

Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden

Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich

Die Diskussionsforen 'Ökobilanz' werden durch das Schwerpunktprogramm Umwelt des Schweizerischen Nationalfonds, Bern, finanziell unterstützt

Organisation:

Patrick Hofstetter, Thomas Mettier, Olaf Tietje

Autoren:

*Rainer Friedrich, Gertrude Hirsch, Patrick Hofstetter
Wolfram Krewitt, Susanne Kytzia, Thomas Mettier
Adrian Scheidegger, Irmi Seidel, Olaf Tietje*

Eidgenössische Technische Hochschule
Umweltnatur- und
Umweltsozialwissenschaften (UNS)

Bezugsadresse:

Frau J.Michel
Gruppe für Sicherheit&Umweltschutz
Laboratorium für Technische Chemie
ETH Zentrum UNK
CH - 8092 **Zürich**

Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	2
<i>Patrick Hofstetter</i>	
Dominanzanalyse im Gewichtungsdreieck Ein graphisches Instrument zur Entscheidungsunterstützung bei Produktvergleichen.....	3
<i>Olaf Tietje</i>	
Ökologische Bewertung mit Ökobilanzen - Eine Art multikriterielle Analyse?.....	21
<i>Adrian Scheidegger</i>	
Der Umgang mit politischen Zielwerten - Erfahrungen aus der Überarbeitung der Methode der ökologischen Knappheit.....	29
<i>Susanne Kytzia, Irmi Seidl</i>	
Monetarisierung - ein Weg für die vergleichende Bewertung von Umweltschäden?.....	34
<i>Wolfram Krewitt, Rainer Friedrich</i>	
Monetäre Bewertung von Umweltschäden - Erfahrungen aus dem ExternE-Projekt	44
<i>Thomas Mettier</i>	
Der Vergleich von Schutzgütern – Ausgewählte Resultate einer Panel-Befragung.....	58
<i>Gertrude Hirsch Hadorn</i>	
Was können Konsensverfahren für die Objektivität von Ökobilanzen leisten?.....	72
Gruppendiskussionen	77
Anhang A	
Referentinnen und Referenten des 9. Diskussions- forums Ökobilanzen.....	80
Anhang B	
Tagungsprogramm.....	82

Vorwort

Mit dem 9. Diskussionsforum Ökobilanzen fand bereits die vierte Veranstaltung in dieser Reihe zum Oberthema der Wirkungsabschätzung und Bewertung von Umwelteinwirkungen (Phase 3 im iterativen Ökobilanzablauf) statt¹. Das 1. und das 6. Forum waren den in der Praxis verfügbaren oder in Kürze zur Verfügung stehenden 'Bewertungsmethoden' gewidmet, welche zum Ziel haben, die Sachbilanzdaten mit Information über deren Relevanz zu ergänzen und damit der Interpretation zugänglich zu machen. Als Grundlage für das 5. Forum wurde postuliert, dass es für die Umweltbewertung nötig ist, Schutzgüter zu identifizieren und deren (relative) Bedeutung zu kennen. Hierzu wurde die Sichtweise von Ethik, Religionswissenschaften, Philosophie, Volkswirtschaftslehre und Rechtswissenschaften ausgebreitet und diskutiert. Dieser Anlass hatte deutlich gezeigt, dass keine der Wissenschaftsperspektiven auf die Fragestellung soweit vorbereitet ist, dass sie ein fertiges Puzzleteil zur (quantitativen) Umweltbewertung liefern könnte. Vielmehr ist eine interaktive Zusammenarbeit gefragt, welche weiter verfolgt werden soll. In der Zwischenzeit werden jedoch Umweltbewertungen in täglichen Entscheidungen integriert und deren Unterstützung gefordert. Dieses 9. Diskussionsforum konzentrierte sich daher auf vorhandene und in Entwicklung stehende konkrete Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden und damit auf ein Element der Umweltbewertung.

Patrick Hofstetter stellt ein graphisches Instrument vor, welches den Anspruch hat, die für eine fallspezifische Schadensgewichtung nötige Information auf ein Minimum zu beschränken. *Olaf Tietje* präsentiert in seinem Beitrag die Fragestellung aus der Sicht der Multikriterienanalyse, um Parallelen und spezifische Probleme aufzuzeigen. In der Folge werden drei Konzepte vorgestellt, welche in der Praxis angewendet werden und unterschiedliche Gruppen für die Legitimierung herangezogen werden. *Adrian Scheidegger* präsentiert eine Methode, welche auf politische Festlegungen abstützt. Die Chancen und Probleme bei der Abstützung auf den Markt stellen *Susanne Kytzia* und *Irmi Seidl* zur Diskussion und *Wolfram Krewitt* zeigt den konkreten Umgang in einem Instrument, welches zunehmend für die Politikberatung eingesetzt wird. Die Einladungsempfänger des Diskussionsforums Ökobilanzen wurden von *Thomas Mettier* für eine schriftliche ExpertInnenbefragung ausgewählt. Die Ergebnisse werden in seinem Beitrag dargestellt und diskutiert. Gerade weil es in diesen drei verschiedenen Methoden auch um die Konsensbildung geht, widmet sich *Gertrude Hirsch Hadorn* abschliessend der Frage, wie relevant dieser aus philosophischer Warte ist. Das Tagungsprogramm, kurze Protokolle der Gruppendiskussionen und Hinweise zu den AutorInnen sind im Anhang zu finden.

Die ExpertInnenbefragung und einzelne Auswertungen haben zu lebhaften Diskussionen geführt und verdeutlicht, wie vielschichtig die Fragestellung und wie vielfältig die Herangehensweisen sind – und – wie gross der weitere Forschungsbedarf ist. Desweiteren wurden die Grenzen der verschiedenen Methoden und die möglichen Synergien insbesondere zwischen Monetarisierungs- und Befragungsmethoden deutlich.

Wir danken recht herzlich den Referentinnen und Referenten für ihre prägnanten Präsentationen und die lesenswerten Beiträge in dieser Nachbearbeitung, *Thomas Camerata* für die Unterstützung bei der Organisation und das Zusammenstellen dieser Nachbearbeitung und dem Schweizerischen Nationalfonds für die finanzielle Unterstützung des Anlasses.

Zürich, im April 1998

Patrick Hofstetter, Thomas Mettier, Olaf Tietje

¹ Hinweise zu den Dokumentationen der vergangenen Diskussionsforen (1996-1998) und die Informationen zu den geplanten Foren sind unter http://www.uns.umnw.ethz.ch/events/df_LCA/index.html zu finden.

PATRICK HOFSTETTER

Dominanzanalyse im Gewichtungsdreieck

EIN GRAPHISCHES INSTRUMENT ZUR ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNG BEI PRODUKTVERGLEICHEN²

In: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (Hrsg.): Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999),3-20

Zusammenfassung

Eine neue Generation von schadensorientierten Ökobilanz-Bewertungsmethoden erlaubt die Zusammenfassung von verschiedenen Umweltauswirkungen in wenigen Indikatoren, welche den Schaden an zuvor normativ bestimmten Schutzgütern messen. In Produktvergleichen³ kann eine weitere Gewichtung dieser Indikatoren für die Entscheidungsunterstützung nötig sein. Da die Aggregation dieser Schadensindikatoren besonders schwierig ist, soll hier ein Vorschlag präsentiert werden, welcher nur so wenig Gewichtungsinformation wie fallspezifisch nötig erfordert.

Der hier vorgestellte Vorschlag ermöglicht die graphische Darstellung von Produktalternativen in einem - im Falle von drei Schadensindikatoren - Gewichtungsdreieck. Für jedes mögliche Gewichtungstrippel der Schadensindikatoren kann damit graphisch gezeigt werden, welche Produktalternative die tiefste Gesamtumweltbelastung verursacht, also die anderen Alternativen dominiert.

Anhand einer empirischen Untersuchung basierend auf 15 Fallstudien, in welchen total 82 Produktalternativen untersucht wurden, konnte nicht nur die Praktikabilität dieses neuen graphischen Instrumentes gezeigt, sondern auch Erkenntnisse über die Schadensindikatoren selber gewonnen werden. In acht von 15 Fallstudien dominiert nur eine Produktalternative für alle positiven Gewichtungstrippel der Schadensindikatoren. In diesen Fällen kann somit auf zusätzliche Gewichtungsinformation verzichtet werden, falls lediglich die ökologisch beste Alternative gesucht wird. Eine detaillierte statistische Analyse der Schadensindikatoren zeigt, dass diese über alle Produktalternativen eine tiefe Korrelation aufweisen. Wird die Korrelation dagegen für Untergruppen von Fallstudien oder einzelne Fallstudien untersucht, so zeigen sich dort durchaus hohe Korrelationen, welche die hohe Zahl von Fallstudien mit nur einer dominierenden Alternative erklären können.

