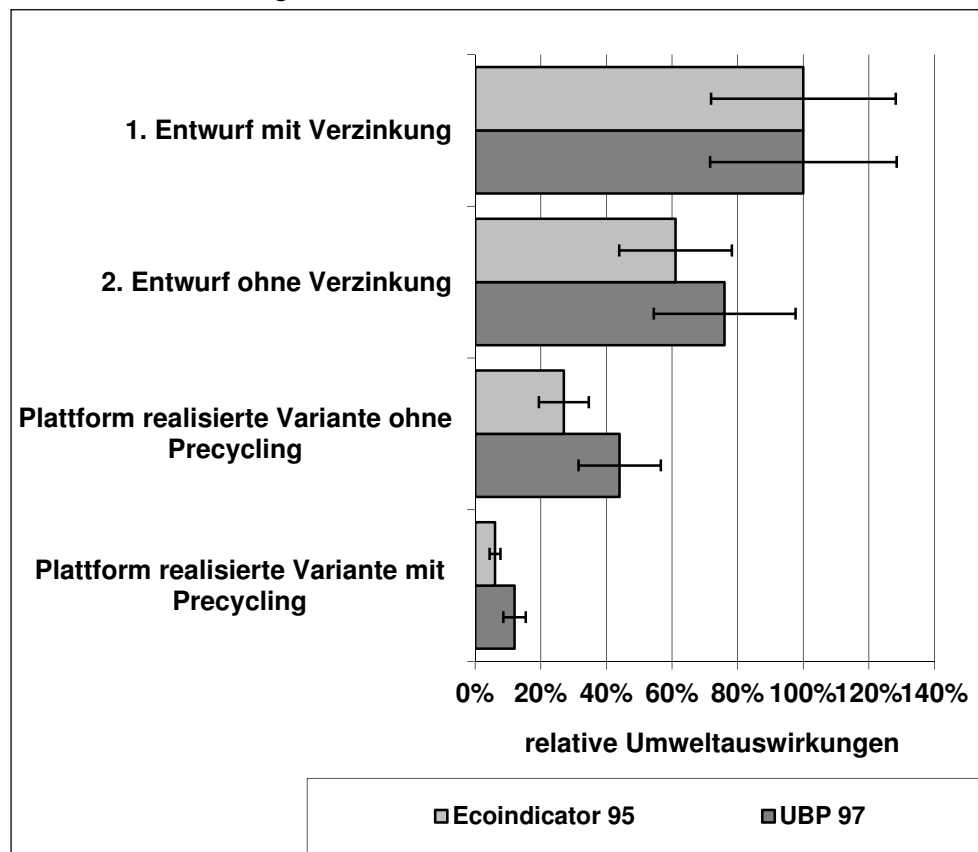
Abbildung: 36 Umweltauswirkungen der verschiedenen Varianten der Plattform in Biel, normiert auf die maximalen Werte.



Einfluss des Precyclings

Auch die Aufgabe des Precyclings wurde bei der gewählten Variante sehr innovativ gelöst. So werden zum Beispiel die Pfähle nach der Expo 01 von der Electricité de France als Hochspannungsmasten eingesetzt. Als Stahlträger wurden diejenigen Dimensionen eingesetzt, welche das höchste Absatzpotential haben. Damit war es möglich, dass diese nicht gekauft werden müssen, sondern nur für die Dauer der Expo geleast werden. Dank der Realisierung des Precyclingkonzeptes konnten die Auswirkungen der Plattformen um einen weiteren Faktor vier gesenkt werden, wie **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigt.

Abbildung: 37 Einfluss des Precyclings auf die Umweltauswirkungen der Plattform, normiert auf das Maximum der Belastungen



Zusammenfassend

Durch den Einsatz der Ökobilanzierung in der Konzeptphase und der konsequenten Umsetzung der Ergebnisse konnten die Umweltauswirkungen der Plattformen um rund den Faktor zehn reduziert werden. Zu beachten ist, dass die gewählte Variante zudem sehr kostengünstig ist. Die Kosten sind rund drei Mal tiefer als die teuerste Variante, welche abgesehen davon mit Abstand die höchsten Umweltauswirkungen aufweist.

Im Allgemeinen hört man nur die Erfolgsmeldung, dass eine Ökobilanz gezeigt habe, dass die Umweltbelastungen drastisch reduziert werden konnte. Doch dies ist nur der letzte Schritt im Rahmen eines langen Optimierungsprozesses, der auch zu ökonomisch Interessanten Lösungen führt, wenn die Optimierung zu Beginn der Planung einsetzt - Cleaner Technology lässt grüssen. Eine so konsequente ökologische Vorgehensweise im Bereich Planung und Betrieb wurde erstmals für eine

Grossveranstaltung in der Schweiz durchgeführt. Die Latte für zukünftige Projekte im In- und Ausland ist damit gelegt.

5.2 Ökobilanzen im Ökocontrolling

Verstehen, was ein Ökocontrolling ist, was sein Nutzen ist, und welche Rolle Ökobilanzen dabei spielen

Für Betriebe finden Ökobilanzen Anwendung als Informationstechniken und Entscheidungshilfen. Sie erlauben dem Betrieb, seine ökologischen Auswirkungen einzuschätzen und kommen daher als neues, strategisches Instrument des internen Controllings zum Einsatz. Insbesondere dient das Instrument dem systematischen Aufdecken der ökologischen und ökonomischen Schwachstellen und Einsparpotentiale. Dadurch liefert es dem Umweltmanagement für den Optimierungsprozess des Betriebs rationale Entscheidungskriterien, welche zur Planung, Umsetzung, Steuerung und Erfolgskontrolle eines betrieblichen Umweltprogramms notwendig sind. Die Ökobilanz-Methoden sind daher ein Grundbaustein des betrieblichen Umweltinformationssystems und der umweltverantwortlichen Betriebsführung.

Im Öko-Controlling Konzept von Schaltegger und Sturm (1995) wird das Ökocontrolling in die folgenden fünf Module gegliedert:

- Zielsetzung
- Informationssystem
- Entscheidungssystem
- Steuerungs- und Kontrollsystem
- Kommunikation

Ein zentrales Element eines jeden Moduls ist die Erfassung und Bewertung der Umweltauswirkungen. Diese erfolgen idealerweise mit Methoden der Ökobilanzierung. Teilweise entsprechen die Schritte bei der Erstellung einer Ökobilanz den Modulen des Ökocontrollings. Im Folgenden wird für jedes Modul kurz erläutert, welche Schritte einer Ökobilanz wesentlich sind.

5.2.1 Zielsystem

Basis und Ausgangspunkt eines Umweltmanagementsystems ist die Formulierung ökologischer Zielsetzungen. Dieser strategische Prozess ist von zentraler Bedeutung, weil erst damit eine Zielrichtung für das Umweltmanagementsystem vorgegeben ist. Dabei ist zu unterscheiden, zwischen generellen Zielen (Umweltpolitik, Umweltleitbild) und spezifischen Zielen (Jahresziele, Abteilungsziele etc.). Erstere richten sich im Allgemeinen nach aktuellen gesellschafts-politischen Prioritäten. Letztere ergeben sich aus Erfahrungen der Mitarbeiter, aus den Ergebnissen einer ersten Zustandsanalyse z. B. mit der ABC Methode oder aus den Ergebnissen bestehender Ökobilanzen.

5.2.2 Informationssystem (Sachbilanz)

Die Grundlage des eigentlichen Controllingsystems bildet das Datenmanagement. Hierbei geht es primär um die Erfassen der Stoff- und Energieflüsse, jedoch auch der Informationsflüsse. Die Erfassung der Stoff- und Energieflüsse entspricht der Erstellung der Sachbilanz bei einer Ökobilanz.

Gemäss EMAS Verordnung und ISO 14'000 sollen die folgenden Aspekte berücksichtigt werden:

- Stoffflussaspekte:
- Auswirkungen der Standorttätigkeiten auf die Umwelt
- Energiemanagement
- Rohstoff- und Wassermanagement
- Abfallmanagement
- Lärmbelastung

Aufgrund der Ergebnisse der ersten Betriebsprüfung muss ein Erfassungssystem aufgebaut werden, welches es erlaubt, die Umweltauswirkungen entsprechend der ökonomischen Buchhaltung folgenden Bereichen zuzuordnen:

- Schadschöpfungsarten, z. B. energetischer Ressourcenverbrauch, Treibhauspotential
- Schadschöpfungsträger, z. B. Produkte und Nebenprodukte
- Schadschöpfungsstellen

Diese Zuordnung ist wesentlich, da nur eine detaillierte Aufteilung eine Schwachstellenanalyse erlaubt, in welcher auch die umweltinduzierten Kosten den entsprechenden Produkten und Kostenstellen zugewiesen werden können.

Ein gutes Führungsinstrument zur Massnahmeplanung ist nur dann möglich, wenn die Erfassung der Stoff- und Energieströme den Betriebsabläufen angepasst sind. Zudem ermöglicht dies eine effiziente Erfassung, da auf bestehende ökonomische Instrumente und Daten zurückgegriffen werden kann (z. B. Buchhaltung). Soweit möglich und sinnvoll ist es empfehlenswert, die Erfassung der Stoff- und Energieströme sowie weiterer Umwelteinwirkungen entsprechend der ökonomischen Buchhaltung aufzubauen. Dies bedeutet z.B. dass einer Kostenstelle eine Schadschöpfungsstelle und einem Kostenträger ein Schadschöpfungsträger zugeordnet wird.

5.2.3 Entscheidungssystem (Wirkbilanz und Bewertung)

Da die Rohdaten noch keine Managemententscheide erlauben, müssen die Daten in einem Entscheidungssystem für Managemententscheide aufbereitet werden. Hierbei werden zwei Fragestellungen beantwortet:

1. Wie ist meine wirtschaftliche Aktivität aufgrund von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen einzustufen?
2. Wie ist meine wirtschaftliche Aktivität aufgrund von umweltpolitisch-gesellschaftlichen Beurteilungen einzuschätzen?

Für die naturwissenschaftliche Beurteilung empfiehlt sich eine Beurteilung nach Umweltauswirkungen, wie sie von Heijungs am Centrum voor Milieukunde in Leiden (NL) entwickelt wurde - eine Darstellung und teilweise Überarbeitung findet sich in BUWAL (1996). Dabei werden die Einzelstoffemissionen bezüglich anerkannter Umweltprobleme zusammengefasst, wie z.B. Treibhauspotential, energetische Ressourcen, Ozonbildungspotential, Säurepotential etc.

Für die Beurteilung nach politischen und gesellschaftlichen Kriterien können sogenannte Gewichtungsmodelle verwendet werden, welche eine Gewichtung der verschiedenen Stoffe oder Umweltwirkungen aufgrund von politisch-gesellschaftlichen Zielsetzungen vornehmen (z. B. Reduktion des CO₂-Ausstosses um 20% bis ins Jahre 2100). In diesem Zusammenhang sind z. B. die Methoden nach Umweltbelastungspunkten (BUWAL 1990) von Müller-Wenk und die Eco-Indicator '95 von Godkoop zu erwähnen. Diese Methoden fassen die Umweltauswirkungen in einer einzigen Kennzahl zusammen. Da diese Methoden auf verschiedenen Zielsetzungen beruhen, können die Ergebnisse teilweise grosse Unterschiede aufweisen. Eine Bewertung sollte demnach mit mehreren Methoden durchgeführt werden. Je besser eine unternehmerische Problembeurteilung mit den politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen übereinstimmt, desto grösser ist die Investitionssicherheit und desto zielgerichteter können die finanziellen Mittel eingesetzt werden.

Diese auf die Umweltauswirkungen ausgerichteten Kenngrössen können zusammen mit den ökonomischen Kenngrössen des Betriebes zu ökologisch-ökonomischen Kennzahlen zusammengefasst werden. Diese sollen über den Beitrag von Produkten oder Werken zum Wert der Unternehmung Auskunft geben, z. B. via Deckungsbeitrag oder Free Cash Flow. Damit kann das Management bei seinen Entscheiden immer beide Dimensionen, die ökologische und die ökonomische, einbeziehen. Geht man davon aus, dass Umweltbelastungen früher oder später Geld kosten, besteht sogar ein direkter gegenseitiger Einfluss.

5.2.4 Steuerung (Optimierung)

Ökologische Informationssysteme erfüllen dann ihren Zweck, wenn sie dem systematischen Aufdecken der ökologischen und ökonomischen Schwachstellen und Einsparpotentiale dienen. Dadurch liefert es dem Umweltmanagement für den Optimierungsprozess des Betriebs rationale Entscheidungskriterien, welche zur Planung, Umsetzung, Steuerung und Erfolgskontrolle eines betrieblichen Umweltprogramms notwendig sind. Notwendig für eine solche Schwachstellenanalyse ist eine Zuordnung der Umweltauswirkungen zu den verschiedenen Schadschöpfungsträgern und Schadschöpfungsstellen. Weiter ist eine hohe Transparenz auch bezüglich der verwendeten Daten der Energiebereitstellung und der Rohstoffe notwendig.

Wie die Wirkbilanz am Beispiel eines kleineren Chemieunternehmens (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) zeigt, werden dessen relevanteste Umweltauswirkungen durch die Energiebereitstellung (Prozesswärme und Raumwärme) verursacht. Entsprechend kann die Frage interessieren, ob durch die Umstellung auf einen anderen Energieträger eine wesentliche Reduktion der Umweltbelastung erreicht werden könnte. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigt die relativen Umweltauswirkungen, welche bei der Verwendung von

Erdgas anstatt des bestehenden Heizöls entstehen. Dabei ist es wichtig, dass auch alle vorgelagerten Prozesse wie z. B. die Förderung, Raffination und Erstellung der Infrastrukturen berücksichtigt werden. Um den Aufwand in Grenzen zu halten, sollte zu diesem Zweck auf bestehende Datenbasen zurückgegriffen werden. Aus **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** ersichtlich, dass bei verschiedenen Auswirkungen relevante Reduktionen erreicht werden können. Zusammen mit ökonomischen Kenngrößen wie Investitionen bilden solche Auswertungen die Basis für Investitionsentscheide.

Abbildung: 38 **Umweltauswirkungen eines kleineren Unternehmens der Chemiebranche**