Mit den sieben verbleibenden Fallstudien kann gezeigt werden, dass das Gewichtungsdreieck die Entscheidungsunterstützung deutlich verbessert, da in vielen Fällen nur bei extremen Gewichtungstrippel andere Produktalternativen dominieren oder keine signifikanten Unterschiede zwischen den Alternativen identifiziert werden können.

Die gefundene Dominanz nur einer Alternative und die hohe Korrelation innerhalb von Fallstudien eröffnet Möglichkeiten, Methoden für abgekürzte oder vereinfachte Ökobilanzen zu entwickeln.

² Dieser Vortrag und dementsprechend auch dieser Artikel basieren teilweise auf früheren Arbeiten (Braunschweig et al. 1997, Hofstetter 1998). Das hier vorgeschlagene Verfahren wird noch detaillierter in Hofstetter et al. (1999) beschrieben.

³ Produkt wird im Folgenden als Überbegriff für Produkte und Dienstleistungen verstanden.

1. Einleitung

In einigen Entscheidungssituationen sollen jene Produkte und Produktalternativen identifiziert werden, welche die tiefsten Umweltbelastungen über den Lebenszyklus verursachen (ISO 1997). Für diese Fälle genügen reine Sachbilanzen in den meisten Fällen nicht. Vollständige Ökobilanzen welche den Bewertungsschritt beinhalten, werden hier benötigt. Da der Bewertungsschritt aufgrund dessen normativer Natur oft umstritten ist und die Verfahren hierzu noch in Entwicklung sind, soll hier ein Instrument eingeführt werden, welches die nötige Gewichtungsinformation auf ein Minimum beschränkt.

Es wird hier ein graphisches Instrument vorgestellt, welches mit bis zu vier zu gewichtenden Indikatoren das Ordnen von Produktalternativen erlaubt. Eine neue Generation schadensorientierter Methoden erfüllt diese Vorgabe (Goedkoop 1995, Müller-Wenk 1997/1998a,b, Hofstetter 1998, Goedkoop et al. 1998).

Das nachfolgend vorgestellte Instrument ermöglicht das Ordnen von Produktalternativen mit so wenig Gewichtungsinformation wie nötig, erlaubt die transparente graphische Darstellung der Ökobilanzresultate und ermöglicht die Darstellung von signifikanten Unterschieden. Damit werden auch ein Vielzahl der Anforderungen in ISO 14042 und 14043 (ISO 1998a,b) erfüllt.

Dieses Papier stellt das graphische Instrument vor, wendet dieses auf einige Fallstudien an und diskutiert die Eigenschaften der zu gewichtenden Schadensindikatoren und die daraus entstehenden Potentiale für die Ökobilanz-Methodenentwicklung.

2. Drei Schadensindikatoren

Steen et al. (1992) hatten als Erste vorgeschlagen, die Umwelteinwirkungen als Schädigung von damals fünf Schutzgütern zu beschreiben. Goedkoop (1995) hat in seinem EcoIndicator'95 die Schädigung an drei Schutzgütern untersucht. Mit Hilfe der sogenannten 'Distanz zum Zielwert'-Methode wurden Schadensextrapolationen vorgenommen. In der ursprünglichen Methode wurden die Schädigungen als Vielfaches von (1) einem vorzeitigen Todesfall in Europa pro Million Einwohner, (2) dem nicht Auftreten von Gesundheitsschäden aufgrund von Smogepisoden und (3) 5%-iger langfristiger Beeinträchtigung europäischer Ökosysteme gemessen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Methode in folgender Weise abgewandelt (EcoIndicator'95+):

- *Alle Gesundheitsschäden werden neu in nur einer Schadenskategorie zusammengefasst. Dies ist statthaft, da Dockery et al. (1993), Pope et al. (1995) und Sunyer et al. (1996) zeigen konnten, dass sowohl Winter- als auch Sommersmog zu vorzeitigen Todesfällen führt. Somit werden die Auswirkungen der Wirkungskategorien Ozonschichtabbau, Schwermetalle, Karzinogene, Sommer- und Wintersmog in vorzeitigen Todesfällen in Europa pro Million Einwohner gemessen und dienen als neuer Schadensindikator für das Schutzgut 'menschliche Gesundheit'.*
- *Das Schutzgut 'Ressourcen' wird z.B. von SETAC (1993) oder ISO (1997) als relevant betrachtet, fehlte jedoch bisher im EcoIndicator'95. Hier verwenden wir Primärenergieverbrauch als pragmatischen Versuch, einen Teilbereich des*

Ressourcenverbrauchs abzubilden. Das neue Schutzgut wird deshalb 'Energieressourcen' genannt.

- Die verwendete Schadensextrapolation erfordert neben der Definition von Zielwerten (oder Reduktionsfaktoren), welche zu den Einheitsschäden führen, auch die Kenntnis der Ausgangssituation. Dank verbesserter Datenbanken konnten die Daten zu den Umwelteinwirkungen im Jahre 1990 überarbeitet werden (Braunschweig et al. 1997), was zu den neuen Normalisierungswerten in Tabelle 2 führt.

Die Schäden am Schutzgut 'Ökosystemqualität' werden unverändert für die Wirkungskategorien Pestizide, Treibhauseffekt, Versauerung und Überdüngung übernommen.

Tabelle 1 fasst die Schutzziele und Schadensindikatoren zusammen. Zusätzlich wird dort ein Ausblick auf bevorstehende Weiterentwicklungen gegeben.

Schutzgut	Schadenseinheit (EI'95+)	Schadenseinheit (EI'9x)	Gewichtungsfaktor
menschliche Gesundheit	vorzeitige Todesfälle pro Mio. Einwohner in Europa plus Smogerkrankungen	Disability Adjusted Life Years (DALYs)	WHH
Ökosystemqualität	Flächenprozente in Europa, in welchen unerwünschte Effekte auftreten	unklar (Schäden am Speziespool, Potentially Affected Fraction, Probability of Occurrence, etc.)	WEQ
(energetische) hochkonzentrierte Ressourcen	Energieverbrauch in Joule	künftige energetische Zusatzaufwendungen	WR

Tab. 1: Schutzgüter und Schadenskategorien für hier verwendete Methode (EcoIndicator'95+) und Ausblick auf künftige Definitionen (Goedkoop et al. 1998).

In Tabelle 2 werden nicht nur die neuen Normalisierungswerte sondern auch die europäischen Gesamtschäden an den drei Schutzgütern ausgewiesen. Gemäss den Angaben in Goedkoop (1995) wurden 1990 in Europa somit 122.5 vorzeitige Todesfälle pro Million Einwohner durch die Umweltauswirkungen der fünf relevanten Wirkungskategorien verursacht. Analog wird die 5%-Ökosystemschädigung 42.5-fach überschritten, was aufgrund einer Mehrfachschädigung gewisser Ökosysteme erklärt werden kann.

Wirkungskategorie	Einheiten	neue Normalisierungswerte (Braunschweig et al. 1997)	Reduktionsfaktoren (Goedkoop 1995)	Gesamtschaden pro Schutzgut
Ozonschichtabbau	kg FCKW11-Aeq/a	2.37E+08	100	
Schwermetalle	kg Pb-Aeq/a	5.60E+07	5	
Karzinogene	kg PAK-Aeq/a	1.50E+07	10	
Wintersmog	kg SO2-Aeq/a	4.03E+10	5	
Sommersmog	kg Ethen-Aeq/a	1.47E+10	2.5	= THH =122.5
Versauerung	kg SO2-Aeq/a	5.23E+10	10	
Überdüngung	kg P-Aeq/a	1.54E+10	5	
Treibhauseffekt	kg CO2-Aeq/a	6.08E+12	2.5	
Pestizide	kg aktive Substanz/a	5.36E+08	25	= TEQ = 42.5
Energieressourcen*)	MJ/a	7.30E+13	1	= TR = 1

Tab. 2: Revidierte Normalisierungswerte für 1990 in Europa (*) Der Primärenergieverbrauch von 1990 wurde OECD/IEA (1993) entnommen, der Reduktionsfaktor spielt hier keine Rolle, solange nur eine Wirkungskategorie Schäden an den Energieressourcen misst.

3 Graphisches Entscheidungsunterstützungsinstrument für Produktvergleiche

Gewichtungstrippel im Mischungs-dreieck

Bisherige Gewichtungsmethoden erfordern die Festlegung eines Satzes von Gewichtungsfaktoren. Diese werden entweder bereits als Defaultwerte von der Methode vorgeschlagen oder müssen im Rahmen der Studie festgelegt werden. Genau diese Festlegung wird oft als normativ und zu subjektiv kritisiert und kann zur Ablehnung der Ökobilanz an sich führen. Im hier vorgestellten Ansatz soll gezeigt werden, dass eine solche Festlegung oft nicht nötig ist, und den Entscheidenden sogar relevante Zusatzinformation verborgen bleibt. Der im folgenden dargestellte Ansatz ermöglicht eine Ökobilanzauswertung (bei Produktvergleichen) für alle möglichen Gewichtungsfaktoren.

Ausgehend von den drei oben beschriebenen Schadensindikatoren wird hier das Mischungs-dreieck - entlehnt aus der Chemie, Geologie oder auch Metallurgie - für diesen Zweck eingeführt (siehe Abb. 1). Die Eckpunkte beschreiben dabei jene Gewichtungstrippel, bei welchen der Schadensindikator für eines der drei Schutzgüter zu 100% gewichtet wird, wobei die anderen beiden folglich zu null bewertet werden. Innerhalb des Dreiecks können alle möglichen Gewichtungstrippel mit positiver Gewichtung dargestellt werden. Diese Gewichte summieren sich immer zu 100%. Negative Gewichtungen der Schadensindikatoren (Punkte ausserhalb des Dreiecks) würden bedeuten, dass Schäden als Nutzen bewertet werden, was im Folgenden ausgeschlossen wird.

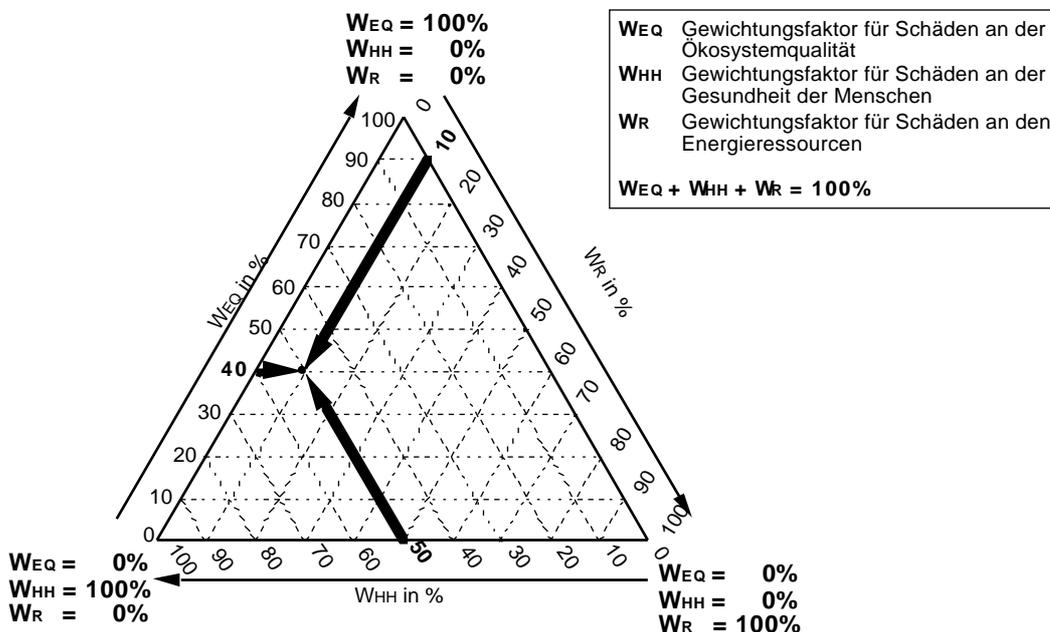


Abb. 1: Das Mischungs-dreieck: Der eingezeichnete Gewichtungspunkt entspricht einer 50%-Gewichtung der menschlichen Gesundheit, 40%-Gewichtung der Ökosystemqualität und die verbleibenden 10 Prozentpunkte entsprechen der Gewichtung der Energieressourcen. (basiert auf Hofstetter 1998).

Dieses Gewichtungsdreieck stellt die Lösung bei drei zu gewichtenden Schutzgütern dar. Das gleiche Vorgehen ist aber übertragbar auf die Situation bei zwei (Gewichtungsgerade) oder vier Schutzgütern (Gewichtungstetraeder) (Hofstetter 1998).

Was steht in den Ecken?

Ein zentrales aber teilweise noch ungelöstes Problem ist die Frage, was in den Ecken steht. In Kapitel 2 haben wir die drei Schadensindikatoren eingeführt, welche im folgenden die Grundlage bilden. Was genau ist aber mit Ökosystemgesundheit oder Energieressourcen gemeint? Handelt es sich um die 1990 in Europa beobachteten Schäden oder jenen, die durch die Emissionen und den Energieverbrauch von 1990 insgesamt verursachten Schäden, die z.T. erst in ferner Zukunft wahrnehmbar werden? Sollen die Gesamtheit der Schäden oder lediglich die Einheitsschäden gewichtet werden? Mettier (1999) stellt eine erste empirische Untersuchung zur Klärung von Teilaspekten dieser Frage vor.

In diesem Papier werden die zu erwartenden steady-state-Schäden aufgrund aller europäischer Emissionen und des Energieverbrauchs als Referenzgrösse für die Eckenbeschreibung gewählt. Diese Schäden wurden bereits in Tabelle 2, letzte Spalte, ausgewiesen und können nicht beobachtet werden. Die Punkte im Mischungsdreieck können daher für den EcoIndicator'95+ als relative Gewichtung der folgenden drei Schadensgrössen interpretiert werden:

- Den umweltbedingten Gesamtschäden an der menschlichen Gesundheit in Europa ausgedrückt in 122.5 vorzeitigen Todesfällen pro Million Einwohner, was etwa 1% der totalen europäischen Sterberate entspricht.
- Der langfristigen Ökosystemschädigung durch Schadstoffeinwirkungen, welche eine 5%ige Schädigung pro Ökosystemtyp 42.5-fach übersteigt, somit also verschiedene Ökosystemtypen betrifft und Mehrfachbeeinträchtigungen verursacht.
- Den Vorrat an hochwertigen Energieressourcen um den Jahresverbrauch von 73 E18 Joule schmälert und damit das Schutzgut schädigt.

Formell bedeutet dies, dass die entsprechenden Schäden D pro Produktalternative und pro Schutzgut mit den totalen Schäden T , verursacht durch alle Emissionen von 1990 in Europa (= steady-state-Schäden, Tabelle 2), dividiert werden:

$$EI = W_{HH} \times \frac{D_{HH}}{T_{HH}} + W_{EQ} \times \frac{D_{EQ}}{T_{EQ}} + W_R \times \frac{D_R}{T_R} \quad (1)$$

wobei: EI Eco-Index als gewichtete Summe der Schäden pro Schutzgut
 W relative Gewichtung der totalen Schäden T pro Schutzgut
 D Schadensindikator pro Schutzgut für Produktalternative
 T totaler Schaden pro Schutzgut durch Emissionen/Energieverbrauch 1990 in Europa
 HH menschliche Gesundheit
 EQ Ökosystemqualität
 R Energieressourcen

Indifferenzgeraden: Punkte gleicher Umweltschäden

Anhand einer fiktiven Fallstudie mit den drei Produktalternativen A, B und C soll nun aufbauend auf den vorhergehenden Informationen die graphische Darstellung und die Möglichkeiten in der Ökobilanzauswertung, -bewertung und -interpretation aufgezeigt werden.

Beginnend mit zwei Produktalternativen A und B sollen jene Gewichtungstrippel bestimmt werden, welche dazu führen, dass der Eco-Index für Alternative A besser als für B liegt. Dies wird am einfachsten durch das Bestimmen all jener Punkte gemacht, die gerade gleiche Eco-Indizes für

die Alternative A und B beschreiben. Die Menge dieser Punkte beschreibt eine Gerade, die Indifferenzgerade genannt wird (Abb. 2).