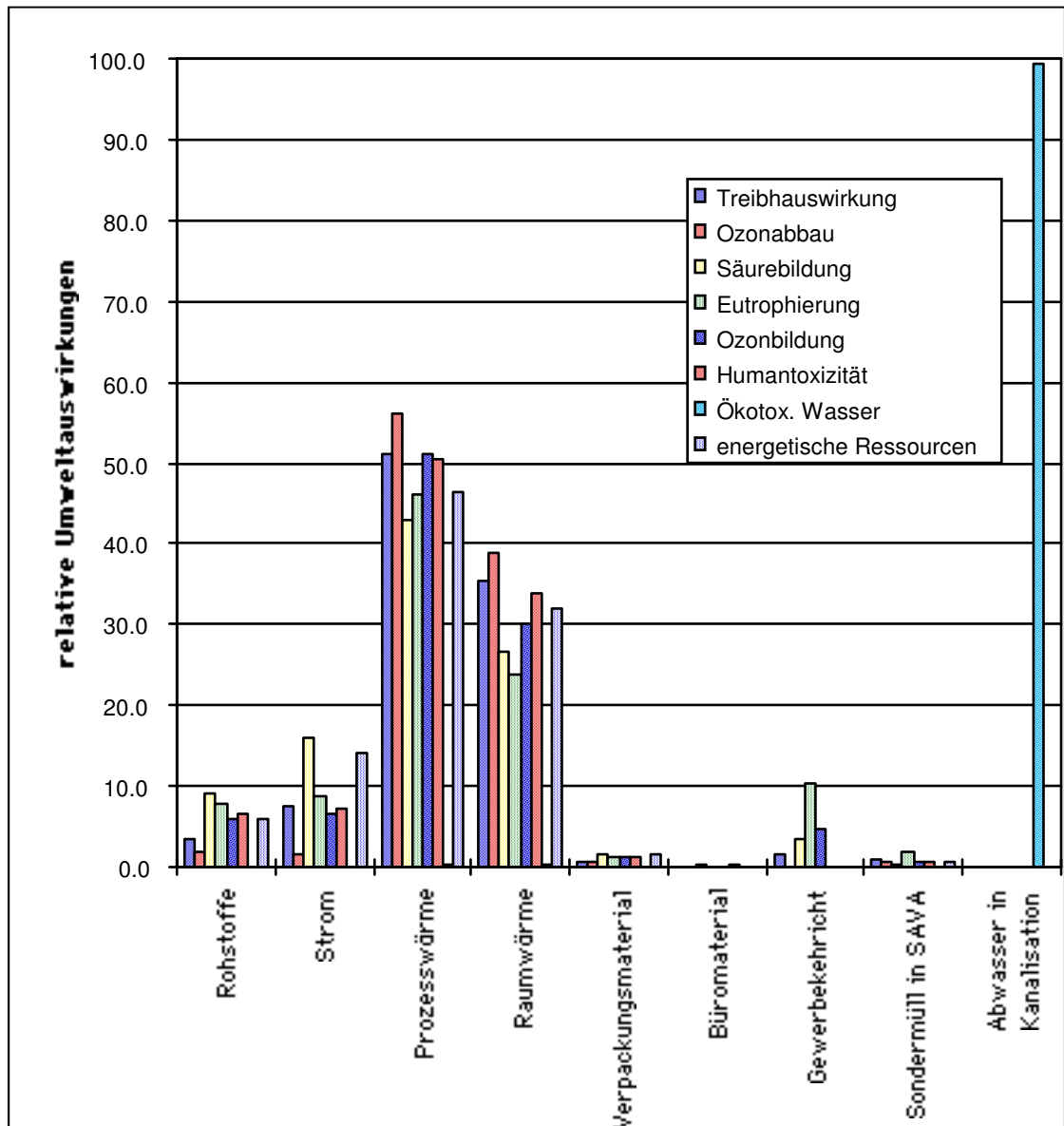
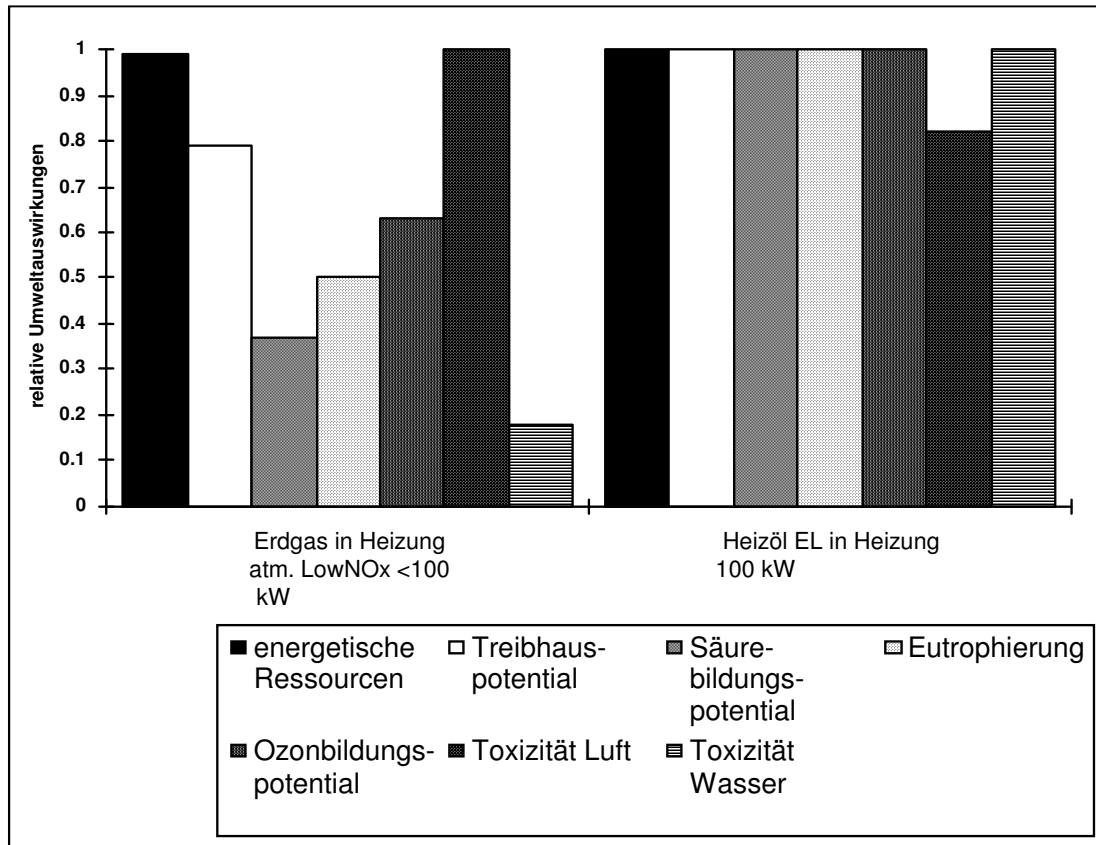


Abbildung: 39 Vergleich der Nutzenergiebereitstellung mit Erdgas und Erdöl



5.2.5 Kommunikation

Umweltschutz als Chance zu verstehen, bedingt selbstverständlich die kommunikative Umsetzung des Geleisteten und die Vermittlung der Umweltstrategie. Die Ergebnisse der Ökobilanz liefern das Fundament für die interne und externe Kommunikation. Damit können die von verschiedenen Anspruchsgruppen geforderten Informationen zielgruppengerecht aufbereitet und vermittelt werden. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der internen und der externen Kommunikation. Die interne Kommunikation dient der Motivation und Sensibilisierung der Mitarbeiter. Auf die externe Kommunikation wird in Kapitel 5.2 eingegangen.

5.3 Öko-Effizienz

Ein wesentlicher Vorteil von Ökobilanzen besteht darin, dass die Resultate quantitativer Natur sind und daher mit anderen quantitativen Kenngrößen, wie z.B. ökonomischen Kenngrößen (Preis, Lebenskosten, Ertrag) in Relation gesetzt werden können. Dies erlaubt es z.B. zu entscheiden, welche Varianten sowohl aus ökonomischer wie auch aus ökologischer Sicht am vorteilhaftesten sind. Etwas plakativ gesagt, kann die Frage beantwortet werden, ob der Einsatz der ökonomischen Mittel auch effizient erfolgt. Eine solche Analyse wird als Öko-Effizienz Analyse bezeichnet. Die Möglichkeiten einer solchen Analyse soll am folgenden Beispiel erläutert werden.

5.3.1 Beispiel Variantenentscheid: Vergleich von Brücken aus Holz und Glasfaserverstärkten Kunststoffen (GFK)

In den vergangenen Jahren hat eine Schweizer Firma auf der Basis von Fiberglas Hohlprofilen, glasfaserverstärkten Kunststoffen (GFK), ein System zum Bau von Brücken entwickelt. Dieses ist geeignet um Holz oder Holz – Stahlkonstruktionen zu ersetzen. Der wesentliche Vorteil dieser Beläge / Brücken besteht in der langen Lebensdauer und dem geringen Unterhalt. Mit der vorliegenden Untersuchung wurde abgeklärt, wie hoch die Umweltauswirkungen und die Kosten im Vergleich zu einer entsprechenden Holzbrücke sind. Dies sollte als Entscheidungsbasis dienen, welche Brücken in Zukunft eingesetzt werden sollen, falls beide Varianten dieselbe Funktion erfüllen. Dabei wurde der gesamte Lebensweg von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung, bzw. Wiederverwertung mit der Methode der Ökobilanzierung untersucht und beurteilt.

Verglichen wurden Konstruktionen aus GFK mit Konstruktionen aus Holz auf der folgenden Basis:

- 1m² Brückenbelag für 50 Jahre und
- eine Brücke 3m Länge, 2m Breite über 50 Jahre

Während die GFK Konstruktionen eine Lebensdauer von 50 Jahren besitzen, ist die Lebensdauer der Holzkonstruktionen geringer (6-8 Jahre für den Stegbelag und 15 bis 30 Jahre für die Tragkonstruktion), entsprechend wurden die benötigten Mengen auf 50 Jahre hochgerechnet.

Als Basis wurden international anerkannte Ökoinventare verwendet, wie z. B. ecoinvent 2000 oder APME Daten für Kunststoffe. Für die Beurteilung wurden die folgenden Umweltauswirkungen, basierend auf neusten wissenschaftlichen Erkenntnissen, bestimmt:

Kumulierter Energiebedarf	Treibhauspotential,
Säurebildungspotential,	Ozonbildungspotential,
Eutrophierung,	Gesundheitliche Auswirkungen
Ökosystemqualität	

Zudem erfolgte eine Gesamtbewertung mit den folgenden drei Methoden:

Umweltbelastungspunkte (UBP),	Eco Indicator 99 HA	Externe Kosten.
-------------------------------	---------------------	-----------------

Um die Signifikanz der Ergebnisse abzusichern, wurden zusätzlich die folgenden Varianten und Optimierungen der Holzvariante untersucht:

- Reduktion des Energiebedarfs bei der Herstellung durch Lufttrocknung des Holzes
- Annahme einer längeren Lebensdauer des Holzes
- Nutzung des Holzes zur Erzeugung von Wärme und damit Ersatz von Erdöl
- Verwendung von massiven Holzbalken als Träger anstelle von Brettschicht-holzträgern.

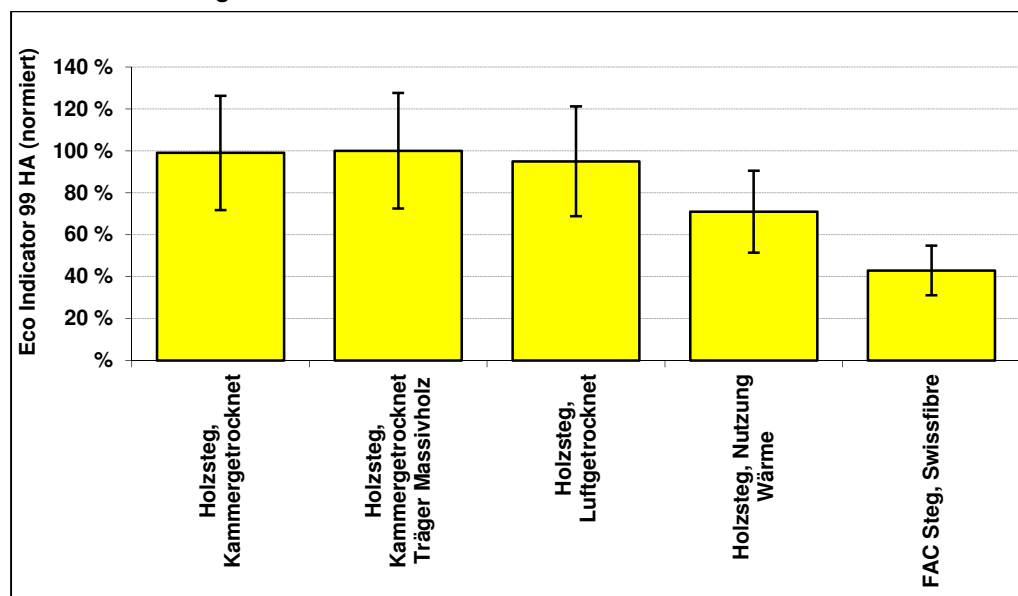
5.3.1.1 Ergebnisse: Ökologie

Da die Ergebnisse der Gesamtbewertungen untereinander sowie mit den Resultaten der Umweltauswirkungen übereinstimmen, werden im Folgenden nur die Resultate der Gesamtbewertung mit der Methode Eco Indicator 99 HA wiedergegeben, da dies die aktuellste Bewertungsmethode ist und im europäischen Raum die höchste Akzeptanz hat.

Wie die nebenstehende Graphik zeigt, ist der Fiberglasbelag mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden als der Holzbelag. Die GFK Variante der kann somit im Vergleich zur Holzvariante als ökologisch vorteilhafter beurteilt werden.

Ökologischer Brückenvergleich: GFK – Holz

Abbildung: 40 Umweltauswirkungen der untersuchten Varianten



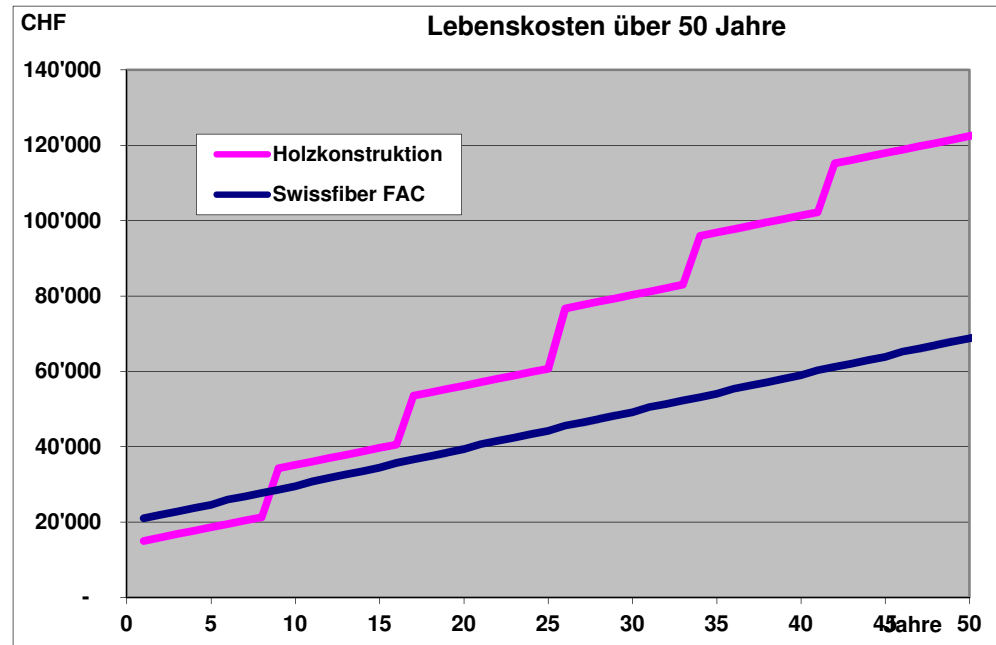
Ein vergleichbares Ergebnis zeigt sich beim Vergleich der Brücken. Selbst unter optimalsten Annahmen für die Holzbrücke „Holzsteg, Nutzung Wärme“, das Holz wird energetisch genutzt und damit Erdöl ersetzt, werden die Umweltauswirkungen der Holzkonstruktion tendenziell höher bewertet als bei der Brücke aus GFK.

Da es sich bei Holz im Vergleich zu GFK um einen nachwachsender Rohstoff handelt, ist dieses Ergebnis erstaunlich. Der wesentliche Grund für dieses Resultat liegt in der Tatsache, dass bei der Holzkonstruktion über die Zeitdauer von 50 Jah-

ren eine 15mal höhere Materialmenge benötigt wird, was mit entsprechenden Transporten und Aufwänden zur Herstellung verbunden ist.

5.3.1.2 Ergebnisse: Ökonomie

Abbildung: 41 Lebenskosten der Hauptvarianten



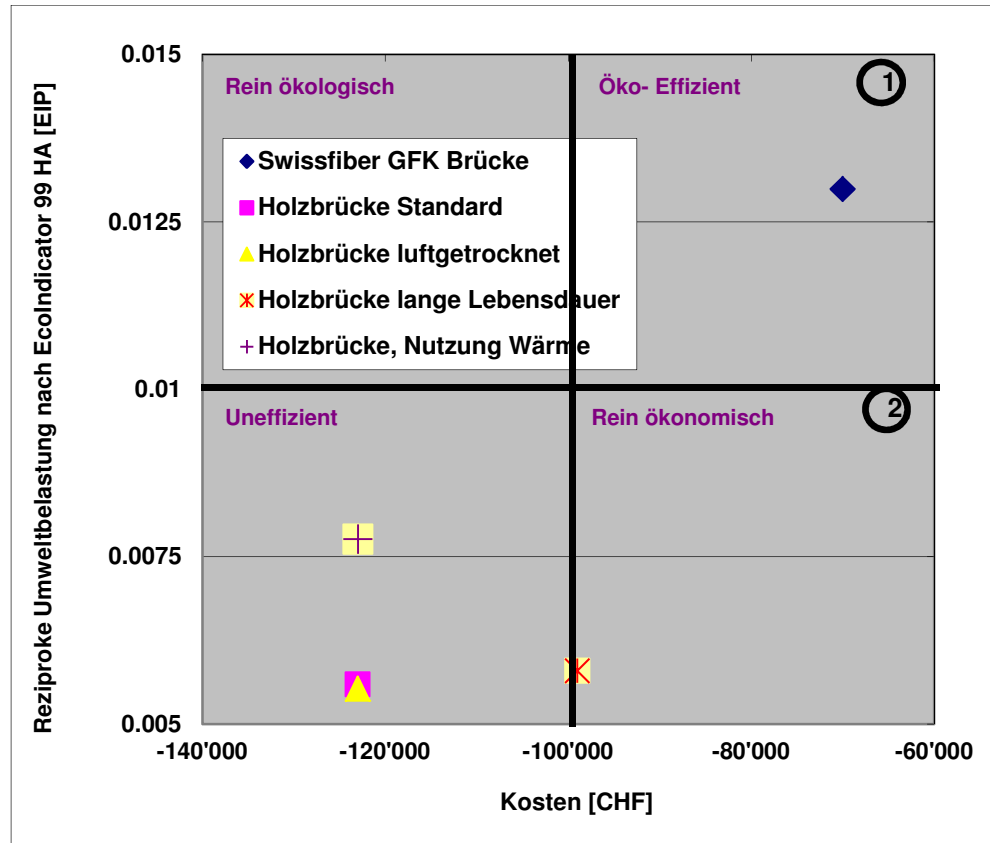
Auf der Basis der Angaben für einen existierenden Steg mit einer Länge von 3.30m und einer Breite von 2.10m wurden die Lebenskosten über 50 Jahre ermittelt. Diese Auswertung zeigt, dass die gesamten Lebenskosten der GFK Brücke nur halb so hoch wie diejenigen der Holzbrücke sind, obwohl die Kosten der Erstellung der GFK Brücke rund 40% höher liegt. Der Grund dafür ist die Tatsache, dass die Holzkonstruktion mehrmals ersetzt werden muss.