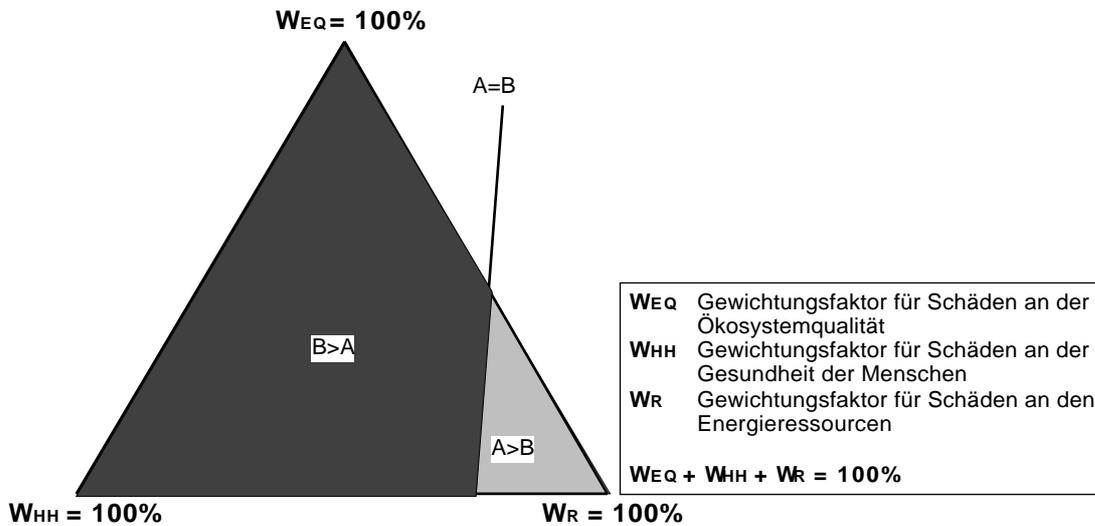


Abb. 2: Indifferenzgerade zwischen den Produkten A und B im Gewichtungsdreieck. Die Flächen links resp. rechts der Indifferenzgeraden beschreiben jene Gewichtungstrippel, welche zu einer Rangordnung zwischen den beiden Produktalternativen führen.

Links der Indifferenzgeraden liegen jene Gewichtungstrippel, welche den Eco-Index für Produkt B unter jenen von Produkt A fallen lassen, womit Produkt B bzgl. Umweltbelastung dem Produkt A vorzuziehen wäre ($B > A$). Analog beschreibt das Feld rechts der Geraden den gegenteiligen Sachverhalt. Mit drei Produktalternativen wird analog verfahren (siehe Abb. 3); die Obergrenze der Anzahl Produktalternativen wird nur durch die Übersichtlichkeit beschränkt.

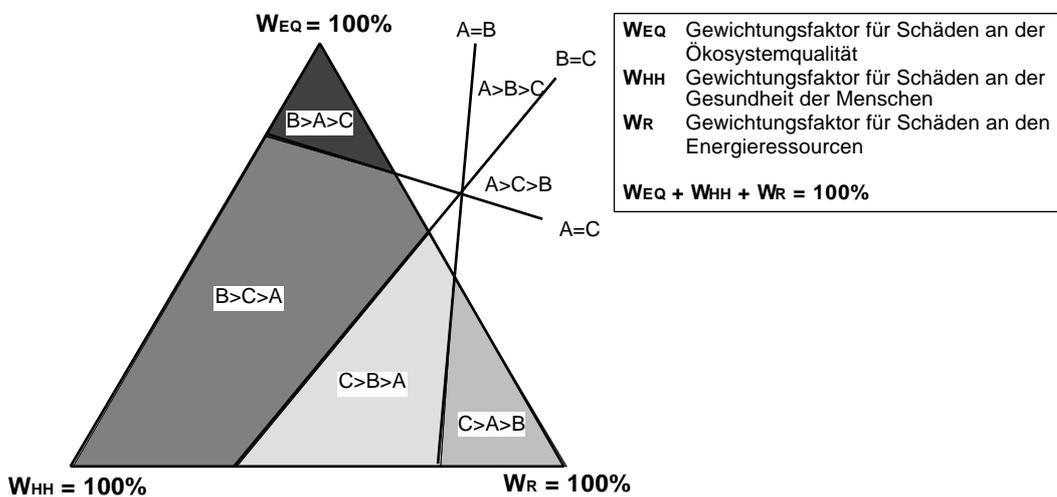


Abb. 3: Indifferenzgeraden bei drei Produktalternativen und schraffierte Felder für Gewichtungstrippel die zu gleichen Rangfolgen der Produktalternativen führen (basiert auf Hofstetter 1998).

Das fiktive Beispiel zeigt, dass eine Ressourcengewichtung von über ca. 40% zu einem ökologischen Vorteil des Produktes C führt, ansonsten dominiert das Produkt B.

Relevante Dominanz von Produktsystemen

Obschon heutige Ökobilanzen noch oft Punktwerte sowohl für die Sachbilanz wie auch die Schadensindikatoren ausweisen, ist es unumstritten, dass diese Resultate hohen Variabilitäten und

Unsicherheiten unterworfen sind. Für den Produktvergleich ist es daher auch wichtig, wie gross die Unterschiede zwischen zwei Produktalternativen sind. Diese Information kann in der Dreiecksdarstellung durch die Darstellung von Relevanzgeraden erfolgen. In Abbildung 4 sind neben den Indifferenzgeraden auch jene Bereiche angegeben, bei welchen sich die Eco-Indizes nicht um einen vorgegeben Prozentsatz unterscheiden. Im vorliegenden Beispiel wurde jener Bereich von Gewichtungstrippeln eingezeichnet, bei welchem sich die Eco-Indizes der besten Alternativen um weniger als 20% unterscheiden. Die Grösse dieser Fläche gibt den Entscheidenden zudem eine Information darüber, wie stark sich die Alternativen bei verändernden Gewichtungstrippel unterscheiden.

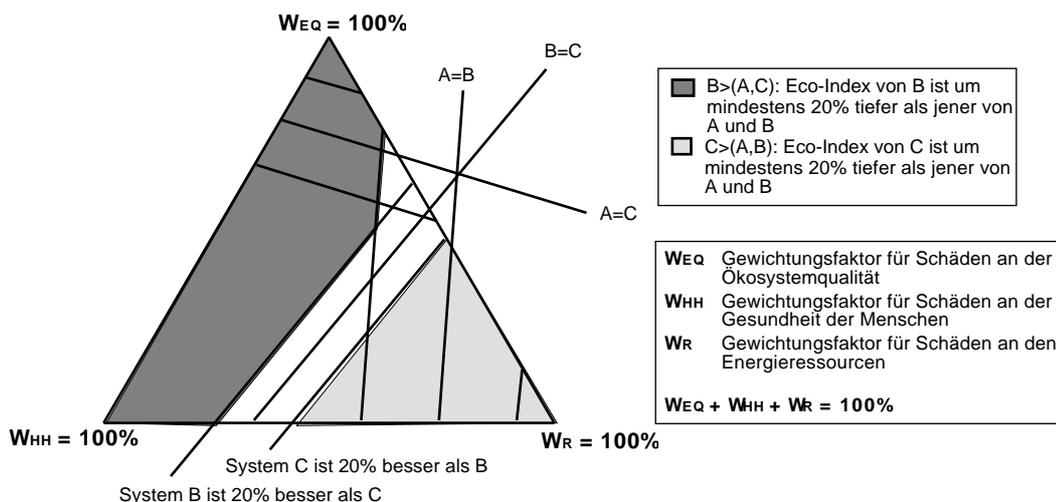


Abb. 4: Relevante Dominanz von Produktalternativen dargestellt am Beispiel von 20% Unterschied zwischen den Eco-Indizes zweier Produkte (basiert auf Hofstetter 1998)

Neuere Entwicklungen in der Ökobilanzierung weisen Variabilität und Unsicherheit quantitativ aus, wobei Parameterverteilungen auf allen Ebenen von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung angegeben werden. Geben die Entscheidenden vor, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Produktalternative alle anderen dominieren muss, um signifikant besser zu sein, so können nicht nur – wie in Abbildung 4 – Felder relevanter, sondern solche signifikanter Dominanz eingezeichnet werden.