5.3.1.3 Öko-Effizienz

Um die ökologischen und ökonomischen Ergebnisse zusammen zu führen, wurde eine Öko Effizienz Portfolio Darstellung gewählt. Bei dieser werden auf der X-Achse die Kosten als negative Grösse und auf der Y-Achse die reziproken Umweltauswirkungen aufgetragen. Die Darstellung wird in vier Sektoren aufgeteilt, um damit die verschiedenen Varianten zu qualifizieren.

Diese Analyse zeigt, dass es sich bei der untersuchten Variante aus GFK um eine sehr öko-effiziente Lösung handelt, während keine der Holzvarianten als öko-effizient beurteilt werden kann.

Abbildung: 42 Öko-Effizienz Portfoliodarstellung



5.3.1.4 Schlussfolgerung

Die Standardvariante der Holzkonstruktion ist im Vergleich zur GFK Konstruktion signifikant mit höheren Umweltauswirkungen wie auch mit höheren Kosten verbunden. Optimierungen der Holzvariante, wie energetische Nutzung des Holzes und Ersatz von Erdöl bei der Entsorgung oder andere Annahmen wie längere Lebensdauer führt zu einer Reduktion der Umweltauswirkungen und teilweise der Kosten der Holzkonstruktion. Jedoch weisen auch alle diese Varianten eine höhere Umweltauswirkung und höhere Kosten als die GFK Konstruktion aus. Aus diesem Grunde kann das Ergebnis, dass es sich bei der GFK Konstruktion um die öko-effizienteste Lösung der untersuchten Varianten handelt, als signifikant bezeichnet werden. Somit kann die GFK Variante sowohl aus ökologischen wie auch aus ökonomischen Gründen empfohlen werden.

5.4 Ökobilanzen in der Umweltberichterstattung

Lernziel: Kennenlernen der Möglichkeiten von Ökobilanzen als Qualitätssicherung bei der Umweltberichterstattung

Die Umweltberichterstattung durch Unternehmen der Chemiebranche, durch Grossverteiler und Banken etc. ist heute zu einem wichtigen Informationsinstrument im Dienste der externen Kommunikation geworden. Sehr viele Beiträge über die Grundsätze der Umweltberichterstattung und über die Qualität der veröffent-

lichten Berichte sind veröffentlicht worden. Als wichtige Voraussetzungen für eine adäquate Informationspraxis gelten z.B.:

- Aussagekraft und Richtigkeit der umweltbezogenen Informationen
- Transparenz der Datenerhebung
- Nachvollziehbarkeit der Resultate

Es versteht sich fast von selbst, dass hierbei die Ökobilanzierung eine wichtige Rolle spielt. Es braucht beispielsweise ein Instrument, das Aussenstehenden sagt, ob nun die Einsparung von Zehntausend Transporttonnenkilometern oder die Verbesserung der Reinigungsleistung der Betriebskläranlage um 27.5% oder die Verminderung der Abfallmenge um die Hälfte der entscheidende Beitrag ist. Dafür - das wissen Sie nach den vorhergehenden Lektionen, sind Ökobilanzen - vernünftig angewendet - genau das Richtige.

Zur externen Kommunikation zählen folgende Verwendungen:

- Sprachbasis zur/in der Beurteilung der Umwelteinwirkungen eines Unternehmens in der Kommunikation mit den Anspruchsgruppen
- Schaffen von Vertrauen, Glaubwürdigkeit und Kompetenz in der Öffentlichkeit
- Marketingargument
- Akquisitionsargument bei der Vergabe und Beschaffung von Aufträgen nach ökologischen Kriterien

5.5 Ökobilanzen in Umweltmanagementsystemen

Lernziel: Verstehen der Einsatzmöglichkeiten von Ökobilanzen im Rahmen von Umweltmanagementsystemen

Ein UMS nach EMAS, ISO 14'000 oder BS 7750 muss im Wesentlichen die folgenden zwei Anforderungen erfüllen:

- Transparenz der Abläufe und Organisation
- Controlling der umweltrelevanten Auswirkungen

Die Transparenz der Abläufe und die Organisation wird vergleichbar mit den Qualitätssystemen in Handbüchern festgelegt. Darin werden auch die Verantwortungen festgelegt, im Speziellen auch für die Einhaltung der umweltrelevanten Gesetze.

Das Controlling der umweltrelevanten Auswirkungen muss in einem Öko-Controllingkonzept realisiert werden, wie z. B. dem Basler Öko-Controlling von Schaltegger, Sturm. Wie in Kapitel 5.1 gezeigt wurde, sind Ökobilanzmethoden ein wesentliches Element eines Öko Controllings.

Während ISO keine Ökobilanz vorschreibt, sondern lediglich mit einer Normen-Reihe (ISO 14040 "Life cycle assessment") Methoden dazu empfiehlt, sieht die EMAS-Verordnung eine (unvollständige) Ökobilanz des Betriebs vor. Sie beschränkt sich auf das Erheben und Bewerten der Umwelteinwirkungen mit dem Ziel, Verbesserungsmassnahmen zu entwickeln und die Realisierung der Umweltziele zu dokumentieren.

Anhang 1: LCA – Internetsites

Link	Description	Origin
www.ecoinvent.ch	Swiss centre for life cycle inventories. Most recent and extensive database on life cycle assessment LCI data for a large number of products and services were compiled resulting in more than 2'500 datasets	ETH, Zürich and BAFU Switzerland
http://www.pre-sustainability.com/content/lca-search	LCA search engine maintaining an index of over 5500 documents!	Pré Consultants
www.carbotech.ch	Homepage of Carbotech, developer and distributor of the LCA software EMIS , Consulting and research in environment and LCA.	
www.bafu.admin.ch/produkte/02071/index.html?lang=de	Information from the Swiss BUWAL concerning LCA in Switzerland.	
http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/ The Ecological Footprint webpage	A short introduction to the Ecological Footprint concept for assessing sustainability. Footprints represent the land area necessary to buffer the levels of environmental impact due to the analyzed lifestyle or national consumption. It heeds something LCA usually doesn't: sustainable and egalitarian use of "ecologically productive" resources. By Dr. Mathis Wackernagel (partly in Spanish).	Redefining Progress, Oakland, CA, USA
www.pe-europe.com	Homepage of PE developer of the powerful software GaBi and consultants in the field of LCA	
www.springer.com/environment/journal/11367	Homepage des International Journals of LCA	

www.pre.nl	Homepage der Pré Consultants. Developer of the method Eco Indicator and the Software SimaPro	
http://www.iinas.org/gemis-de.html	Database and LCA Program of the Ökoinstitut in Germany. For free	Öko-Institut
www.leidenuniv.nl/interfac/cml/CML	Centre of Environmental Science Leiden (Centrum voor Milieukunde Leiden) - Origin of the CML classification method, which is now being updated .	Leiden, Netherlands
www.setac.org	Society of Environmental Toxicology and Chemistry. A lean homepage. Including the SETAC LCA newsletter (last edition Nov 99) and publications.	Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, Florida, USA
www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/hp22.htm/LCANET	LCANET is a concerted action for establishing a European Network for Strategic LCA Research and Development. The task of this network is to describe the state-of-the-art of LCA methodology and to provide input to the EU Environment and Climate research and development programme. Project runned until June 97. Followup is the CHAINET Programme.	Server located at CML Leiden, Netherlands
http://www.rmit.edu.au/	Homepage of the Centre for Design (CfD) - Design for Environment (DfE). Containing LCA definitions, a short hotlist, description of the EcoReDesign(TM)-Project & ...	Royal Melbourne Institute of Technology (RMIT), Australia
http://lcinitiative.unep.fr/	Life cycle initiative der SETAC. Viel e Informationen zum Thema LCA	SETAC
http://www.nrel.gov/lci/	NREL and its partners created the U.S. Life Cycle Inventory (LCI) Database to help life cycle assessment (LCA) practitioners answer questions about environmental impact. This database provides individual gate-to-gate, cradle-to-gate and cradle-to-grave accounting of the energy and material flows into and out of the environment	NREL National renewable energy laboratory

	that are associated with producing a material, component, or assembly in the U.S.	
http://lct.jrc.ec.europa.eu/	Life cycle website of European commission – Joint research centre	Ies Institute of the environment and sustainability
http://www.openlca.org	The openLCA project will create, in the coming 1.5 years, a modular software for life cycle analysis and sustainability assessments. The software will be available as open source, and will be available for free.	
http://www.idemat.nl/	Design for Sustainability at the Faculty of Industrial Design Engineering (Newsletter , Database Idemat , Ecodesign 3)	Delft University of Technology, Netherlands
www.life-cycle.org/ Tom Gloria's LCA Links	Up-to-date, well structured site of about 500+ links on LCA (!), with possibly every organisation on the net involved in LCA (GO's and NGO's, institutes, companies...). Including publications, conferences, etc.	private, affiliated with Tufts University, USA
www.gemis.de/	Datenbank und Ökobilanzprogramm des deutschen Ökoinstituts. Gratis	
http://lct.jrc.ec.europa.eu/	Ökobilanz Webseite der europäischen Kommission. JRC: Joint research centre	
www.nrel.gov/lci/	NREL und ihre Partner haben die US Ökobilanzdatenbank entwickelt.	

Anhang 2: Literatur

- Adams H. W.: Integriertes Managementsystem für Sicherheit und Umweltschutz. Hrsg.: Carl Hanser Verlag München, Wien, 1995
- Assis J.A., 1992. State of the Art, in Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe (SETAC, Hrsg.), Life Cycle Assessment, Workshop Report, 2.-3. December 1991 in Leiden, Niederlanden, Brüssel, S. 1-20
- Basler E., 1971. Umweltprobleme aus der Sicht der technischen Entwicklung, in H. Leibundgut (Ed.), Schutz unseres Lebensraumes, Symposium an der ETH Zürich vom 10.-12. November 1970, Ansprachen und Vorträge, Verlag Huber Fauenfeld und Stuttgart, p. 78-87
- Basler und Hofmann, 1974. Studie Umwelt und Volkswirtschaft. Vergleich der Umweltbelastung von Behältern aus PVC, Glas, Blech und Karton, Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Bern
- Baumberger H., Wirtschaftliche Probleme einer umweltkonformen Energieversorgung, in M.P. von Walterskirchen, Umweltschutz und Wirtschaftswachstum, Referate und Seminarergebnisse des Ersten Symposiums für Wirtschaftliche und Rechtliche Fragen des Umweltschutzes an der Hochschule St. Gallen, 19. bis 21. Oktober 1971, S. 225-252
- Boustead I., G.F. Hancock, 1979. Handbook of Industrial Energy Analysis, Ellis Horwood Ltd., John Wiley & Sons, New York/ Chichester/ Brisbane/ Toronto
- Bolin B., 1970. The Carbon Cycle, in Scientific American, Vol. 223, Nr. 3, September 1970, S. 124-132
- Braunschweig A., 1988. Die ökologische Buchhaltung als Instrument der Städtischen Umweltpolitik, Verlag Rüegger, Grösch
- Braunschweig Arthur, Müller-Wenk Ruedi: Ökobilanzen für Unternehmungen. Eine Wegleitung für die Praxis. Paul Haupt Verlag, Bern, 1993
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft): Stoffverordnung: Anleitung zur Selbstkontrolle, Bern, 1989
- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 132: Ökobilanz von Packstoffen, Bern, 1991
- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 133: Methodik für Ökobilanzen, Bern, 1990
- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 271/1: Ökobilanz stärkehaltiger Kunststoffe. Bewertung mit der überarbeiteten wirkungsorientierten Methode, Bern, 1996
- Carbotech und Alpha Real: Treibstoffe aus Biomasse, Bundesamt für Energie, Bern 1998
- Chapman P.F., 1974. Energy Costs: a Review of Methods, in Energy Policy, June 1974, S. 91-103
- Chapman P.F., 1975. Fuel's Paradise: Energy Options for Britain, Penguin Books, Harmondsworth, Middlesex, UK
- Clausius R., 1885. Über die Energievorräthe der Natur und ihre Verwerthung zum Nutzen der Menschheit, Verlag von Max Cohen & Sohn, Bonn
- Daly H.E., 1991. Steady-State Economics, 2nd Edition with New Essays, Island Press, Washington, D.C., Covelo, California
- Dinkel F., E. Franov (2008) Ökobilanzen zwischen Aussagekraft und blinder Normentreue Was heisst schon „korrekte Ökobilanzen“? in Umwelt Perspektiven, 2008
- Dinkel F., M. Zschokke, K. Schleiss: Ökobilanzen zur Biomasseverwertung im Auftrag des BFE, 2012

- Dinkel F., C. Stettler: Ökobilanz von Liftsystemen im Auftrag von Schindler Aufzüge AG, 2011
- Dinkel F., R. Miranda, C. Stettler: Ökologischer Nutzen des PE Folien Recyclings in der Schweiz (Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe) im Auftrag des BAFU, 2011
- Dolan E.G., 1971. TANSTAAFL (There ain't no such thing as a free lunch), The Economic Strategy for Environmental Crisis, Holt, Rinehart and Winston Inc., New York
- Ecoinvent: Swiss centre for Life Cycle Assessment, www.ecoinvent.ch
- Evelyn J., 1661. Fumifugium, or, The Inconvinience of the Aer and Smoak of London Dissipated, London, zitiert in P. Sieferle, Der unterirdische Wald. Energiekrise und Industrielle Revolution, Beck'sche Schwarze Reihe Band 226, München 1982.
- EMIS: Environmental Management and Information System, Softwaretool für Ökobilanzen und Umweltmanagement, Carbotech AG, Basel
- ESU: Laboratorium für Energiesysteme, ETH Zürich, PSI Villigen, Forschungsbereich 4: Ökoinventare für Energiesysteme, 3. Auflage, 1996/2
- FAT, Carbotech: Beurteilung nachwachsender Rohstoffen, Studie im Auftrag des BLW, Bern 1997
- Frischknecht R., R. Heijungs, P. Hofstetter, 1998. Einstein's Lessons for Energy Accounting in LCA, in Int.J.LCA Vol. 3, No. 5, S. 266-272
- Frischknecht R., A. Braunschweig, P. Hofstetter, P. Suter, 2000. Human health damages due to ionising radiation in Life Cycle Impact Assessment, paper accepted for publication in Environmental Impact Assessment Review, Vol. 20 No. 2, 2000
- Geddes P., 1881. On the Classifications of Statistics and its Results, in Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Vol. XI, S. 295-322
- Georgescu-Roegen N., 1971. The Entropy Law and the Economic Process, Harward University Press, Cambridge/ London
- Ginsburg T., 1971a. Energieproduktion als Umweltbelastung, in Neue Zürcher Zeitung, 192. Jahrgang, 17.11.1971, Morgenausgabe Nr. 536, S. 23
- Ginsburg T., 1971b. Die Tragik der Allmende; Die Wahl zwischen Wirtschaftswachstum und lebenswerter Umwelt, in Neue Zürcher Zeitung, 192. Jahrgang, 24.11.1971, Morgenausgabe Nr. 549, S. 25ff.
- Goedkoop M., 1995. Eco-Indicator 1995, Pré & DUIJF Consultancies, Amersfoort, The Netherlands
- Goedkoop M., R. Spriensma, The Eco-Indicator 99, Adamage oriented method for Life Cycle Assessment, Pré Consultants B. V., Amersfoort, 1999
- Goedkoop et al.: ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, January 2009, Netherlands.
- Hardin G., 1968. The Tragedy of the Commons, in Science, Vol. 162, December 1968, p. 1243-1248
- Heijungs R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992a. Environmental Life Cycle Assessment of Products; Guide; Report Nr. 9266, CML, Leiden
- Heijungs R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992b. Environmental Life Cycle Assessment of Products; Backgrounds, Report Nr. 9267, CML, Leiden
- Hopfenbeck, Waldemar, Jasch, Christine, Jasch, Andreas: Öko-Audit – Der Weg zum Zertifikat. Moderne Industrie; Landsberg/Lech, 1995

- Hopfenbeck, Waldemar, Jasch, Christine: Öko-Controlling. Umdenken zahlt sich aus. Moderne Industrie; Landsberg/Lech, 1993
- Huijbregts M.A.J., 1998a. Application of Uncertainty and Variability in LCA (Part I) - A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment, in Int.J.LCA, Vol. 3, No. 5, S. 273-280
- Huijbregts M.A.J., 1998b. Application of Uncertainty and Variability in LCA (Part I) - Dealing with Parameter Uncertainty and Uncertainty due to Choices in Life Cycle Assessment, in Int.J.LCA, Vol. 3, No. 6, S. 343-351
- Hunt R.G. et al., 1974. Resource and Environmental Profile Analysis of Nine Beverage Container Alternatives, Midwest Research Institute for U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Jevons W.S., 1965. The Coal Question, An Inquiry Concerning the Progress of the Nation and the Probable Exhaustion of our Coal-mines, 3rd Ed. revised, A.M. Kelley, New York
- Jöhr W.A., 1971. Bedrohte Umwelt. Die Nationalökonomie vor neuen Aufgaben, in M.P. von Walterskirchen, Umweltschutz und Wirtschaftswachstum, Referate und Seminarergebnisse des Ersten Symposiums für Wirtschaftliche und Rechtliche Fragen des Umweltschutzes an der Hochschule St. Gallen, 19. bis 21. Oktober 1971, S. 41-126
- Kasser U., M. Pöll, 1999. Ökologische Bewertung mit Hilfe der Grauen Energie, Schriftenreihe Umwelt Nr. 307, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- Köllner T., 2001. The use of land in the Product Life-Cycle and its Consequences for Ecosystem Quality, Dissertation No. XXX, Universität St. Gallen, Hochschule für Wirtschafts-, Rechts- und Sozialwissenschaften (HSG), St. Gallen (in Vorbereitung)
- Kytzia, Susanne: Die Ökobilanz als Bestandteil des betrieblichen Informationsmanagements. Rüegger Verlag, Zürich, 1995
- Larsen H.F., Hansen P.A., Boyer-Souchet F.: "Decision support guideline based on LCA and cost/efficiency". Deliverable 4.3. NEPTUNE Project (New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment). EU Contract-No. 036845, August 2010.
- Leach G., 1976. Energy and Food Production, IPC Science and Technology Press, Surrey, United Kingdom
- Liebig J. von, 1878. Chemische Briefe, 6. Auflage, Leipzig und Heidelberg, S. 391
- Manstein C., 1996. Das Elektrizitätsmodul im MIPS-Konzept; Materialintensitätsanalyse der bundesdeutschen Stromversorgung (öffentliches Netz) im Jahr 1991, Wuppertal Papers Nr. 51
- Maurice B., R. Frischknecht, V. Coelho-Schwartz, K. Hungerbühler, 2000. Uncertainty Analysis in Life Cycle Inventory, Combination of qualitative and quantitative approaches illustrated by its application to the production of electricity with French coal power plants, paper accepted for publication in Journal of Cleaner Production, Vol. 8 No. 2, 2000
- Müller-Wenk R., 1978. Die ökologische Buchhaltung. Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik, Campus Verlag Frankfurt
- Pimentel D. et al., 1973. Food Production and the Energy Crisis, in Science, Vol. 182, No. 4111, 2.1.1973, S. 443-449
- PWMI: Ecoprofile of the European plastics industry, The European Centre for plastics in the Environment (PWMI), Brüssel
- Saage, Jan: Industrielle Abfallvermeidung und deren Bewertung. ddv-Verlag Graz, 1993

- Schaltegger S., R. Kubat, 1994. Das Handwörterbuch der Ökobilanzierung, Begriffe und Definitionen, WWZ-Studie Nr. 45, Universität Basel
- Schaltegger, Stefan, Sturm, Andreas: Methodik der ökologischen Rechnungslegung in Unternehmen. WWZ-Studie, Basel, 1992
- Schaltegger, Stefan, Sturm, Andreas: Öko-Controlling – Zur praktischen Umsetzung von EMAS und ISO 14001. Vdf Hochschulverlag, Zürich, 1995
- Schmidt-Bleek, F. 1994. Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Mass für ökologisches Wirtschaften, Birkhäuser Verlag, Basel/ Boston/ Berlin
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry: A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment, Sandestin, Florida, 1993
- SETAC (Ed.), 1993. Guidelines für Life-Cycle Assessment, a Code of Practice“ SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Brussels, Belgium, 1993.
- Shonan Guidance principles: UNEP/SETAC Global Guidance Principles for LCA Databases, Paris 2011
- Sieferle R.P., 1982. Der unterirdische Wald. Energiekrise und Industrielle Revolution, Beck'sche Schwarze Reihe, Band 226, München
- Steen B., 1999. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 - Models and data of the default method, Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, CPM report 1999:5, Environmental Systems Analysis, Chalmers University of Technology
- Thompson et al.: Cultural Theory, Westview Print Boulder, 1990
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure), 1997. VDI-Richtlinie Cumulative Energy Demand - Terms, Definitions, Methods of Calculation. VDI-guideline 4600, Düsseldorf
- Wackernagel M., W. Rees, 1996. Our Ecological Footprint; Reducing Human Impact on Earth, New Society Publishers, Gabriola Island BC, Philadelphia PA
- Weinberg A.M., R.P. Hammond, 1970. Limits to the Use of Energy, in American Scientist, Vol. 58, July-August 1970, S. 412-418
- Wenzel H., M. Hauschild, L. Alting 1997. Environmental Assessment of Products, Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development, Chapman & Hall, London and other places
- Wright J., J. Syrett, 1975. Energy Analysis of Nuclear Power, in New Scientist, Vol. 65, No. 931, 9.1.1975, S. 66-67

Anhang 3: Gewichtungsfaktoren

Wirkungsorientierte Bewertung

Tabelle 23 Klassierungsfaktoren für das Treibhauspotential (Zeithorizont 100 Jahre), indirekte Beiträge nicht berücksichtigt (IPCCC 2001)

Bezeichnung	GWP 100 Jahre
Einheit [g]	[kg CO ₂ Äquiv.]
Chloroform	0.03
Ethan, 1,1,1,2-tetrafluor-, FKW-134a	1.3
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	0.14
Ethan, 1,1,1-trifluor-, FCKW-143a	4.3
Ethan, 1,1,2-trichlor-1,2,2-trifluor-, FCKW-113	6
Ethan, 1,1-dichlor-1-fluor-, H-FCKW-141b	0.7
Ethan, 1,1-difluor-, FKW-152a	0.12
Ethan, 1,2-dichlor-1,1,2,2-tetrafluor-, FCKW-114	9.8
Ethan, 1-chlor-1,1-difluor-, H-FCKW-142	2.4
Ethan, 2,2-dichlor-1,1,1-tri-fluor-, H-FCKW-123	0.12
Ethan, 2-chlor-1,1,1,2-tetra-fluor-, H-FCKW-124	0.62
Ethan, chlorpentafluor-, FCKW-115	7.2
Ethan, pentafluor-, FKW-125	3.4
Kohlendioxid	0.001
Kohlenmonoxid	0.00153
Lachgas	0.296
Methan, biogen	0.023
Methan, bromide-, Halon 1001	0.005
Methan, bromochlordifluor-, Halon 1211	1.3
Methan, bromtrifluor, Halon 1301	6.9
Methan, chlordifluor-, H-FCKW-22	1.7
Methan, chlortrifluor-, FCKW-13	14
Methan, dichlor-, CKW-30	0.01
Methan, dichlordifluor-, FCKW-12	10.6
Methan, difluor-, FKW-32	0.55
Methan, monochlor-, R-40	0.016
Methan, terafluor-, FC-14	5.7
Methan, tetrachlor-, FCKW-10	1.8
Methan, trichlorfluor-, FCKW-11	4.6
Methan, trifluor-, FKW-23	12
Methane, fossil	0.023
Schwefelhexafluorid	22.2

Tabelle 24 Klassierungsfaktoren für das Ozonabbaupotential (Heijungs, 2001)

Bezeichnung	ODP
Einheit [g]	[kg CFC-11 Äquiv.]
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	0.00026
Ethan, 1,1,2-trichlor-1,2,2-trifluor-, FCKW-113	0.00064
Ethan, 1,1-dichlor-1-fluor-, H-FCKW-141b	0.00022
Ethan, 1-chlor-1,1-difluor-, H-FCKW-142	0.00012
Ethan, 2,2-dichlor-1,1,1-tri-fluor-, H-FCKW-123	0.00004
Ethan, 2-chlor-1,1,1,2-tetra-fluor-, H-FCKW-124	0.00005
Methan, bromide-, Halon 1001	0.0012
Methan, bromochlordifluor-, Halon 1211	0.0071
Methan, bromtrifluor, Halon 1301	0.0108
Methan, chlordifluor-, H-FCKW-22	0.0001
Methan, tetrachlor-, FCKW-10	0.00114
Methan, trichlorfluor-, FCKW-11	0.001

Tabelle 25 Klassierungsfaktoren für die photochemische Ozonbildung (Heijungs, 2001)

Substanz Einheit [g]	POCP [kg Ethen Äquiv.]
Acetaldehyd	0.000641
Aceton	0.000094
Benzaldehyd	-0.000092
Benzol	0.000218
Benzol, ethyl-	0.00073
Butadien	0.000851
Butan	0.000352
Carbon monoxide, fossil	0.000027
Chloroform	0.000023
Cumene	0.0005
Essigsäure	0.000097
Ethan	0.000123
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	0.000009
Ethanol	0.000399
Ethin	0.000085
Ethylen	0.001
Ethylen, tetrachlor-	0.000029
Ethylen, trichlor-	0.000325
Formaldehyd	0.000519
Heptan	0.000494
Hexan	0.000482
Kohlenmonoxid, biogen	0.000027
Methan, biogen	0.000006
Methan, dichlor-, CKW-30	0.000068
Methan, monochlor-, R-40	0.000005
Methane, fossil	0.000006
Methanol	0.00014
Pentan	0.000395
Propan	0.000176
Propen	0.00112
Propionaldehyd	0.000798
Propionsäure	0.00015
Schwefeldioxid	0.000048
Styrol	0.000142
Toluol	0.000637
Xylol-m	0.00111
Xylol-o	0.00105

Tabelle 26 Gewichtungsfaktoren für die Bewertung der Humantoxizität (Heijungs 2001)

Substanz	Kompartiment	Faktor kg 1,4-DCB-Eq
Acenaphthene	Luft	572
Acrolein	Luft	0.0569
Ammoniak	Luft	0.0001
Antimon	Luft	0.25
Arsen	Luft	348
Barium	Luft	0.175
Benzol	Luft	1.9
Benzol, ethyl-	Luft	0.000973
Benzol, hexachlor-	Luft	3160
Benzol, pentachlor-	Luft	0.41
Beryllium	Luft	227
Blei	Luft	0.0291
Butadien	Luft	2.22
Cadmium	Luft	145
Chloroform	Luft	0.0127
Chlorwasserstoff	Luft	0.0005
Chrom-VI	Luft	3430
Cobalt	Luft	17.3
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	Luft	0.0164
Ethan, dichlor-	Luft	0.00681
Ethylen	Luft	0.000637
Ethylen, chlor-, Vinylchlorid	Luft	0.0843
Ethylen, tetrachlor-	Luft	0.00553
Ethylen, trichlor-	Luft	0.0344
Ethylenoxid	Luft	14.1
Fluorwasserstoff	Luft	0.0939
Formaldehyd	Luft	0.000831
Kohlenstoffdisulfid	Luft	0.00241
Kupfer	Luft	4.28
Methan, bromide-, Halon 1001	Luft	0.351
Methan, dichlor-, CKW-30	Luft	0.00198
Methan, tetrachlor-, FCKW-10	Luft	0.22
Molybdän	Luft	0.0185
Natriumdichromat	Luft	1360
Nickel	Luft	35
PAH, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Luft	572
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	Luft	0.00082
Partikel, < 2.5 um	Luft	0.00082

Substanz	Kompartiment	Faktor kg 1,4-DCB-Eq
Phenol	Luft	0.000518
Phenol, pentachlor-	Luft	0.00508
Propylenoxid	Luft	1.26
Quecksilber	Luft	0.264
Schwefeldioxid	Luft	0.000096
Schwefelwasserstoff	Luft	0.00022
Selenium	Luft	1.23
Stickoxide	Luft	0.0012
Styrol	Luft	0.0000474
TCDD-äquivalente, als 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	Luft	1'930'000
Thallium	Luft	16
Toluol	Luft	0.000327
Vanadium	Luft	0.262
Xylol-m	Luft	0.0000271
Xylol-o	Luft	0.000125
Zink	Luft	0.0958
Zinn	Luft	0.00014
Antimon	Boden	0.0502
Arsen	Boden	0.00477
Barium	Boden	0.00238
Beryllium	Boden	0.11
Blei	Boden	0.00241
Cadmium	Boden	0.00871
Chrom	Boden	0.00172
Chrom-VI	Boden	0.00287
Cobalt	Boden	0.0184
Kupfer	Boden	0.0000792
Molybdän	Boden	0.00251
Nickel	Boden	0.00301
Quecksilber	Boden	0.00948
Selen	Boden	0.177
Thallium	Boden	0.24
Vanadium	Boden	0.0138
Zink	Boden	0.0000151
Zinn	Boden	0.00000432

Substanz	Kompartiment	Faktor kg 1,4-DCB-Eq
Acenaphthene	Wasser	281
Acenaphthylene	Wasser	281
Acrylonitrile	Wasser	7.07
Antimon	Wasser	0.362
Arsen, Ion	Wasser	0.132
Barit	Wasser	0.00861
Barium	Wasser	0.0146
Benzol	Wasser	1.83
Benzol, chlor-	Wasser	0.0091
Benzol, ethyl-	Wasser	0.000827
Beryllium	Wasser	0.431
Cadmium, ion	Wasser	0.0113
Chloroform	Wasser	0.0125
Chrom-VI	Wasser	0.0018
Chromium, ion	Wasser	0.00108
Cobalt	Wasser	0.064
Copper, ion	Wasser	0.000446
Dichromat	Wasser	0.000867
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	Wasser	0.0162
Ethan, dichlor-	Wasser	0.0279
Ethylen	Wasser	0.000654
Ethylen, chlor-, Vinylchlorid	Wasser	0.145
Ethylen, tetrachlor-	Wasser	0.00572
Ethylen, trichlor-	Wasser	0.0335
Ethylenoxid	Wasser	11.4
Formaldehyd	Wasser	0.0000371
Lead	Wasser	0.00518
Methan, dichlor-, CKW-30	Wasser	0.00184
Methan, tetrachlor-, FCKW-10	Wasser	0.22
Molybdän	Wasser	0.108
Nickel, ion	Wasser	0.0427
PAH, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Wasser	281
Phenol	Wasser	0.0000492
Phtalat, butyl-benzyl-	Wasser	0.0000861
Phtalat, dibutyl-	Wasser	0.000537
Phtalat, dimethyl-	Wasser	0.00715
Phtalat, dioctyl-	Wasser	0.00634
Propylenoxid	Wasser	2.64
Quecksilber	Wasser	0.101
Selen	Wasser	0.525

Substanz	Komparti- ment	Faktor kg 1,4-DCB-Eq
Styrol	Wasser	0.0000851
Thallium	Wasser	5.71
Toluol	Wasser	0.000303
Tributylzinn, TBT	Wasser	3.38
Vanadium, Ion	Wasser	0.267
Xylol	Wasser	0.00043
Xylol-m	Wasser	0.000337
Xylol-o	Wasser	0.000425
Zinc, ion	Wasser	0.000212
Zinn, Ion	Wasser	0.00000744

Tabelle 27 Gewichtungsfaktoren zur Bestimmung der Ökotoxizität nach Heijungs (2001)

Substanz	Eintrag in	Auswirkung auf		
Einheit [g]	Kompartiment	Seewasser	Süßwasser	Boden
Acenaphthene	Luft	4.27	0.171	0.00102
Acrolein	Luft	0.566	0.519	0.0163
Antimon	Luft	0.0692	0.00101	0.000146
Arsen	Luft	1.1	0.00257	0.0172
Barium	Luft	0.594	0.015	0.00155
Benzo(a)pyren	Luft	1.37	0.0878	0.000241
Benzol	Luft	0.0000028	8.37E-08	1.56E-08
Benzol, ethyl-	Luft	7.96E-07	1.31E-07	1.43E-09
Benzol, hexachlor-	Luft	2.41	0.00133	0.000256
Benzol, pentachlor-	Luft	0.174	0.000368	0.0000392
Beryllium	Luft	226	8.2	0.8
Blei	Luft	0.151	0.000116	0.000144
Butadien	Luft	2.74E-09	3.25E-10	2.32E-11
Cadmium	Luft	22.6	0.0516	0.0117
Chloroform	Luft	0.0000592	9.52E-08	4.02E-08
Chrom-VI	Luft	0.423	0.000324	0.0205
Cobalt	Luft	12.6	0.291	0.0476
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	Luft	0.000304	1.22E-07	1.78E-07
Ethan, dichlor-	Luft	0.0000818	1.18E-07	2.64E-08
Ethylen	Luft	7.9E-14	1.4E-14	1E-15
Ethylen, chlor-, Vinylchlorid	Luft	0.00000013	2.86E-09	2.61E-10
Ethylen, tetrachlor-	Luft	0.000338	4.13E-07	0.00000811
Ethylen, trichlor-	Luft	0.00000268	3.81E-08	4.72E-09
Ethylenoxid	Luft	0.000854	0.0000987	0.00000252
Fluorwasserstoff	Luft	0.0519	0.00461	0.00000291
Formaldehyd	Luft	0.00163	0.00826	0.00094
Kohlenstoffdisulfid	Luft	0.00153	0.000033	0.00000514
Kupfer	Luft	13.6	0.0315	0.000714
Methan, bromide-, Halon 1001	Luft	0.00411	0.0000327	0.0000128
Methan, dichlor-, CKW-30	Luft	0.00000384	3.33E-08	4.27E-09
Methan, tetrachlor-, FCKW-10	Luft	0.00115	0.00000025	4.71E-07
Molybdän	Luft	1.12	0.00754	0.000522
Natriumdichromat	Luft	0.168	0.000128	0.00813
Nickel	Luft	15.7	0.0698	0.00761