Präferenzfeld für die Gewichtungstrippel

Bis hierhin wurde lediglich eine neue Darstellungsform für Fallstudien vorgeschlagen, es sind keine direkten Aussagen zur Relevanz der Schadensindikatoren gemacht worden. Wie das fiktive aber auch die folgenden realen Beispiele zeigen, gibt es durchaus Fälle, welche zusätzliche Informationen zur Gewichtung der Schadensindikatoren brauchen, falls eine "umweltlich beste" Produktalternative identifiziert werden soll.

Wie Mettier (1999) zeigt, fällt es gerade auch ÖkobilanzexpertInnen schwer, diese drei Schadensindikatoren zu gewichten. Hier wird deshalb vorgeschlagen, dass das Entscheidungsgremium in einer ersten Lesung lediglich das Feld plausibler Gewichtungstrippel absteckt. Obschon solche Felder grundsätzlich mit gesellschaftlichen Konsensverfahren festgelegt werden könnten, wird im Moment davon ausgegangen, dass die Entscheidenden in kleinerem Kreise dieses Feld aushandeln. So kann z.B. die Geschäftsleitung dieses Feld für die Produkteentwicklungsabteilung festlegen.

Abbildung 5 zeigt beispielhaft, wie ein solches Feld aussieht, falls eine Geschäftsleitung beschliesst, dass die umweltbedingten Gleichgewichtsschäden an der menschlichen Gesundheit in

Europa mindestens 25%, die Energieressourcen nicht mehr als 40% und die Ökosystemqualität zwischen 25 und 55% gewichtet werden sollen. Dieses illustrative Beispiel zeigt, dass mit wenigen Wertannahmen die Gesamtzahl möglicher Gewichtungstrippel deutlich eingeschränkt werden kann und in unserem Falle die Produktalternative B für alle präferierten Gewichtungstrippel besser als die Alternative C abschneidet, wobei jedoch im Feld 'g' kein entscheidungsrelevanter Unterschied zwischen den beiden Produkten besteht.

Soll eine Schwachstellenanalyse für diese Produktalternative B durchgeführt werden, so wird dies stark vereinfacht, wenn zusätzlich ein fester Gewichtungstrippel vorgegeben wird. Dieser erlaubt die wichtigsten Prozesse und Umwelteinwirkungen zu identifizieren ohne diese Analyse für die Vielzahl möglicher Gewichtungstrippel durchführen zu müssen.

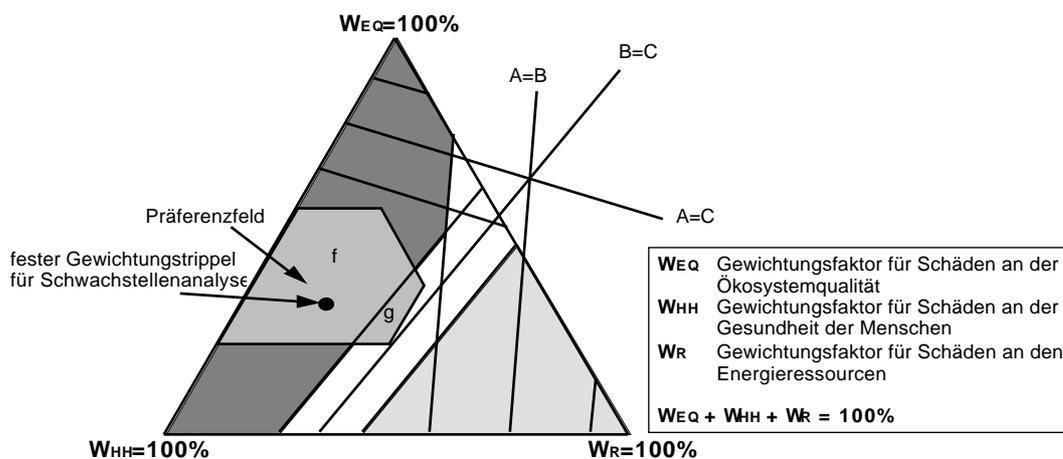


Abb. 5: Gewichtungsdreieck mit einem illustrativen Beispiel für ein Präferenzfeld und einen festem Gewichtungstrippel für die Schwachstellenanalysen. (basiert auf Hofstetter 1998).

4. Empirische Untersuchung

Die Fallstudien

Um die Praktikabilität und die Möglichkeiten der neuen Darstellungsmethode zu zeigen, wurde eine empirische Untersuchung durchgeführt. Hierzu wurden rund 170 Personen aus dem Kreise des Diskussionsforums Ökobilanzen (<http://www.uns.umnw.ethz.ch/events/df-LCA/index.html>) per E-Mail aufgefordert, Fallstudien einzuschicken. Diese Fallstudien sollten Produkte vergleichen, ganze Lebenszyklen abbilden, den Eco-Indicator'95 als Bewertungsmethode anwenden und zusätzlich Angaben über den Primärenergieverbrauch der Produktalternativen machen. Auf diesen Aufruf erhielten wir total 22 Fallstudien, wovon schliesslich 15 Studien mit total 82 ökobilanzierten Produktalternativen den gestellten Anforderungen entsprachen (siehe Tabelle 3).

	Produktgruppe	Produktalternativen	Referenz
1.	Winterweizen	5 verschiedene Düngesysteme	Brentrup 1998 und Küsters et al. 1998
2.	Abluftbehandlung	4 verschiedene Verfahren	Meier 1997
3.	Kochen	6 verschiedene Energiequellen	Jungbluth 1997
4.	Thermische Abfallbehandlung	4 verschiedene Generationen von Kehrlichtverbrennungsanlagen	Hellweg 1997
5.	Traubensaft	3 verschiedene Traubensorten jeweils IP und Bio	Schleiss 1998
6.	Kompostbehandlung	5 Kompostierungsverfahren und eine Verbrennungsvariante	Edelmann et al. 1998
7.	Fenster	6 verschiedene Fensterkonstruktionen	Richter et al. 1996a
8.	Bahnschwellen	3 verschiedene Materialvarianten	Künniger et al. 1998
9.	Verglasungen	5 verschiedene Fensterverglasungen	Richter et al. 1996b
10.	Türzargen	4 verschiedene Türzargenvarianten	Werner et al. 1997
11.	Heizsysteme	5 verschiedene Heizsysteme inkl. angepasster Gebäudeinfrastruktur	Doka 1998
12.	Matratzen	4 bestehende und eine neuentwickelte Matratze	Demmers 1996
13.	Abwasserrohre	7 Rohrvarianten	Geberit 1998a
14.	Trinkwasserrohre	8 Rohrvarianten	Geberit 1998b
15.	Gebäude	8 alternative Gebäudevarianten	Quack 1998

Tab. 3: 15 Fallstudien, welche die Anforderungen an die empirische Untersuchung erfüllen.

Diese 15 Fallstudien wurden entsprechend den Vorgaben von Kapitel 2 überarbeitet und für jede Produktalternative die drei Schadensindikatoren berechnet.

Die trivialen Fälle

Eines der erklärten Ziele des neuen Interpretationsinstrumentes ist es, so wenig Gewichtungsinformation wie nötig einzubeziehen. Keine Gewichtungsinformation ist nötig, wenn eine Produktalternative bei allen Schadensindikatoren die tiefsten Werte aufweist. Dieser triviale Fall ist sehr häufig: 8 von 15 Fallstudien werden in allen Schadensindikatoren von jeweils einer Alternative dominiert (Abbildung 6). Diese - allerdings nichtrepräsentative - Stichprobe zeigt, dass die schadensorientierte Bewertung von Produktalternativen in vielen Fällen ohne die oftmals umstrittene weil subjektive Gewichtung von verschiedenen Schutzgütern auskommt. Solche Resultate sind somit wesentlich robuster als bisher angenommen.



Abb. 6: In acht Fallstudien dominiert nur eine Alternative (Produkt in Klammer) für alle möglichen Gewichtungstrippel.