Substanz	Eintrag in	Auswirkung auf		
Einheit [g]	Kompartiment	Seewasser	Süßwasser	Boden
PAH, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Luft	4.27	0.171	0.00102
Phenol	Luft	0.000553	0.00152	0.00000331
Phenol, pentachlor-	Luft	0.04	0.0105	0.00225
Propylenoxid	Luft	0.000122	0.0000368	0.00000151
Quecksilber	Luft	28.2	0.0587	3.17
Selenium	Luft	7.31	0.379	0.0363
Styrol	Luft	5.09E-07	5.09E-08	1.36E-10
TCDD-äquivalente, als 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	Luft	0.296	0.00211	0.000012
Thallium	Luft	20.4	0.182	0.0238
Toluol	Luft	6.99E-07	7.04E-08	1.59E-08
Vanadium	Luft	36.3	0.209	0.05
Xylol-m	Luft	3.93E-07	4.37E-08	6.51E-10
Xylol-o	Luft	9.14E-07	9.31E-08	1.27E-09
Zink	Luft	1.31	0.00201	0.000838
Zinn	Luft	0.158	0.000123	0.000132
Antimon	Boden	0.00417	0.00229	0.000303
Arsen	Boden	0.00208	0.00123	0.0332
Barium	Boden	0.0683	0.0359	0.00322
Beryllium	Boden	40.9	20.6	1.66
Blei	Boden	0.0000519	0.0000489	0.000272
Cadmium	Boden	0.134	0.102	0.0241
Chrom	Boden	0.0000312	0.0000272	0.0363
Chrom-VI	Boden	0.000125	0.000109	0.0363
Cobalt	Boden	1.38	0.726	0.099
Kupfer	Boden	0.0834	0.0555	0.00148
Molybdän	Boden	0.0134	0.00744	0.00106
Nickel	Boden	0.177	0.103	0.0157
Quecksilber	Boden	0.227	0.104	7.45
Selen	Boden	2.13	0.991	0.0755
Thallium	Boden	0.51	0.282	0.0491
Vanadium	Boden	0.573	0.329	0.103
Zink	Boden	0.00405	0.00303	0.00173
Zinn	Boden	0.0000578	0.0000518	0.000249

Substanz	Eintrag in	Auswirkung auf		
Einheit [g]	Kompartiment	Seewasser	Süßwasser	Boden
Acenaphthene	Wasser	5.5	27.5	0.00000212
Acenaphthylene	Wasser	5.5	27.5	0.00000212
Acrilonitrile	Wasser	0.000541	0.0792	0.00000385
Antimon	Wasser	0.0687	0.0196	0
Arsen, Ion	Wasser	0.7	0.205	0
Barit	Wasser	0.477	0.133	0
Barium	Wasser	0.811	0.226	0
Benzol	Wasser	0.00000266	0.0000914	1.37E-08
Benzol, chlor-	Wasser	0.000114	0.00036	7.16E-07
Benzol, ethyl-	Wasser	0.00000136	0.000546	1.19E-09
Beryllium	Wasser	328	90.7	0
Cadmium, ion	Wasser	4.24	1.51	0
Chloroform	Wasser	0.0000582	0.0000423	3.92E-08
Chrom-VI	Wasser	0.0694	0.0277	0
Chromium, ion	Wasser	0.0173	0.00686	0
Cobalt	Wasser	11.8	3.38	0
Copper, ion	Wasser	3.6	1.15	0
Dichromat	Wasser	0.0334	0.0133	0
Ethan, 1,1,1-trichlor-, H-FCKW-140	Wasser	0.000301	0.00011	1.75E-07
Ethan, dichlor-	Wasser	0.0000815	0.0000228	2.62E-08
Ethylen	Wasser	2.78E-08	0.0000225	1E-15
Ethylen, chlor-, Vinylchlorid	Wasser	3.77E-07	0.0000279	2.56E-10
Ethylen, tetrachlor-	Wasser	0.000337	0.000696	0.00000794
Ethylen, trichlor-	Wasser	0.00000333	0.000097	4.59E-09
Ethylenoxid	Wasser	0.000627	0.0098	0.00000176
Formaldehyd	Wasser	0.00019	0.281	0.00000156
Lead	Wasser	0.0223	0.00962	0
Methan, dichlor-, CKW-30	Wasser	0.00000354	0.0000123	3.9E-09
Methan, tetrachlor-, FCKW-10	Wasser	0.00115	0.000207	4.67E-07
Molybdän	Wasser	1.7	0.473	0
Nickel, ion	Wasser	11	3.22	0
PAH, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Wasser	5.5	27.5	0.00000212
Phenol	Wasser	0.0000563	0.237	2.49E-09

Substanz	Eintrag in	Auswirkung auf		
Einheit [g]	Kompartiment	Seewasser	Süßwasser	Boden
Phtalat, butyl-benzyl-	Wasser	0.0000527	0.0764	6.57E-09
Phtalat, dibutyl-	Wasser	0.0000765	0.0795	1.27E-08
Phtalat, dimethyl-	Wasser	0.00000172	0.00308	3.66E-07
Phtalat, dioctyl-	Wasser	0.0000349	0.00277	1.3E-10
Propylenoxid	Wasser	0.0000577	0.00396	6.47E-07
Quecksilber	Wasser	4.65	1.7	0.0099
Selen	Wasser	10.5	2.9	0
Styrol	Wasser	0.00000223	0.00044	1.27E-10
Thallium	Wasser	28.5	7.95	0
Toluol	Wasser	0.00000124	0.000295	1.42E-08
Tributylzinn, TBT	Wasser	211	453	0.000113
Vanadium, Ion	Wasser	30.9	8.9	0
Xylol	Wasser	0.00000204	0.00058	7.35E-10
Xylol-m	Wasser	0.00000212	0.000598	5.99E-10
Xylol-o	Wasser	0.00000251	0.000565	1.17E-09
Zinc, ion	Wasser	0.261	0.0911	0
Zinn, Ion	Wasser	0.0248	0.0101	0

Tabelle 28 Klassierungsfaktoren für das Säurepotential (Heijungs 2001)

chem. Summenformel	Substanz	relatives Gewicht [kg SO ₂ Äquiv.]
HCl	Salzsäure	0.88
HF	Flussäure	1.6
HNO ₃	Salpetersäure	0.51 ¹
H ₂ S	Schwefelwasserstoff	1.88 ¹
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure	0.65 ¹
NO _x	Stickoxide	0.7
NH ₃	Ammoniak	1.88
SO ₂	Schwefeldioxid	1

Tabelle 29 Klassierungsfaktoren für die Eutrophierung (Düngepotential) (Heijungs, 2001)

chem. Summenformel	Substanz	relatives Gewicht [kg PO ₄ ³⁻ Äquiv.]
BOD	biological oxidant demand	0.022
COD	chemical oxidant demand	0.022
NH ₃	Ammoniak	0.35
NH ₄ ⁺	Ammonium	0.33
N	Stickstoff	0.42
NO _x	Stickoxide	0.13
NO ₃ ⁻	Nitrat	0.1
PO ₄ ³⁻	Phosphat	1.00
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid	0.67
P	Phosphor	3.06

Methode der Ökologischen Knappheit (UBP)

Tabelle 30 Umweltbelastungsfaktoren nach der Methode UBP 2006

	Substanz / Ressource	Faktor	pro
Abfälle	Volume occupied, final repository for low-active radioactive waste	33000000000	m ³
	Volume occupied, final repository for radioactive waste	180000000000	m ³
	Volume occupied, underground deposit	43000000	m ³
Wasser	TOC, Total Organic Carbon	62800	kg

Ressourcen energetisch	Coal, brown, in ground	33.00	kg
	Coal, hard, unspecified, in ground	63.00	kg
	Energy, geothermal	0.96	MJ
	Energy, gross calorific value, in bio-mass	1.10	MJ
	Energy, gross calorific value, in bio-mass, primary forest	1.10	MJ
	Energy, kinetic, flow, in wind	0.44	MJ
	Energy, potential, stock, in barrage water	0.88	MJ
	Energy, solar	0.25	MJ
	Gas, mine, off-gas, process, coal mining	131.00	m3
	Gas, natural, in ground	133.00	m3
	Oil, crude, in ground	151.00	kg
	Uranium, in ground	1850000.00	Kg
Stofflich	Water, lake	97	m3
	Water, river	97	m3
	Water, cooling, unspecified natural origin	97	m3
	Water, rain	97	m3
	Water, unspecified natural origin	97	m3
	Water, well, in ground	97	m3
	Gravel, in ground	29	kg

	Substanz / Ressource	Faktor	Substanz / Ressource	Faktor	pro
Land	Occupation, arable	100.0	Occupation, pasture and meadow, extensive	0.0	m2a
	Occupation, arable, non-irrigated	100.0	Occupation, pasture and meadow, intensive	84.0	m2a
	Occupation, arable, non-irrigated, diverse-intensive	130.0	Occupation, permanent crop	29.0	m2a
	Occupation, arable, non-irrigated, fallow	59.0	Occupation, permanent crop, fruit	13.0	m2a
	Occupation, arable, non-irrigated, monotone-intensive	110.0	Occupation, permanent crop, fruit, extensive	-12.0	m2a
	Occupation, construction site	220.0	Occupation, permanent crop, fruit, intensive	97.0	m2a
	Occupation, dump site	220.0	Occupation, permanent crop, vine	29.0	m2a
	Occupation, dump site, benthos	0.0	Occupation, permanent crop, vine, extensive	29.0	m2a
	Occupation, forest	15.0	Occupation, permanent crop, vine, intensive	29.0	m2a
	Occupation, forest, extensive	-8.1	Occupation, shrub land, sclerophyllous	-12.0	m2a
	Occupation, forest, intensive	15.0	Occupation, traffic area, rail embankment	180.0	m2a
	Occupation, forest, intensive, clear-cutting	100.0	Occupation, traffic area, rail network	220.0	m2a
	Occupation, forest, intensive, normal	15.0	Occupation, traffic area, road embankment	180.0	m2a
	Occupation, forest, intensive, short-cycle	100.0	Occupation, traffic area, road network	220.0	m2a
	Occupation, heterogeneous, agricultural	100.0	Occupation, unknown	160.0	m2a
	Occupation, industrial area	220.0	Occupation, urban, continuously built	260.0	m2a
	Occupation, industrial area, built up	260.0	Occupation, urban, discontinuously built	220.0	m2a
	Occupation, industrial area, vegetation	210.0	Occupation, beaches, dunes, sands, desert	0.0	m2a
	Occupation, mineral extraction site	220.0	Occupation, sparsely vegetated areas, steppe, tundra, badlands	0.0	m2a
	Occupation, pasture and meadow	57.0	Occupation, tropical rain forest	-8.1	m2a

Luft	Substanz	Faktor			pro
	Acenaphthene	18.00	Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro-1-fluoro-, HCFC-121	440.00	g
	Acetaldehyde	18.00	Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-, HFC-134	340.00	g
	Acetic acid	18.00	Ethane, 1,1,2-trichloro-	18.00	g
	Acetic acid, trifluoro-	18.00	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	8800.00	g
	Acetone	18.00	Ethane, 1,1,2-trifluoro-, HFC-143	100.00	g
	Acetonitrile	18.00	Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b	1200.00	g
	Acrolein	18.00	Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	37.00	g
	Aldehydes, unspecified	18.00	Ethane, 1,2-dichloro-	18.00	g
	Ammonia	57.60	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	11000.00	g
	Benzaldehyde	18.00	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142	740.00	g
	Benzene	3800.00	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-tri-fluoro-, HCFC-123	220.00	g
	Benzene, ethyl-	18.00	Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetra-fluoro-, HCFC-124	240.00	g
	Benzene, hexachloro-	18.00	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115	6600.00	g
	Benzene, pentachloro-	18.00	Ethane, hexafluoro-, HFC-116	3700.00	g
	Benzo(a)pyrene	18.00	Ethane, pentachlorofluoro-, CFC-111	11000.00	g
	Butadiene	18.00	Ethane, pentafluoro-, HFC-125	1100.00	g
	Butane	18.00	Ethanol	18.00	g
	Butene	18.00	Ethene	18.00	g
	Cadmium	460000.0	Ethene, chloro-	18.00	g
	Carbon dioxide, fossil	0.31	Ethene, tetrachloro-	18.00	g
	Carbon monoxide, fossil	0.49	Ethene, trichloro-	18.00	g
	Chloroform	18.00	Ethylene diamine	18.00	g
	Cumene	18.00	Ethylene oxide	18.00	g
	Dimethyl ether	18.00	Ethyne	18.00	g
	Dinitrogen monoxide	92.00	Formaldehyde	18.00	g
	Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	57000000 000.00	Formic acid	18.00	g
	Epichlorohydrin	18.00	Furan	18.00	g
	Ethane	18.00	Halogenated hydrocarbons, chlorinated	610.00	g
	Ethane thiol	18.00	Heptane	18.00	g
	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	400.00	Hexane	18.00	g
	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	1100.00	Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, cyclic	18.00	g
	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, CFC-143a	1300.00	Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified	18.00	g
	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HCFC-143a	1300.00	Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	18.00	g
	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HFC-143a	1300.00			g

Luft Substanz		Faktor		pro	
Hydrocarbons, aromatic	18.00	o-Xylene	18.00	g	
Hydrogen chloride	26.00	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	18.00	g	
Hydrogen fluoride	48.00	Paraffins	18.00	g	
Hydrogen sulfide	56.00	Particulates, < 2.5 um	150.00	g	
Isoprene	18.00	Particulates, > 2.5 um, and < 10um	150.00	g	
Lead	27000.00	Pentane	18.00	g	
Mercury	210000.00	Phenol	18.00	g	
Methane, biogenic	7.10	Phenol, pentachloro-	18.00	g	
Methane, bromo-, Halon 1001	6600.00	Polychlorinated biphenyls	18.00	g	
Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	33000.00	Propanal	18.00	g	
Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	110000.00	Propane	18.00	g	
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	610.00	Propane, 1,1,2,2,3-pentafluoro-, HFC-245ca	200.00	g	
Methane, chloro-fluoro-, HCFC-31	220.00	Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb	360.00	g	
Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13	11000.00	Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca	280.00	g	
Methane, dibromo-	0.31	Propane, chloroheptafluoro-, CFC-217	11000.00	g	
Methane, dichloro-, HCC-30	18.00	Propane, dichlorohexafluoro-, CFC-216	11000.00	g	
Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	11000.00	Propane, heptachlorofluoro-, CFC-211	11000.00	g	
Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	440.00	Propane, hexachlorodifluoro-, CFC-212	11000.00	g	
Methane, difluoro-, HFC-32	170.00	Propane, pentachlorotrifluoro-, CFC-213	11000.00	g	
Methane, fluoro-, HFC-41	30.00	Propane, tetrachlorotetrafluoro-, CFC-214	11000.00	g	
Methane, fossil	7.10	Propane, trichloropentafluoro-, CFC-215	11000.00	g	
Methane, monochloro-, R-40	18.00	Propene	18.00	g	
Methane, tetrachloro-, CFC-10	12000.00	Propionic acid	18.00	g	
Methane, tetrafluoro-, FC-14	1800.00	Propylene oxide	18.00	g	
Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	11000.00	Styrene	18.00	g	
Methane, trifluoro-, HFC-23	3700.00	Sulfur dioxide	30.00	g	
Methanol	18.00	Sulfur hexafluoride	6900.00	g	
Monoethanolamine	18.00	t-Butyl methyl ether	18.00	g	
m-Xylene	18.00	Terpenes	18.00	g	
Nitrobenzene	18.00	Toluene	18.00	g	
Nitrogen oxides	45.00	Xylene	18.00	g	
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	18.00	Zinc	4400.00	g	

Wasser	Substanz	Faktor				pro
	Acenaphthene	11000.000	g	Hydrogen-3, Tritium	0.064	kBq
	Acenaphthylene	11000.000	g	Iodine-129	93000.000	kBq
	Actinides, radioactive, unspecified	11000.000	kBq	Lead	4400.000	g
	Americium-241	29000.000	kBq	Mercury	880000.000	g
	Ammonium, ion	49.800	g	Methane, dichloro-, HCC-30	167.000	g
	Antimony-125	14.000	kBq	Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	138.000	g
	AOX, Adsorbable Organic Halogen as Cl	200.000	g	Methane, tetrachloro-, CFC-10	184.000	g
	Arsenic, ion	8000.000	g	Nickel, ion	6800.000	g
	Benzene, chloro-	63.100	g	Nitrate	14.500	g
	Cadmium, ion	290000.000	g	Nitrite	19.500	g
	Carbon-14	1100.000	kBq	Nitrogen	64.000	g
	Cesium-134	74.000	kBq	Nitrogen, organic bound	64.000	g
	Cesium-137	74.000	kBq	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	11000.000	g
	Chlorinated solvents, unspecified	200.000	g	Phosphate	391.000	g
	Chloroform	1500.000	g	Phosphorus	1200.000	g
	Chromium VI	7600.000	g	Plutonium-alpha	6900.000	kBq
	Chromium, ion	7600.000	g	Radioactive species, Nuclides, unspecified	4500.000	kBq
	Cobalt-60	360.000	kBq	Ruthenium-106	130.000	kBq
	COD, Chemical Oxygen Demand	2.300	g	Strontium-90	3.700	kBq
	Copper, ion	14000.000	g	Uranium-234	21.000	kBq
	Curium alpha	53000.000	kBq	Uranium-235	21.000	kBq
	Dichromate	7600.000	g	Uranium-238	21.000	kBq
	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	160.000	g	Zinc, ion	5000.000	g
	Ethane, 1,2-dichloro-	143.000	g			
	Ethane, hexachloro-	180.000	g			
	Ethene, chloro-	114.000	g			
	Ethene, tetrachloro-	171.000	g			
	Ethene, trichloro-	162.000	g			

Grundwasser					
	Nitrate	27.10	g		

Boden	Substanz	Faktor		pro
	2,4-D	1800	Dimethenamid	1300 g
	Aclonifen	640	Dimethoate	4100 g
	Alachlor	490	Dimethomorph	11000 g
	Amidosulfuron	45000	Dinoseb	310 g
	Asulam	730	Diquat	1000 g
	Atrazine	1600	DNOC	88 g
	Azoxystrobin	6600	Endosulfan	1800 g
	Benazolin	5400	Epoxiconazole	18000 g
	Benomyl	2000	Esfenvalerate	100000 g
	Bentazone	1400	Ethephon	6100 g
	Bifenox	1000	Ethofumesate	2200 g
	Bifenthrin	88000	Fenpiclonil	33000 g
	Bromoxynil	4300	Fenpropidin	5500 g
	Cadmium	310000	Fenpropimorph	2200 g
	Captan	1000	Fentin acetate	4500 g
	Carbendazim	6000	Fentin hydroxide	4800 g
	Carbetamide	590	Fluazifop-P-butyl	5900 g
	Chloridazon	800	Fluazinam	6600 g
	Chlormequat	2300	Fluorochloridone	2200 g
	Chlormequat Chloride	2300	Fluoroglycofen-ethyl	55000 g
	Chlorothalonil	1100	Fluroxypyr	7000 g
	Chlorotoluron	800	Flusilazole	7200 g
	Chlorpyrifos	2500	Glufosinate	2000 g
	Clethodim	9500	Glyphosate	660 g
	Clodinafop-propargyl	19000	Hexaconazole	8800 g
	Clomazone	17000	Imazethapyr	18000 g
	Cloquintocet-mexyl	88000	Ioxynil	2500 g
	Copper	13000	Isoproturon	1300 g
	Cyfluthrin	37000	Lamda-Cyhalothrin	220000 g
	Cymoxanil	14000	Lead	31000 g
	Cypermethrin	33000	Lindane	1100 g
	Cyproconazole	23000	Linuron	2600 g
	Cyprodinil	2700	Mancozeb	800 g
	Deltamethrin	130000	Maneb	730 g
	Desmedipham	17000	MCPA	1500 g
	Dicamba	7000	MCPB	950 g
	Dichlobenil	5500	Mecoprop	2100 g
	Difenoconazole	13000	Mecoprop-P	1600 g
	Diflufenican	19000	Mepiquat chloride	1700 g
	Dimefuron	3000	Metalaxil	200000 g

Boden	Substanz	Faktor		pro
	Metalddehyde	220	Propiconazole	13000 g
	Metamitron	480	Prosulfocarb	460 g
	Metazachlor	1600	Prosulfuron	120000 g
	Metconazole	18000	Pyridate	2200 g
	Methabenzthiazuron	600	Rimsulfuron	180000 g
	Methiocarb	14000	Simazine	1700 g
	Metolachlor	950	Starane	8000 g
	Metribuzin	3000	Tebuconazole	8000 g
	Metsulfuron-methyl	250000	Tebutam	500 g
	Monolinuron	1500	Teflubenzuron	29000 g
	Napropamide	1200	Terbufos	8000 g
	Nicosulfuron	33000	Terbuthylazin	2100 g
	Orbencarb	520	Thifensulfuron-methyl	95000 g
	Oxadixyl	7300	Thiram	1100 g
	Paraquat	2300	Triasulfuron	220000 g
	Parathion	1600	Tribenuron	55000 g
	Pendimethalin	1000	Tridemorph	5800 g
	Permethrin	800	Trifluralin	1300 g
	Phenmedipham	1900	Triflusulfuron-methyl	130000 g
	Pirimicarb	21000	Trinexapac-ethyl	13000 g
	Prochloraz	3700	Vinclozolin	4400 g
	Propamocarb HCl	2200	Zinc	2800 g
	Propaquizafop	10000		g

Methode: Eco Indicator 95

Tabelle 31 Gewichtungsfaktoren: Eco Indicator 95

	GWP CO2- eq. kg	ODP CFC11- eq. kg	AP SO2- eq. kg	NP P-eq. kg	Heavy Met. Pb- eq. kg	Carcino- genics PAH-eq. kg	Winter smog SO2- eq. kg	Summer- smog POCP- eq. kg	Pesti- cides active subst. kg	Total
Reduction factor	2.5	100	10	5	5	10	5	2.5	25	
Units (per kg-eq.)	E-09 pts									
1,1,1-trichloroethane	0.038	26.087	0	0	0	0	0	0.006	0	2.6E+01
CFC(hard)	2.731	217.391	0	0	0	0	0	0	0	2.2E+02
CFC(soft)	0.615	11.957	0	0	0	0	0	0	0	1.3E+01
CFC-11	1.308	217.391	0	0	0	0	0	0	0	2.2E+02
CFC-113	1.731	232.609	0	0	0	0	0	0	0	2.3E+02
CFC-114	2.692	173.913	0	0	0	0	0	0	0	1.8E+02
CFC-115	2.692	108.696	0	0	0	0	0	0	0	1.1E+02
CFC-12	2.731	217.391	0	0	0	0	0	0	0	2.2E+02
CFC-13	5.000	217.391	0	0	0	0	0	0	0	2.2E+02
CO2	0.000	0	0	0	0	0	0	0	0	3.8E-04
Dichloromethan	0.006	0	0	0	0	0	0	0.006	0	1.2E-02
Halon-1201	0	304.348	0	0	0	0	0	0	0	3.0E+02
Halon-1202	0	271.739	0	0	0	0	0	0	0	2.7E+02
Halon-1211	1.885	869.565	0	0	0	0	0	0	0	8.7E+02
Halon-1301	1.885	3478.261	0	0	0	0	0	0	0	3.5E+03
Halon-2311	0	30.435	0	0	0	0	0	0	0	3.0E+01
Halon-2401	0	54.348	0	0	0	0	0	0	0	5.4E+01
Halon-2402	0	1521.739	0	0	0	0	0	0	0	1.5E+03
HCFC-123	0.035	4.348	0	0	0	0	0	0	0	4.4E+00
HCFC-124	0.169	4.783	0	0	0	0	0	0	0	5.0E+00
HCFC-141b	0.223	23.913	0	0	0	0	0	0	0	2.4E+01
HCFC-142b	0.692	14.130	0	0	0	0	0	0	0	1.5E+01
HCFC-22	0.615	11.957	0	0	0	0	0	0	0	1.3E+01
HCFC-225ca	0	5.435	0	0	0	0	0	0	0	5.4E+00
HCFC-225cb	0	7.174	0	0	0	0	0	0	0	7.2E+00
HFC-125	1.308	0	0	0	0	0	0	0	0	1.3E+00
HFC-134a	0.462	0	0	0	0	0	0	0	0	4.6E-01
HFC-143a	1.462	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5E+00
HFC-152a	0.058	0	0	0	0	0	0	0	0	5.8E-02
Methane	0.004	0	0	0	0	0	0	0.002	0	6.2E-03
N2O	0.104	0	0	0	0	0	0	0	0	1.0E-01
Tetrachloromethane	0.500	234.783	0	0	0	0	0	0.006	0	2.4E+02
Trichloromethane	0.010	0	0	0	0	0	0	0	0	9.6E-03
Methylbromide (CH3Br)	0	130.435	0	0	0	0	0	0	0	1.3E+02
HCl	0	0	0.157	0	0	0	0	0	0	1.6E-01
HF	0	0	0.286	0	0	0	0	0	0	2.9E-01
Ammonia	0	0	0.336	0.087	0	0	0	0	0	4.2E-01
NO	0	0	0.191	0.053	0	0	0	0	0	2.4E-01
NO2	0	0	0.125	0.034	0	0	0	0	0	1.6E-01
NOx	0	0	0.125	0.034	0	0	0	0	0	1.6E-01
Nitrate	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	1.1E-01
SO2/SOx	0	0	0.179	0	0	0	0.106	0	0	2.8E-01

A21

	GWP	ODP	AP	NP	Heavy	Carcino-	Winter	Summer-	Pesti-	Total
	CO2-	CFC11-	SO2-	P-eq.	Met.	genics	smog	smog	cides	
	eq.	eq.	eq.	kg	Pb-eq.	PAH-eq.	SO2-	POCP-	active	
	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	
Reduction factor	2.5	100	10	5	5	10	5	2.5	25	
Units (per kg-eq.)	E-09 pts									
Cadmium Oxide	0	0	0	0	9259.26	0	0	0	0	9.3E+03
Cd	0	0	0	0	9259.26	0	0	0	0	9.3E+03
heavy metals	0	0	0	0	185.185	0	0	0	0	1.9E+02
Hg	0	0	0	0	185.185	0	0	0	0	1.9E+02
Mn	0	0	0	0	185.185	0	0	0	0	1.9E+02
As (PAH-eq)	0	0	0	0	0	81.48	0	0	0	8.1E+01
Ni (PAH-eq.)	0	0	0	0	0	814.8	0	0	0	8.1E+02
benzene	0	0	0	0	0	0.020	0	0.053	0	7.3E-02
bezo[a]pyrene	0	0	0	0	0	1851.8	0	0	0	1.9E+03
Cr (6+)	0	0	0	0	0	814.8	0	0	0	8.1E+02
CxHy aromatic	0	0	0	0	0	0.020	0	0.214	0	2.3E-01
Ethylbenzene	0	0	0	0	0	0.020	0	0	0	2.0E-02
Fluoranthene	0	0	0	0	0	1851.8	0	0	0	1.9E+03
PAH	0	0	0	0	0	1851.8	0	0.214	0	1.9E+03
tar	0	0	0	0	0	0.020	0	0	0	2.0E-02
dust (SPM)	0	0	0	0	0	0	0.106	0	0	1.1E-01
soot	0	0	0	0	0	0	0.106	0	0	1.1E-01
1,2-dichloroethan	0	0	0	0	0	0	0	0.006	0	5.9E-03
acetone	0	0	0	0	0	0	0	0.050	0	5.0E-02
acetylene	0	0	0	0	0	0	0	0.047	0	4.7E-02
alcohols	0	0	0	0	0	0	0	0.055	0	5.5E-02
aldehydes	0	0	0	0	0	0	0	0.124	0	1.2E-01
caprolactam	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
chlorophenols	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
crude oil	0	0	0	0	0	0	0	0.112	0	1.1E-01
CxHy	0	0	0	0	0	0	0	0.112	0	1.1E-01
CxHy aliphatic	0	0	0	0	0	0	0	0.112	0	1.1E-01
CxHy chloro	0	0	0	0	0	0	0	0.006	0	5.9E-03
diethyl ether	0	0	0	0	0	0	0	0.112	0	1.1E-01
diphenyl	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
ethanol	0	0	0	0	0	0	0	0.075	0	7.5E-02
ethene	0	0	0	0	0	0	0	0.281	0	2.8E-01
ethylene glycol	0	0	0	0	0	0	0	0.055	0	5.5E-02
ethylene oxide	0	0	0	0	0	0	0	0.106	0	1.1E-01
formaldehyde	0	0	0	0	0	0	0	0.118	0	1.2E-01
hexachlorobiphenyl	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
hydroxy comp.	0	0	0	0	0	0	0	0.106	0	1.1E-01
isopropanol	0	0	0	0	0	0	0	0.055	0	5.5E-02
ketones	0	0	0	0	0	0	0	0.092	0	9.2E-02
methyl ethyl ketone	0	0	0	0	0	0	0	0.133	0	1.3E-01
methyl mercaptane	0	0	0	0	0	0	0	0.106	0	1.1E-01
naphtalene	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
NM-VOC	0	0	0	0	0	0	0	0.117	0	1.2E-01

	GWP	ODP	AP	NP	Heavy	Carcino-	Winter	Summer-	Pesti-	Total
	CO2-	CFC11-	SO2-	P-eq.	Met.	genics	smog	smog	cides	
	eq.	eq.	eq.	kg	Pb-eq.	PAH-eq.	SO2-	POCP-	active	
	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	subst.	
Reduction factor	2.5	100	10	5	5	10	5	2.5	25	
Units (per kg-eq.)	E-09 pts									
pentane	0	0	0	0	0	0	0	0.115	0	1.1E-01
petrol	0	0	0	0	0	0	0	0.112	0	1.1E-01
phenol	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
phthalic acid anhydride	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
propane	0	0	0	0	0	0	0	0.118	0	1.2E-01
propene	0	0	0	0	0	0	0	0.289	0	2.9E-01
propionaldehy.(propanal)	0	0	0	0	0	0	0	0.169	0	1.7E-01
styrene	0	0	0	0	0	0	0	0.214	0	2.1E-01
terpentine	0	0	0	0	0	0	0	0.106	0	1.1E-01
toluene	0	0	0	0	0	0	0	0.158	0	1.6E-01
trichloroethene	0	0	0	0	0	0	0	0.019	0	1.9E-02
vinylacetate	0	0	0	0	0	0	0	0.063	0	6.3E-02
vinylchloride	0	0	0	0	0	0	0	0.006	0	5.9E-03
VOC	0	0	0	0	0	0	0	0.112	0	1.1E-01
xylene	0	0	0	0	0	0	0	0.239	0	2.4E-01
Phosphate (air/water)	0	0	0	0.263	0	0	0	0	0	2.6E-01
Pb (Air /water)	0	0	0	0	185.185	0	0	0	0	1.9E+02
Wasseremissionen										
NH3 / NH4+	0	0	0	0.087	0	0	0	0	0	8.7E-02
Ntotal	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	1.1E-01
Ptot	0	0	0	0.805	0	0	0	0	0	8.1E-01
COD	0	0	0	0.006	0	0	0	0	0	5.8E-03
As (Pb-eq)	0	0	0	0	185.185	0	0	0	0	1.9E+02
B	0	0	0	0	5.556	0	0	0	0	5.6E+00
Ba	0	0	0	0	25.926	0	0	0	0	2.6E+01
Cd	0	0	0	0	555.556	0	0	0	0	5.6E+02
Cr	0	0	0	0	37.037	0	0	0	0	3.7E+01
Cu	0	0	0	0	0.926	0	0	0	0	9.3E-01
Hg	0	0	0	0	1851.852	0	0	0	0	1.9E+03
Mn	0	0	0	0	3.704	0	0	0	0	3.7E+00
Mo	0	0	0	0	25.926	0	0	0	0	2.6E+01
Ni (Pb-eq)	0	0	0	0	92.593	0	0	0	0	9.3E+01
Sb	0	0	0	0	370.370	0	0	0	0	3.7E+02
desinfectants	0	0	0	0	0	0	0	0	52.127	5.2E+01
fungicides	0	0	0	0	0	0	0	0	52.127	5.2E+01
herbicides	0	0	0	0	0	0	0	0	52.127	5.2E+01
insecticides	0	0	0	0	0	0	0	0	52.127	5.2E+01
Phosphate	0	0	0	0.263	0	0	0	0	0	2.6E-01
Pb	0	0	0	0	185.185	0	0	0	0	1.9E+02

Eco Indicator 99 HA

				eco-indicator 99, (H,A)										
				Ecosystem			Humanhealth					Ressources		
Name	Category	Sub Ca- tegory	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxi- city	land oc- cupation	carcinoge- nics	climate change	ionising radiation	ozone lay- er depleti- on	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction	
				points	points	points	points	points	points	points	points	points	points	
Acetaldehyde	air		kg	1.21			0.00561				0.0353			
Acetic acid	air		kg								0.00553			
Acetic acid, trifluoro-	air		kg								0.00909			
Acetone	air		kg								0.0053			
Aldehydes, unspecified	air		kg								0.0364			
Ammonia	air		kg								2.21			
Arsenic	air		kg			46.2		639						
Benzaldehyde	air		kg								0.0364			
						0.00021								
Benzene	air		kg			4		0.0649				0.0122		
Benzene, ethyl-	air		kg								0.0397			
Benzene, hexachloro-	air		kg		3.03		2.14E+03							
Benzene, pentachloro-	air		kg								0.0545			
Benzo(a)pyrene	air		kg		11.1		103				0.0545			
Butadiene	air		kg				0.41				0.0486			
Butane	air		kg					0.0163			0.0197			
Butene	air		kg								0.0642			
Cadmium	air		kg		752		3.51E+03							
Carbon dioxide, biogenic	air		kg					0.00545						
Carbon dioxide, fossil	air		kg					0.00545						
Carbon monoxide, biogenic	air		kg					0.00836						