Gründe für hohe Zahl trivialer Fälle

An dieser Stelle lohnt es sich, nach den Gründen für diese hohe Zahl trivialer Fälle und den Konsequenzen zu fragen. Eine weitergehende Diskussion hierzu ist in Hofstetter et al. (1999) zu finden. Folgende Gründe und Konsequenzen stehen im Vordergrund:

1. *Die dominierende Alternative verursacht deutlich tiefere Belastungen als die anderen Alternativen.* Hierunter fallen Ökobilanzen, welche neben ähnlichen Produktalternativen auch noch eine ganz andere, wesentlich veränderte Alternative untersuchen. Dies wären z.B. herkömmliche Waschmaschinen hergestellt mit unterschiedlichen Metallbearbeitungsverfahren plus eine Maschine mit wesentlich verringertem Energie- und Wasserverbrauch. In solchen Fällen kann meist schon eine vereinfachte Ökobilanz die gewünschte eindeutige Entscheidungsunterstützung liefern.
2. *Die gewählten Schadensindikatoren zeigen eine hohe Abhängigkeit und damit Korrelation.* Diese hohe Abhängigkeit wäre bei schadensorientierten Bewertungsmethoden gut denkbar, da:
 - die Emission gewisser Substanzen mehrere Indikatoren beeinflusst, deren Höhe aber konstant ist.
 - die energiebedingten Emissionen oft dominant und abhängig von der Umwandlung von Energieressourcen sind.
 - Toxizitätsabschätzungen im Bereich der menschlichen Gesundheit und im Bereich der Ökosystemqualität z.T. auf denselben Toxizitätstests beruhen.

Eine statistische Analyse der 82 untersuchten Produktalternativen zeigt jedoch keine Korrelation zwischen den drei Schadensindikatoren. Gerade die erwartete Abhängigkeit der Indikatoren für menschliche Gesundheit und Ökosystemqualität vom Indikator für Energieressourcen konnte nicht gezeigt werden (Hofstetter et al. 1999). Wäre eine hohe Korrelation gefunden worden, so hätte dies die Ökobilanzierung revolutioniert, da eine Reduktion auf unabhängige Indikatoren möglich gewesen wäre.

3. *Fallspezifisch zeigen die Schadensindikatoren eine hohe Abhängigkeit und damit Korrelation.* Triviale Fälle können beobachtet werden, wenn innerhalb einer Fallstudie eine Alternative bei allen Indikatoren die tiefste Belastung zeigt. Die oben erwähnten Abhängigkeiten müssen deshalb nicht über alle Fallstudien sondern über alle Alternativen in einer Fallstudie auftreten. Dominante Prozesse, die in allen Alternativen eine wichtige Rolle spielen, und branchenspezifische Emissions- und damit Schadensmuster verstärken diese Korrelationen zusätzlich. Abbildung 7 zeigt die Auswertung für die 15 Fallstudien. Eine Varianzanalyse zeigt (wenig überraschend), dass die Varianzen innerhalb der Fallstudien signifikant ($p < 0.01$) tiefer sind als zwischen den Studien. Werden die Fallstudien mit hohem Stellenwert der Energieumwandlung (Fallstudien 3, 7, 9, 11 und 15 aus Tabelle 3) analysiert, so können signifikante Korrelationen festgestellt und zwischen 36 und 61% der Varianz erklärt werden. Trotzdem dominiert in den beiden Fallstudien 3 und 11 nicht eine Alternative bei allen Gewichtungstrippel!

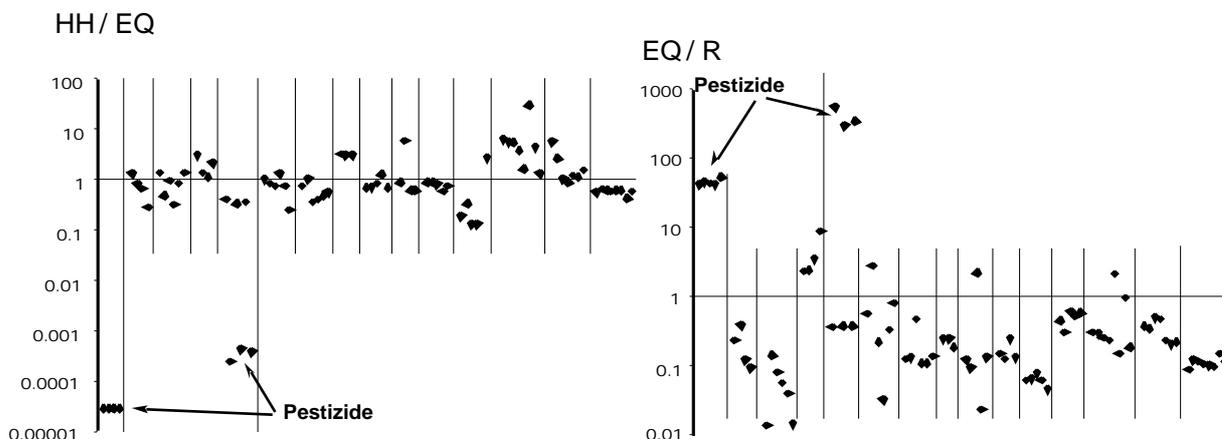


Abb. 7: Verhältnisse der Schadensindikatoren entsprechend der Reihenfolge von Tabelle 3.

Die gefundene Korrelation und die berechtigte Annahme, dass die Abhängigkeit der Schadensindikatoren bei neueren schadensorientierten Methoden noch stärker sein wird (Goedkoop et al. 1998), legt es nahe, diese Eigenschaften bei der Methodenweiterentwicklung zu nutzen. Folgende Vereinfachungen wären z.B. denkbar:

- Die verschiedenen Produkte respektive Funktionen werden kategorisiert und typische Verhältnisse zwischen Schadensindikatoren empirisch festgelegt. Im konkreten Fall werden darauf nur noch jene Sachbilanzeinträge bilanziert, die zu einem Schadensindikator beitragen (wobei die schneller oder zuverlässiger bilanzierbaren Schadensindikatoren ausgewählt werden).
- In Anlehnung an die Input-Output-Tabelle der Volkswirtschaft werden für jede Branche typische Schadensindikatorintensitäten berechnet. Damit sind deutlich vereinfachte Bilanzierungen möglich.

In beiden Fällen müsste der Unterschied zwischen den Alternativen gross sein, damit auf eine Detailanalyse verzichtet werden kann. Die Frage der Abhängigkeit der Schadensindikatoren und die möglichen Konsequenzen für die Methodenentwicklung ist ein Nebenprodukt der Entwicklung des Gewichtungsdreiecks und kann deshalb hier nicht weiter ausgeführt werden.

Darstellung von sieben Fallstudien im Gewichtungsdreieck

In Abbildung 8 werden nun die sieben Fallstudien dargestellt, welche je nach Gewichtungstrippel unterschiedlichen Produktalternativen die tiefsten Gesamtumweltbelastungen attestieren. Die Darstellung erfolgt dabei auf der Ebene von Abbildung 2, das heisst es werden lediglich Indifferenzgeraden zwischen den dominierenden Alternativen angegeben. Indifferenzgeraden aller Alternativen würden die Lesbarkeit unnötig erschweren. Die Frage der relevanten Unterschiede wird qualitativ im Text geführt und die Frage der Präferenzfelder wird im Beitrag von Mettier (1999) detailliert diskutiert.

Anhand der Fallstudie von vier Abluftreinigungsanlagen (Meier 1997) soll das Zeichnen des Gewichtungsdreiecks am konkreten Beispiel aufgezeigt werden. Als Erstes werden die vier Produktalternativen für jeden Schadensindikator rangiert (Tabelle 4). Die Rangfolgen erlauben eine qualitative Orientierung. Der Biofilter wird sowohl im Eckpunkt $W_{EQ} = 100\%$ wie auch bei $W_R = 100\%$ dominieren, der Aktivkohlefilter (AC) zeigt die tiefste Umweltbelastung bei $W_{HH} = 100\%$.

	normierte Schadensindikatoren			Schnittpunkte				
	$\frac{D_{HH}}{T_{HH}}$	$\frac{D_{EQ}}{T_{EQ}}$	$\frac{D_R}{T_R}$	Rangfolge _{HH}	Rangfolge _{EQ}	Rangfolge _R	$W_{HH}(HH-R)$	$W_{EQ}(R-EQ)$
Biofilter (B)	-1.09E-16	7.56E-17	3.06E-16	3	1	1		
AC (A)	-1.28E-16	1.51E-16	3.73E-16	1	2	2	0.781	-8.17
CatOx	-1.26E-16	1.85E-16	1.45E-15	2	3	3	0.986	1.11
Thermo	-9.62E-17	3.25E-16	3.21E-15	4	4	4	1.00	1.09

Tab. 4: Berechnung der Indifferenzgeraden für vier Abluftreinigungsanlagen (Meier 1997) als Anleitung zur Konstruktion des Gewichtungsdreiecks