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Carbon monoxide, fossil	air		kg					0.00836					
Carbon-14	air		kBq						0.00545				
Cesium-134	air		kBq						0.000312				
Cesium-137	air		kBq						0.000338				
Chloroform	air		kg				0.683	0.0216			0.00128		
Chromium	air		kg		322								
Chromium VI	air		kg		322		152						
Cobalt-58	air		kBq						1.12E-05				
Cobalt-60	air		kBq						0.000416				
Copper	air		kg		114								
Cumene	air		kg								0.0288		
Dinitrogen monoxide	air		kg					1.79					
Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	air		kg		1.03E+04		4.65E+06				0.0545		
Epichlorohydrin	air		kg				0.00784						
Ethane	air		kg								0.00686		
Ethane thiol	air		kg								0.0215		
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	air		kg					7.01					
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	air		kg					-1.12		3.27	0.000509		
Ethane, 1,1,1-trifluoro-, CFC-143a	air		kg					20.3					
Ethane, 1,1,2-trichloro-	air		kg										
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	air		kg					16.4		24.6			
Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b	air		kg					1.35		2.73			
Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	air		kg					0.753					

A25

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Ethane, 1,2-dichloro-	air		kg				0.774				0.00909		
Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	air		kg					56.7		23.2			
Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142	air		kg					8.83		1.37			
Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-tri-fluoro-, HCFC-123	air		kg					0.171		0.382			
Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124	air		kg					2.21		0.821			
Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115	air		kg					59.5		10.9			
Ethane, hexafluoro-, HFC-116	air		kg					51.9					
Ethane, pentafluoro-, HFC-125	air		kg					15.1					
Ethanol	air		kg								0.0217		
Ethene	air		kg								0.0553		
Ethene, chloro-	air		kg				0.00543						
Ethene, tetrachloro-	air		kg				0.0125						
Ethene, trichloro-	air		kg								0.0181		
Ethylene diamine	air		kg								0.0332		
Ethylene oxide	air		kg				4.75						
Ethyne	air		kg								0.0332		
Fluorine	air		kg				0.0257				0.0288		
Formaldehyde	air		kg				0.0257				0.0288		
Halogenated hydrocarbons, chlorinated	air		kg								0.00909		
Heptane	air		kg								0.0288		
Hexane	air		kg								0.0265		

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, cyclic	air		kg								0.0332		
Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified	air		kg								0.0195		
Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	air		kg								0.0545		
Hydrocarbons, aromatic	air		kg								0.0545		
Hydrogen-3, Tritium	air		kBq						3.64E-07				
Iodine-129	air		kBq						0.0244				
Iodine-131	air		kBq						4.16E-06				
Iodine-133	air		kBq						2.44E-07				
Krypton-85	air		kBq						3.64E-09				
Lead	air		kg		198								
Lead-210	air		kBq						3.90E-05				
Mercury	air		kg		64.6								
Methane, biogenic	air		kg					0.114			0.000332		
Methane, bromo-, Halon 1001	air		kg							17.5			
Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	air		kg					7.07		139	0.00909		
Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	air		kg					-184		327	0.00909		
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	air		kg					7.27		1.09			
Methane, chloro-fluoro-, HCFC-31	air		kg								0.00909		
Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13	air		kg					80.9		27.3			
Methane, dichloro-, HCC-30	air		kg				0.0113	0.0494			0.00377		
Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	air		kg					36.4		22.4			
Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	air		kg					1.14		1.09	0.00909		
Methane, difluoro-, HFC-32	air		kg					3.64					

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Methane, fossil	air		kg					0.114			0.000332		
Methane, monochloro-, R-40	air		kg							0.548			
Methane, tetrachloro-, CFC-10	air		kg				21.8	-6.75		32.7	0.00909		
Methane, tetrafluoro-, FC-14	air		kg					36.4					
Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	air		kg					5.71		27.3			
Methane, trifluoro-, HFC-23	air		kg					67.5					
Methanol	air		kg								0.0073		
Monoethanolamine	air		kg								0.0332		
m-Xylene	air		kg								0.0618		
Nickel	air		kg		554		1.11						
Nitrate	air		kg	0.445									
Nitrobenzene	air		kg								0.0545		
Nitrogen oxides	air		kg	0.445							2.3		
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	air		kg								0.0332		
o-Xylene	air		kg								0.0597		
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	air		kg		6.08E-05		4.42				0.0545		
Paraffins	air		kg								0.0332		
Particulates, < 2.5 um	air		kg				0.254				18.2		
Particulates, > 10 um	air		kg								2.86		
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	air		kg								9.74		
Pentane	air		kg								0.0221		
Phenol	air		kg								0.0545		
Phenol, pentachloro-	air		kg		1.04		187				0.0545		
Plutonium-238	air		kBq						0.00174				

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Plutonium-alpha	air		kBq						0.00216				
Polonium-210	air		kBq						3.90E-05				
Polychlorinated biphenyls	air		kg				51.2				0.0545		
Propanal	air		kg								0.0442		
Propane	air		kg					0.0163			0.00995		
Propene	air		kg								0.0618		
Propionic acid	air		kg								0.00839		
Propylene oxide	air		kg				0.304						
Radium-226	air		kBq						2.36E-05				
Radon-222	air		kBq						6.23E-07				
Sodium dichromate	air		kg		128		60.2						
Styrene	air		kg										
Sulfate	air		kg	0.0812							1.42		
Sulfur dioxide	air		kg	0.0812							1.42		
Sulfur hexafluoride	air		kg					138					
t-Butyl methyl ether	air		kg								0.00862		
Thorium-230	air		kBq						0.00117				
Toluene	air		kg		1.87E-05						0.0353		
Uranium-234	air		kBq						0.00252				
Uranium-235	air		kBq						0.000545				
Uranium-238	air		kBq						0.000213				
Xenon-133	air		kBq						3.64E-09				
Xenon-133m	air		kBq						3.64E-09				
Xylene	air		kg								0.0574		
Zinc	air		kg		225								

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Aluminium, 24% in bauxite, 11% in crude ore, in ground	resource		kg										0.0566
Zinc 9%, Lead 5%, in sulfide, in ground	resource		kg										0.0912
Tin, 79% in cassiterite, 0.1% in crude ore, in ground	resource		kg										14.3
Pyrolusite, in ground	resource		kg										0.00744
Oil, crude, in ground	resource		kg									0.148	
Nickel, 1.98% in silicates, 1.04% in crude ore, in ground	resource		kg										0.388
Nickel, 1.13% in sulfides, 0.76% in crude ore, in ground	resource		kg										0.388
Molybdenum, 0.11% in sulfide, Mo 0.41% and Cu 0.36% in crude ore, in ground	resource		kg										0.883
Manganese, 35.7% in sedimentary deposit, 14.2% in crude ore, in ground	resource		kg										0.00744
Iron, 46% in ore, 25% in crude ore, in ground	resource		kg										0.00121
Gas, natural, in ground	resource		Nm3									0.129	
Gas, mine, off-gas, process, coal mining	resource		Nm3									0.128	
Copper, 0.99% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground	resource		kg										0.875

A30

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Coal, hard, unspecified, in ground	resource		kg									0.0039	
Cinnabar, in ground	resource		kg										3.94
Chromium, 25.5 in chromite, 11.6% in crude ore, in ground	resource		kg										0.0218
Carbon dioxide, in air	resource	in air	kg					- 0.00545					
Occupation, arable	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, arable, non-irrigated	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, arable, non-irrigated, diverse-intensive	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, arable, non-irrigated, fallow	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, arable, non-irrigated, monotone-intensive	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, construction site	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, dump site	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, forest	resource	land	m2a			0.00858							
Occupation, forest, extensive	resource	land	m2a			0.00858							
Occupation, forest, intensive	resource	land	m2a			0.00858							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Occupation, forest, intensive, clear-cutting	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, forest, intensive, normal	resource	land	m2a			0.00858							
Occupation, forest, intensive, short-cycle	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, heterogeneous, agricultural	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, industrial area	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, industrial area, built up	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, industrial area, vegetation	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, mineral extraction site	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, pasture and meadow	resource	land	m2a			0.0795							
Occupation, pasture and meadow, extensive	resource	land	m2a			0.0795							
Occupation, pasture and meadow, intensive	resource	land	m2a			0.0881							
Occupation, permanent crop	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, permanent crop, fruit	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, permanent crop, fruit, extensive	resource	land	m2a			0.0897							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Occupation, permanent crop, fruit, intensive	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, permanent crop, vine	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, permanent crop, vine, extensive	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, permanent crop, vine, intensive	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, shrub land, sclerophyllous	resource	land	m2a			0.00858							
Occupation, traffic area, rail embankment	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, traffic area, rail network	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, traffic area, road embankment	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, traffic area, road network	resource	land	m2a			0.0655							
Occupation, unknown	resource	land	m2a			0.0749							
Occupation, urban, continuously built	resource	land	m2a			0.0897							
Occupation, urban, discontinuously built	resource	land	m2a			0.0749							
Transformation, from arable	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from arable, non-irrigated	resource	land	m2			-2.68							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, from arable, non-irrigated, diverse-intensive	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from arable, non-irrigated, fallow	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from arable, non-irrigated, monotone-intensive	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from dump site	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from dump site, benthos	resource	land	m2			-2.24							
Transformation, from dump site, inert material landfill	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from dump site, residual material landfill	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from dump site, sanitary landfill	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from dump site, slag compartment	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from forest	resource	land	m2			-0.257							
Transformation, from forest, extensive	resource	land	m2			-0.257							
Transformation, from forest, intensive	resource	land	m2			-0.257							
Transformation, from forest, intensive, clear-cutting	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from forest, intensive, normal	resource	land	m2			-0.257							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, from forest, intensive, short-cycle	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from heterogeneous, agricultural	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from industrial area	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from industrial area, benthos	resource	land	m2			-2.24							
Transformation, from industrial area, built up	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from industrial area, vegetation	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from mineral extraction site	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from pasture and meadow	resource	land	m2			-2.39							
Transformation, from pasture and meadow, extensive	resource	land	m2			-2.39							
Transformation, from pasture and meadow, intensive	resource	land	m2			-2.65							
Transformation, from permanent crop	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from permanent crop, fruit	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from permanent crop, fruit, extensive	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from permanent crop, fruit, intensive	resource	land	m2			-2.68							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, from permanent crop, vine	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from permanent crop, vine, extensive	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from permanent crop, vine, intensive	resource	land	m2			-2.68							
Transformation, from sea and ocean	resource	land	m2			-2.24							
Transformation, from shrub land, sclerophyllous	resource	land	m2			-0.257							
Transformation, from traffic area, rail embankment	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from traffic area, rail network	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from traffic area, road embankment	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from traffic area, road network	resource	land	m2			-1.96							
Transformation, from unknown	resource	land	m2			-2.24							
Transformation, from urban, continuously built	resource	land	m2			-2.69							
Transformation, from urban, discontinuously built	resource	land	m2			-2.24							
Transformation, from water bodies, artificial	resource	land	m2			-2.24							
Transformation, from water courses, artificial	resource	land	m2			-2.24							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, to arable	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to arable, non-irrigated	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to arable, non-irrigated, diverse-intensive	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to arable, non-irrigated, fallow	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to arable, non-irrigated, monotone-intensive	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to dump site	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to dump site, benthos	resource	land	m2			2.24							
Transformation, to dump site, inert material landfill	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to dump site, residual material landfill	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to dump site, sanitary landfill	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to dump site, slag compartment	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to forest	resource	land	m2			0.257							
Transformation, to forest, extensive	resource	land	m2			0.257							
Transformation, to forest, intensive	resource	land	m2			0.257							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, to forest, intensive, clear-cutting	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to forest, intensive, normal	resource	land	m2			0.257							
Transformation, to forest, intensive, short-cycle	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to heterogeneous, agricultural	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to industrial area	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to industrial area, benthos	resource	land	m2			2.24							
Transformation, to industrial area, built up	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to industrial area, vegetation	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to mineral extraction site	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to pasture and meadow	resource	land	m2			2.39							
Transformation, to pasture and meadow, extensive	resource	land	m2			2.39							
Transformation, to pasture and meadow, intensive	resource	land	m2			2.65							
Transformation, to permanent crop	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to permanent crop, fruit	resource	land	m2			2.68							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, to permanent crop, fruit, extensive	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to permanent crop, fruit, intensive	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to permanent crop, vine	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to permanent crop, vine, extensive	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to permanent crop, vine, intensive	resource	land	m2			2.68							
Transformation, to sea and ocean	resource	land	m2			2.24							
Transformation, to shrub land, sclerophyllous	resource	land	m2			0.257							
Transformation, to traffic area, rail embankment	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to traffic area, rail network	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to traffic area, road embankment	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to traffic area, road network	resource	land	m2			1.96							
Transformation, to unknown	resource	land	m2			2.24							
Transformation, to urban, continuously built	resource	land	m2			2.69							
Transformation, to urban, discontinuously built	resource	land	m2			2.24							

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Transformation, to water bodies, artificial	resource	land	m2			2.24							
Transformation, to water courses, artificial	resource	land	m2			2.24							
2,4-D	soil		kg		9.90E-06								
Arsenic	soil		kg				6.49E+03						
Arsenic	soil		kg		47.6		343						
Atrazine	soil		kg		0.0116								
Bentazone	soil		kg		0.00129								
Cadmium	soil	agricultural	kg		2.35		5.64E+04						
Cadmium	soil	other	kg		775		103						
Carbendazim	soil		kg		0.182								
Chromium	soil		kg		331								
Chromium VI	soil		kg		331		0.00956						
Copper	soil		kg		117								
Diquat	soil		kg		0.00533								
DNOC	soil		kg		0.00048								
Fentin acetate	soil		kg		0.0299								

A40

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Lead	soil		kg		1.01								
Lindane	soil		kg		0.108		224						
Maneb	soil		kg		0.0204								
Mecoprop	soil		kg		2.18E-07								
Mecoprop-P	soil		kg		2.18E-07								
Mercury	soil		kg		131								
Metamitron	soil		kg		1.58E-05								
Methabenzthiazuron	soil		kg		0.0246								
Metribuzin	soil		kg		0.00383								
Monolinuron	soil		kg		0.0342								
Nickel	soil	agricultural	kg				0.000109						
Nickel	soil	other	kg		571		0.000109						
Simazine	soil		kg		0.0302								
Trifluralin	soil		kg		0.00161								
Zinc	soil		kg		232								

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxicity	land occupation	carcinogenics	climate change	ionising radiation	ozone layer depletion	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Acrylonitrile	water		kg				1.08						
Americium-241	water		kBq						0.000805				
Antimony-124	water		kBq						2.13E-05				
Antimony-125	water		kBq						3.90E-07				
Arsenic, ion	water		kg		0.889		1.71E+03						
Benzene	water		kg		0.00374		0.107						
Cadmium, ion	water		kg		37.4		1.85E+03						
Carbon-14	water	ocean	kBq						3.12E-05				
Cesium-134	water	other	kBq						0.00364				
Cesium-134	water	ocean	kBq						2.05E-06				
Cesium-137	water	ocean	kBq						2.05E-06				
Cesium-137	water	other	kBq						0.00442				
Chloroform	water		kg				0.675						
Chromium VI	water		kg		5.36		2.15E-05						
Chromium, ion	water		kg		5.36								
Cobalt-58	water		kBq						1.06E-06				
Cobalt-60	water	ocean	kBq						1.01E-05				
Cobalt-60	water	other	kBq						0.00114				
Copper, ion	water		kg		11.5								
Curium alpha	water		kBq						0.00148				
Dichromate	water		kg		2.58		1.03E-05						
Ethane, 1,2-dichloro-	water		kg										
Ethene, chloro-	water		kg				0.00738						
Ethene, trichloro-	water		kg										
Ethylene oxide	water		kg				3.61						
Formaldehyde	water		kg				0.129						

Name	Category	Sub Category	Unit	acidification & eutrophication	ecotoxi-city	land oc-cupation	carcinoge-nics	climate change	ionising radiation	ozone lay-er depleti-on	respiratory effects	fossil fuels	mineral extraction
Hydrogen-3, Tritium	water	ocean	kBq						1.79E-09				
Hydrogen-3, Tritium	water	other	kBq						1.17E-08				
Iodine-129	water		kBq						0.0026				
Iodine-131	water		kBq						1.30E-05				
Lead	water		kg		0.576								
Manganese-54	water		kBq						8.05E-06				
Mercury	water		kg		15.4								
Methane, dichloro-, HCC-30	water		kg				0.0124						
Nickel, ion	water		kg		11.2		1.79E-06						
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	water		kg		0.000164		67.5						
Phthalate, dibutyl-	water		kg		0.126								
Phthalate, dioctyl-	water		kg				17.2						
Plutonium-alpha	water		kBq						0.000192				
Propylene oxide	water		kg				0.452						
Radium-226	water		kBq						3.38E-06				
Ruthenium-106	water		kBq						3.64E-06				
Silver-110	water		kBq						1.32E-05				
Strontium-90	water		kBq						1.04E-07				
Styrene	water		kg				0.0317						
Toluene	water		kg		0.0135								
Uranium-234	water	ocean	kBq						5.97E-07				
Uranium-234	water	other	kBq						6.23E-05				
Uranium-235	water	ocean	kBq						6.49E-07				
Uranium-235	water	other	kBq						5.97E-05				
Uranium-238	water	ocean	kBq						5.97E-07				
Uranium-238	water	other	kBq						5.97E-05				
Zinc, ion	water		kg		1.27								

Anhang 4: Abkürzungen und Begriffe

BOD:	englische Bezeichnung für BSB (biological oxygen demand)
BSB:	biologischer Sauerstoffbedarf (beim Abbau)
COD:	englische Bezeichnung für CSB (chemical oxygen demand)
CSB:	chemischer Sauerstoffbedarf (beim Abbau)
DOC:	in Wasser gelöste organische Verbindungen (dissolved organic carbon)
Emissionsfrachten:	Schadstoffausstoss im betrachteten Gebiet (z.B. für die Luft: Schweiz, für das Wasser: Einzugsgebiet eines Flusses, z.B. Rhein)
HIPS:	schlagzähes Polystyrol
LDPE:	Low Density Polyethylen: Polyethylen niederer Dichte, Polyolefin, bestehend aus Kohlenstoff und Wasserstoff, Massenkunststoff; Verwendung: z.B. in der Verpackungsindustrie
Methode nach Schadstofffrachten (BUWAL 1990 bzw. Braunschweig et al. 1993):	Totalaggregierende Bewertungsmethode, bei der die bereits bestehende Belastung berücksichtigt wird, Ergebnis: Umweltbelastungspunkte (UBP). Als Gewichtungsfaktor der einzelnen Substanzen wird die ökologische Knappheit verwendet, d. h. das Verhältnis zwischen der heutigen Emissionsfracht in der Schweiz und dem Quadrat der maximal tolerablen Fracht (kritischer Fluss).
MIK-Wert:	Die Maximale Immissionskonzentration ist diejenige Konzentration einer festen, flüssigen und gasförmigen Luftverunreinigung (Immission), unterhalb der nach dem heutigen Wissensstand für Mensch, Tier, Pflanze und Sachgüter keine Gefährdung besteht.
Oekofaktor (Umweltbelastungsfaktor):	Gradmesser der ökologischen Knappheit (BUWAL 1990)
ökologische Knappheit:	Relation zwischen Belastbarkeit einer Umweltressource (z. B. saubere Luft, Eisenerz) und der heutigen Belastung (BUWAL 1990)
Ökoprofil:	graphische Darstellung der Ergebnisse der wirkungsorientierten Methode und der Methode nach Schadstofffrachten
Precombustion:	alle vorgelagerten Prozesse, welche zur Bereitstellung eines Energieträgers notwendig sind, z.B.: Mining, Transport und Raffination von Erdöl zu Benzin, Gas, Öl etc.
Produkt:	gebrauchsfertige Güter, z.B. Folien, Spritzgussteile wie Joghurtbecher, Trinkbecher etc.
(Produktions)-Prozess:	einzelner Schritt von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung, z.B. Transporte, Reinigung, Herstellung von Stahl aus Eisenerz
Sachbilanz:	Darstellung von Stoffflüssen und Energieverbräuchen in physikalischen Grössen

VOC:	Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe
Werkstoff:	Ausgangsmaterialien, aus welchen die Produkte hergestellt werden, z.B. LDPE, Thermoplastische Stärke (TPS).
UCPTE:	Europäisches Stromverbundnetz
Umweltbelastungspunkt:	Gradmesser der Umweltbelastung durch einen Prozess oder ein Produkt: Umweltbelastungspunkt = Produkt aus Schadstoffmenge und Umweltbelastungsfaktor des betreffenden Stoffes
Wirkbilanz:	Im Rahmen der Wirkbilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz zunächst hinsichtlich bestimmter Wirkungen auf die Umwelt, wie z. B. Treibhaus- oder Ozonbildungspotential, beurteilt. Dies geschieht mit Gewichtungsfaktoren als Bestandteil eines Gewichtungsmodells.
Wirkung:	Auswirkung von Schadstoffen oder Kenngrößen (z. B. Ressourcenverbrauch) auf die Umwelt
Wirkungsorientierte Methode:	Methode, bei der die emittierten Stoffe bezüglich verschiedener Wirkungen (z. B. Treibhauspotential, Überdüngung) entsprechend ihrer Schädlichkeit zusammengefasst werden

Anhang 5: Kontrollfragen

1 zu Kapitel Einleitung

- 1 Wie würden Sie den Begriff "Effizienz im Umgang mit der Natur" für ein Unternehmen definieren?
- 2 Wo ist das Vorsorgeprinzip für den Umweltschutz vorgeschrieben, und was besagt es?

2 zu Kapitel Ökobilanzen

Begriff

- 1 Welches sind die wesentlichen Merkmale einer Ökobilanz?
- 2 Worüber geben Ökobilanzen Auskunft?

Arten von Ökobilanzen

- 1 Welche Arten von Ökobilanzen kennen Sie?
- 2 Welche Stoff- und Energieströme werden bei einer LCA bilanziert?

Anwendungsbereiche von Ökobilanzen

- 1 Wie würden Sie den Hauptnutzen von Ökobilanzen für Betriebe umschreiben?
- 2 Nennen Sie einige externe und interne Funktionen von Betriebsökobilanzen.

Vorgehen bei der Ökobilanzierung

- 1 Welche Schritte umfasst eine Ökobilanz?
- 2 Welche Ziele können für eine Ökobilanz gesetzt werden?
- 3 Nennen Sie mögliche funktionelle Einheiten.
- 4 Was versteht man unter "Systemgrenzen" bei einer Ökobilanz? Welches ist der Einfluss des Setzens von Systemgrenzen auf die Resultate?
- 5 Welche Arten von Allokationen kennen Sie?
- 6 Zählen Sie einige Wirkungen auf, die bei der Methode nach Heijungs berücksichtigt werden.
- 7 Charakterisieren Sie gemäss SETAC folgende Stoffe: CO₂, NO_x, Fluorchlorkohlenwasserstoffe, Phosphate, SO₂, Cadmium, Blei, Methan, Lachgas, inerte Bauabfälle, Salzsäure.
- 8 Vergleichen Sie Stärken und Schwächen von mindestens drei Bewertungsmethoden der Ökobilanzierung wie z.B. die Methoden der wirkungsorientierten Bewertung, der ökologischen Knappheit (Umweltbelastungspunkte) oder der Eco-Indicator. Geben Sie Möglichkeiten an, wie man diese Methoden sinnvoll einsetzen oder verbessern könnte.

3 zu Kapitel Fallbeispiele

- 1 Welche Bewertungsmethoden eignen sich aus welchen Gründen für eine Betriebsbilanz?
- 2 Zur Erreichung welcher Zielsetzung eignen sich Lebenszyklusanalysen? Überlegen Sie sich auch, welche Bewertungsmethoden sich besonders eignen für die verschiedenen Zielsetzungen.
Für welche Fragestellungen eignet sich die Lebenszyklusanalysen nicht?

4 zu Kapitel Hilfsmittel für Ökobilanzen

- 1 Wo liegen die wichtigsten Fehlerquellen bei der Erstellung von Ökobilanzen? Wie vermeidet man sie?
- 2 Welchen Anforderungen muss eine Ökobilanz-Software genügen?

5 zu Kapitel Anwendungen von Ökobilanzen

- 1 Welche zentralen Ziele verfolgt das betriebliche Umweltmanagement?
- 2 Welches sind die Kernfunktionen des betrieblichen Umweltmanagements?
- 3 Welche Instrumente unterstützen die jeweiligen Funktionen am besten?
- 4 Welche Folgerungen ziehen Sie aus Ihrer Analyse bezüglich der Ausgestaltung des Umweltmanagementsystems einer Unternehmung?
- 5 Was versteht man unter "Öko-Controlling"?
 - a) Erläutern Sie das Grundprinzip.
 - b) Diskutieren Sie die Module.
 - c) Welche Zusammenhänge zwischen den Instrumenten des betrieblichen Umweltmanagements und den Modulen des Öko-Controllings sehen Sie?

Index

Abfall.....	4, 27
Abfälle.....	4, 32, 37, 72, 77, 83, 93, 13
Artenvielfalt.....	3, 27, 37, 40, 84
Betriebsbilanz.....	19, 21, 24, 26, 68, 46
Bewertung.....	3, 12, 13, 23, 24, 36, 39, 44, 47, 48, 49, 52, 66, 67, 68, 70, 74, 77, 80, 89, 91, 98, 103, 104, 105, 117, 119, 4
Biodiversität	55, 56, 62
Bodenfruchtbarkeit	27
Charakterisierung	15, 36, 48
cradle to gate.....	18
cradle to grave	18
Düangepotential	Siehe Eutrophierung
Eco Indicator	48, 49, 50, 70, 71, 77, 95, 100, 101, 105, 118
Entsorgung.....	4, 19, 21, 25, 26, 27, 32, 68, 77, 79, 82, 83, 43
Eutrophierung.....	27, 37, 40, 51, 70, 72, 76, 77, 80, 82, 84
Eutrophierungspotential	48, 71, 83
Expositionsanalyse	14, 15, 16, 50
Flächenbedarf	12, 27
Gesellschaft	13
Gesundheit.....	14, 37, 47, 49, 50, 51
Gewichtungsfaktoren.....	38, 40, 55, 56, 58, 59, 63, 1, 4, 8, 44
GWP	49, 50, 1, Siehe Treibhauspotential
Humantoxizität	15, 39, 54, 61, 62
Karzinogenität	48
Klassifizierung.....	36
Klimaveränderung	27
Kommunikation.....	18, 20, 21, 49, 96, 98, 103, 107, 111, 112
Krebsrisiko	48
Landverbrauch.....	51
LCA.....	Siehe life cycle analysis
attributional	18, 21
consequential	18, 22
life cycle analysis	12, 18, 45
Managementinstrumente	3
Normalisierung	49
Ökocontrolling.....	103
Ökologie	13
Ökonomie	13
Ökosystem	51
Ökotoxikologie	12, 14, 15

Ökotoxizität	54, 61, 62
Ozonabbaupotential	39, 48, 50, 70, 2
Ozonbildung	27, 39, 48, 82, 83, 3
Ozonbildungspotential	37, 39, 50, 71, 77, 79, 105, 44
Personen Äquivalent	45, 46
Pestizide	48, 80
POCP	39, 3, <i>Siehe Ozonbildungspotential</i>
Produktbilanz	18, 24, 25
Produktoptimierung	24
Prozessbilanz	21, 24, 26
Prozessoptimierung	24
Qualitätssicherung	111
Reduktionsfaktor	49
Ressourcen	1, 12, 15, 37, 50, 51, 75, 82, 83
abiotische	55, 61, 62
energetische	27, 37, 77, 83, 105
Ressourcenbedarf	12, 13, 19, 21, 28, 30, 34, 35, 41, 42, 55
Rohstoffe	
nachwachsende	56, 82
Sachbilanz	23, 28, 48, 76, 77, 78, 88, 89, 92, 104, 44
Säurebildung	27, 40, 51, 70, 72, 79, 82, 83
Säurebildungspotential	37, 40, 48, 71
Säurepotential	40, 77, 105, 12
Schutzziel	47
Schwachstellenanalyse	24, 89, 104, 105
Schwermetalle	40, 48
Stoffflüsse	28, 49
Toxizität	15, 27, 37, 39, 76, 77, 79, 82, 83
Ökotoxizität	15, 40, 51, 8
Transparenz	4, 89, 98, 105, 112, 113
Treibhauspotential	37, 39, 48, 50, 70, 71, 72, 76, 77, 79, 82, 83, 104, 105, 1, 44
Überdüngung	54, 61, 62, 44
Umweltbelastungspunkte	47, 48, 67, 77, 95, 100, 105, 43
Umweltinformationssystem	19, 103
Umweltmanagementsystem	3, 68, 99, 103, 113, 46
EMAS	3, 26, 104, 113, 120
ISO 14'000	3, 104, 113
Unsicherheiten	38, 51, 78, 94, 95
Versäuerung	54, 61, 62
Vorsorgeprinzip	3, 14, 45
Wintersmog	48, 49
Wirkbilanz	23, 48, 78, 89, 104, 105, 44
Wirkungsbilanz	36, 47, 77

Wirkungspotentiale.....	15, 37, 61, 62
Zielsetzung	24, 88, 93, 103, 46

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Hauptsächliche Umweltbelastungen verschiedener Energieträger (Energiesysteme) nach (Baumberger 1971).	10
Tabelle 2	Relative Schadstoffbelastung für die damalige Bundesrepublik Deutschland mit deutschen und USA-Grenzwerten (USA-Werte in Klammern), (Jansen et al. 1972); SWR, DWR: Siede- resp. Druckwasserreaktor, WA: Wiederaufbereitungsanlage.	10
Tabelle 3	Anwendungsbereiche einer Betriebsbilanz (aus Hopfenbeck et. al. 1993)	21
Tabelle 4	Emissionen bei der Produktion von 1 kg LDPE in Abhängigkeit der Allokation und der verwendeten Daten für die Energieträger.....	34
Tabelle 5	Emissionen pro 100 MJ Nutzwärme (nur relevante Schadstoffe mit einem Anteil von mindestens 5%).....	35
Tabelle 6	Klassifizierung und Charakterisierung am Beispiel von ausgewählten Stoffen	36
Tabelle 7	Wirkungsfaktoren ausgewählter Auswirkungen für die Emissionen und den Ressourcenbedarf der Energiebereitstellung, siehe Beispiel Kapitel 2.4.2.4.	42
Tabelle 8	Wirkpotentiale von drei Feuerungstypen gemäss Sachbilanz aus Tabelle 7.	43
Tabelle 9	Normalisierungsfaktoren (NF) der verschiedenen Wirkkategorien bei der Methode EDIP (Larsen 2010); Die Toxizitätspotentiale werden in m ³ des jeweiligen Umweltmediums angegeben. Dies entspricht dem Volumen des Umweltmediums bis zu der die Emission verdünnt werden muss, damit von der Emission keine toxischen Effekte zu erwarten sind.	45
Tabelle 10	Reduktions- und Normalisierungsfaktoren beim Eco-Indicator '95	49
Tabelle 11	Beispiele von Entscheidungsarten der verschiedenen kulturellen Typen	52
Tabelle 12	Oberer Heizwert von Energieträgern gemäss "Ökoinventare von Energiesystemen" (Frischknecht et al. 1996:Tab. III.8.1).	58
Tabelle 13	Haupteigenschaften ausgewählter Ökobilanz-Bewertungsmethoden, Teil 1.	61
Tabelle 14	Gewichtungsfaktoren ausgewählter Schadstoffe, Abfälle und energetischer Ressourcen; Erläuterungen siehe Originalquellen und Text. ...	63
Tabelle 15	Bewertungsfaktoren der Methoden UBP und Eco Indicator 99 für die Emissionen der Sachbilanz aus Tabelle 5.....	64
Tabelle 16	Bewertung des Beispiels der Nutzwärmeerzeugung mit den Methoden UBP und Eco Indicator 99.....	65
Tabelle 17	Entsorgungsszenarien für die beiden Länder Schweiz und Spanien im Jahre 1999	85
Tabelle 18	Arten der Unsicherheiten, wie sie bei den verschiedenen Schritten einer Ökobilanz auftreten	92
Tabelle 19	Schritte.....	92
Tabelle 20		92
Tabelle 21	Art der Unsicherheit	92
Tabelle 22	Umgang mit der Unsicherheit.....	92
	Ökologischer Brückenvergleich: GFK – Holz	110

Tabelle 23	Klassierungsfaktoren für das Treibhauspotential (Zeithorizont 100 Jahre), indirekte Beiträge nicht berücksichtigt (IPCCC 2001).....	1
Tabelle 24	Klassierungsfaktoren für das Ozonabbaupotential (Heijungs, 2001).....	2
Tabelle 25	Klassierungsfaktoren für die photochemische Ozonbildung (Heijungs, 2001).....	3
Tabelle 26	Gewichtungsfaktoren für die Bewertung der Humantoxizität (Heijungs 2001).....	4
Tabelle 27	Gewichtungsfaktoren zur Bestimmung der Ökotoxizität nach Heijungs (2001).....	8
Tabelle 28	Klassierungsfaktoren für das Säurepotential (Heijungs 2001).....	12
Tabelle 29	Klassierungsfaktoren für die Eutrophierung (Düngepotential) (Heijungs, 2001).....	12
Tabelle 30	Umweltbelastungsfaktoren nach der Methode UBP 2006.....	13
Tabelle 31	Gewichtungsfaktoren: Eco Indicator 95.....	20