Die Indifferenzgeraden können konstruiert werden, wenn die Schnittpunkte mit den Dreiecksschenkel bestimmt werden. Formel (1) kann dabei für die beiden Produktalternativen Biofilter und Aktivkohlefilter verwendet werden, wobei folgende Bedingungen zusätzlich erfüllt sein müssen: Die Eco-Indizes der beiden Produkte müssen im Schnittpunkt gleich hoch sein; auf dem Schenkel ist ein Gewichtungsfaktor gleich null; und die anderen beiden Gewichtungsfaktoren addieren sich zu 1. Für den unteren Schenkel ($W_{EQ} = 0$) folgen folgende Formeln:

$$W_R \times \frac{D_R(A)}{T_R} + W_{HH} \times \frac{D_{HH}(A)}{T_{HH}} = W_R \times \frac{D_R(B)}{T_R} + W_{HH} \times \frac{D_{HH}(B)}{T_{HH}}$$

$$\text{und } W_R + W_{HH} = 1$$

$$W_{HH} = \frac{\frac{D_R(B)}{T_R} - \frac{D_R(A)}{T_R}}{\frac{D_R(B)}{T_R} - \frac{D_R(A)}{T_R} + \frac{D_{HH}(A)}{T_{HH}} - \frac{D_{HH}(B)}{T_{HH}}} \quad (2)$$

Für den rechten Dreiecksschenkel mit $W_{HH} = 0$ folgt

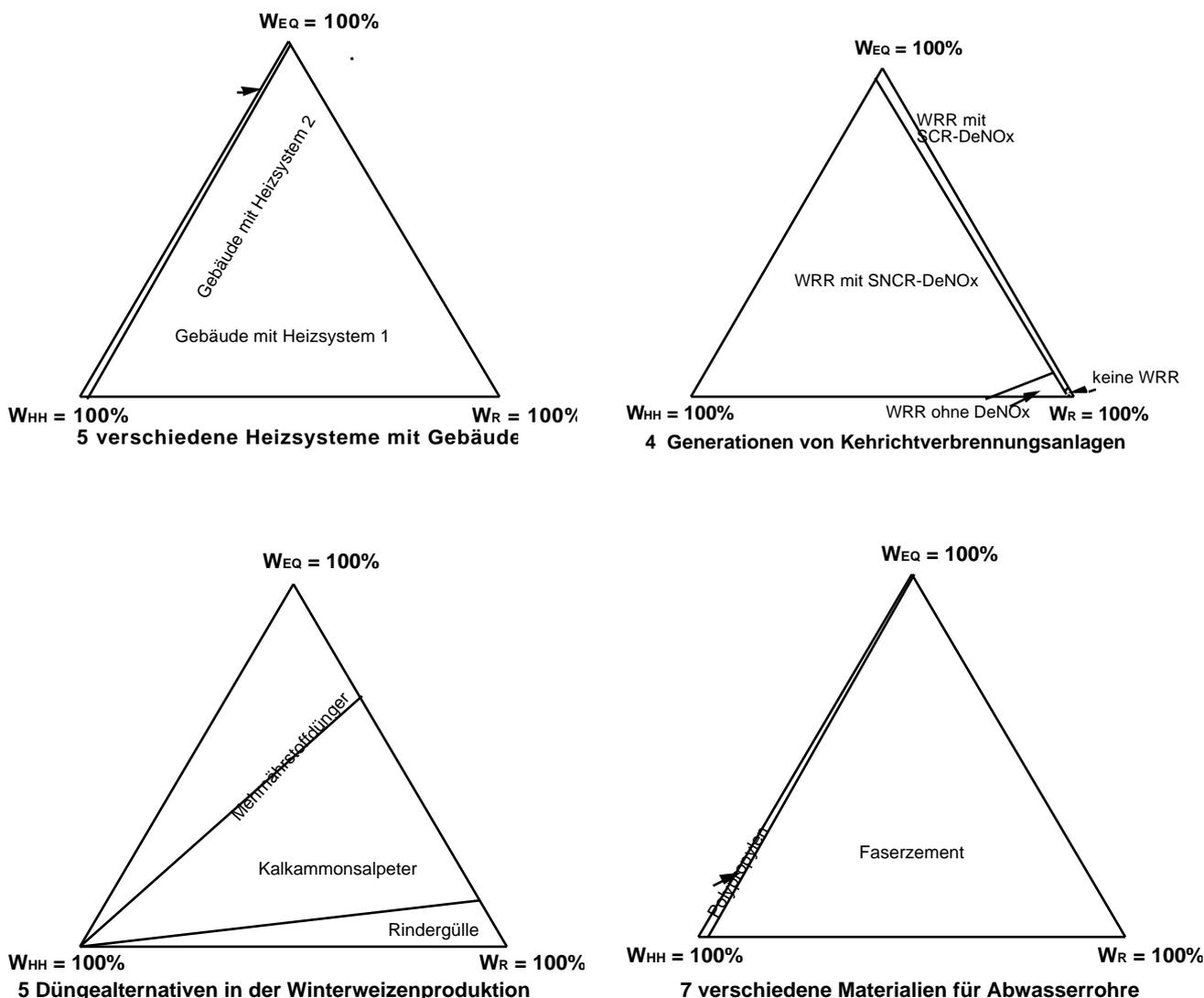
$$W_R \times \frac{D_R(A)}{T_R} + W_{EQ} \times \frac{D_{EQ}(A)}{T_{EQ}} = W_R \times \frac{D_R(B)}{T_R} + W_{EQ} \times \frac{D_{EQ}(B)}{T_{EQ}}$$

$$\text{und } W_R + W_{EQ} = 1$$

$$W_{EQ} = \frac{\frac{D_R(B)}{T_R} - \frac{D_R(A)}{T_R}}{\frac{D_R(B)}{T_R} - \frac{D_R(A)}{T_R} + \frac{D_{EQ}(A)}{T_{EQ}} - \frac{D_{EQ}(B)}{T_{EQ}}} \quad (3)$$

wobei $D_R(A)$, $D_{EQ}(A)$, $D_{HH}(A)$ für die Schäden des Aktivkohlefilters stehen (Tabelle 4) (analog für den Biofilter (B)), T_R , T_{EQ} , T_{HH} für die totalen Schäden pro Schutzgut in Europa und W_R , W_{EQ} , W_{HH} stehen für die Gewichtungsfaktoren der drei Schadensindikatoren.

Mithilfe der Gleichungen (2) und (3) können die Schnittpunkte der Indifferenzgeraden mit dem unteren und rechten Dreiecksschenkel berechnet werden (kursiv in Tabelle 4). Der eine Schnittpunkt liegt bei $W_{HH} = 0.781$ auf dem unteren Schenkel (als HH-R bezeichnet) und der zweite Schnittpunkt liegt bei $W_{EQ} = -8.71$ auf dem rechten Schenkel (R-EQ). Ein Minuswert liegt dabei auf dem nach unten verlängerten Schenkel. In Abbildung 8 wurde derjenige Teil der Indifferenzgerade eingezeichnet, welcher innerhalb des Dreiecks liegt. Aufgrund der qualitativen Orientierung mithilfe der Rangfolgen wird das kleine Feld in der Ecke der menschlichen Gesundheit vom Aktivkohlefilter, das andere Feld vom Biofilter dominiert. In Tabelle 4 wird weiter angegeben, dass der Filter 'CatOx' ab einem Gewicht von 98.6% für menschliche Gesundheit den Biofilter dominiert. In diesem Bereich dominiert jedoch bereits der Aktivkohlefilter. Da die Schnittpunkte für die Indifferenzgerade zwischen dem Biofilter und dem Thermofilter vollständig ausserhalb des Dreiecks liegt (Tabelle 4), wird der Thermofilter für alle positiven Gewichtungstrippel vom Biofilter dominiert.



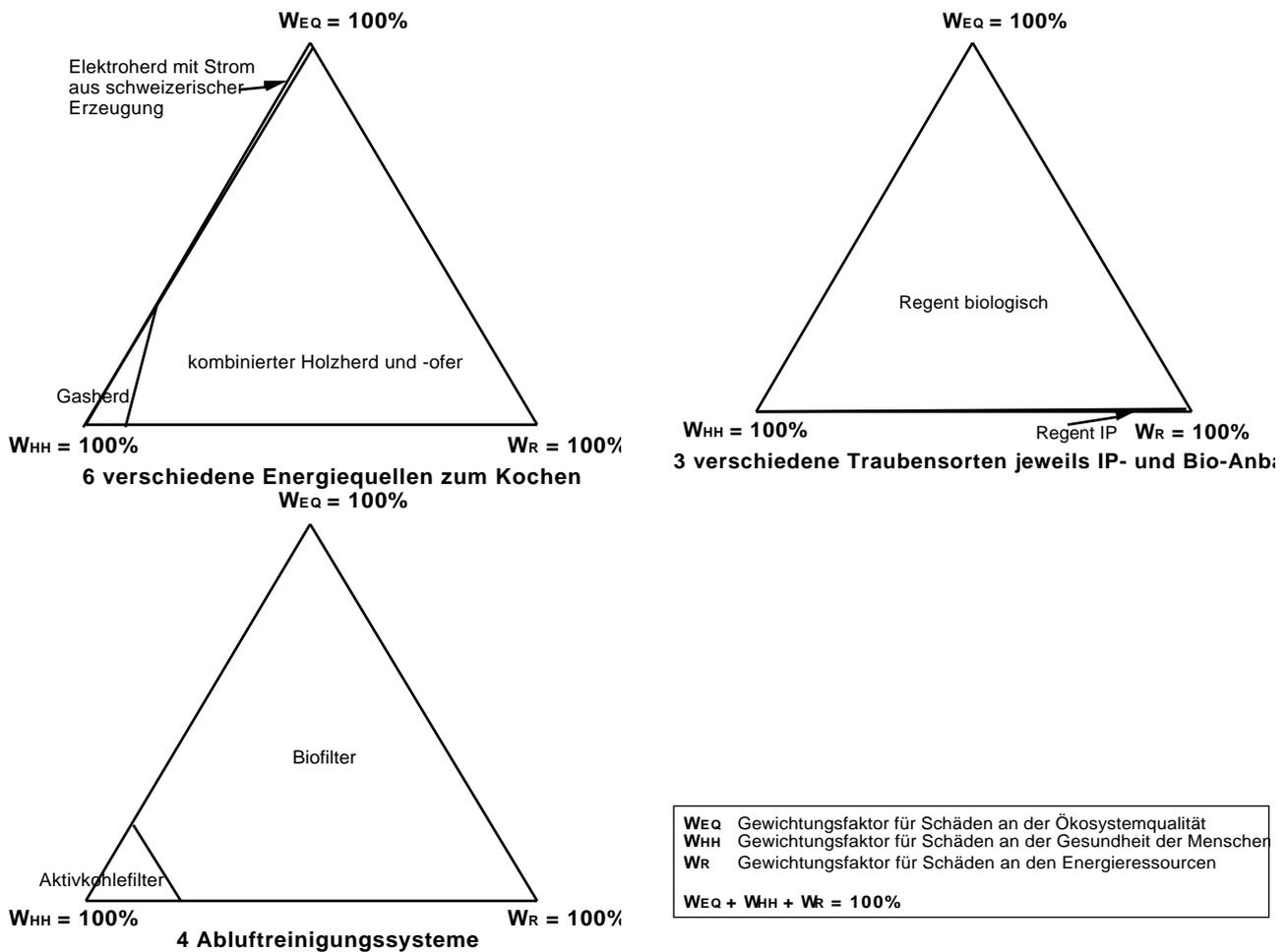


Abb. 8: Graphische Darstellung von sieben Fallstudien (siehe Tabelle 3 für Referenzen). Die angegebenen Produktalternativen dominieren (verursachen die tiefste Gesamtumweltbelastung) für das bezeichnete Gebiet im Gewichtungsdreieck. (WRR = Weitergehende Rauchgasreinigung, DeNOx = Entstickung, SCR = Selective Catalytic Reduction, SNCR = Selective Non-Catalytic Reduction)

Nur Meier (1997) macht in seiner Abluftreinigungssysteme-Fallstudie Angaben zu den Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Indikatoren. Werden die 25 und die 75 Perzentilwerte für die Schadensindikatoren der beiden dominierenden Filter ausgewählt und die Unabhängigkeit derselben unterstellt (was nicht gegeben ist), so zeigt keine der beiden Filter Gebiete im Dreieck, die signifikant tiefere Eco-Indizes als die Alternativen ergeben. Dies bedeutet, dass weitere Produktverbesserungen für einen ökologisch motivierten Entscheid notwendig sind oder die anderen (nichtökologischen) Entscheidungskriterien alleine ausschlaggebend sind.

In den restlichen sechs Studien wurden keine Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die Schadensindikatoren berechnet. Da auch keine Entscheidende zur Hand sind, wäre es willkürlich, einen Grenzwert für den geforderten Unterschied der Eco-Indizes zwischen zwei Produktalternativen festzulegen. Nur so können aber die Felder relevanter Dominanz eingezeichnet werden (siehe Abbildung 4), was eine wertvolle Information darstellt. Wird z.B. die Fallstudie zum Winterweizen näher betrachtet, so zeigt es sich, dass keine der Alternativen zehn oder mehr Prozent besser als die anderen Produktalternativen ist.

Diese Beispiele zeigen, dass es äusserst wichtig ist, dass die Unsicherheiten mitanalysiert werden oder von den Entscheidenden zumindest ein Grenzwert für relevante Unterschiede angegeben wird.

Beispielhaft können die Fallstudien in Abbildung 8 ohne weitere Gewichtungsinformation wie folgt interpretiert werden:

- *Heizsysteme*: Nur zwei von fünf Heizsystemen müssen näher betrachtet werden, die anderen drei Systeme dominieren für keinen der möglichen Gewichtungstrippel. Falls Energieressourcen mit weniger als 2% gewichtet werden, so dominiert Variante 2, sonst Variante 1. Da eine so tiefe Gewichtung der Ressourcen denkbar wäre, müssen die Entscheidenden zwischen Ressourcenschutz auf der einen Seite und Ökosystemschäden und Gesundheitsschäden auf der anderen Seite abwägen. Die Fallstudien zu den Abwasserrohren und zu den Kochherden zeigen eine vergleichbare Interpretation.
- *Kehrichtverbrennungsanlagen*: Da die Reinigung von Abgasen Energie verbraucht, schneiden die beiden Varianten ohne weitergehende Rauchgasbehandlung resp. ohne Entstickungsanlage dann am besten ab, wenn Energieressourcen zu rund 95% gewichtet werden. Wird die menschliche Gesundheit tiefer als ca. 2% gewichtet, so schneidet das katalytische Reduktionsverfahren zur Entstickung besser ab, ansonsten das nicht-katalytische. Diese Ausgangslage verlangt von den Entscheidenden trade-offs, die vermutlich wesentlich einfacher als das Festlegen genau eines Gewichtungstrippels festzulegen sind.
- *Rebbau*: Bei sehr tiefer Gewichtung der Ökosystemqualität schneidet die integrierte Produktion (IP) der Regent-Traube besser ab als der Bioanbau. Auch hier wird die nötige Gewichtungsinformation deutlich verringert.

In fünf von sieben Fallstudien reduziert sich der Vergleich von Alternativen auf zwei oder drei Produkte. Die Indifferenzgeraden verlaufen oft nahe der 0 oder 100%-Gewichtungsgerade von Schadensindikatoren, was die Gewichtungsfrage auf Grundsatzentscheide reduziert. (z.B.: Soll der Ökosystemqualität eine relevante Bedeutung zukommen? Falls ja schneidet der Bioanbau von Regentrauben am ökologisch besten ab.) Ausserdem darf nicht vergessen werden, dass in Abbildung 8 die Gebiete relevanter oder sogar signifikanter Dominanz noch nicht eingezeichnet wurden. Mit jener Zusatzinformation dürfte die Entscheidungsunterstützung zusätzlich vereinfacht werden.

Haben die Entscheidenden ein Feld präferierter Gewichtungstrippel bestimmt, dann wird die Aussage des Gewichtungsdreiecks noch eindeutiger. Die Bestimmung solcher Felder wird in Mettier (1999) behandelt.

5. Schlussfolgerungen

Das Gewichtungsdreieck zur graphischen Darstellung von Ökobilanz-Fallstudien wird hier eingeführt und dessen Praktikabilität an mehreren Beispielen gezeigt. Das Instrument erlaubt, in jenen Fällen wo zwei bis vier Indikatoren zu gewichten sind, die minimal nötige Gewichtungsinformation transparent darzustellen. Es zeigt sich, dass bereits wenige Informationen zu den Gewichtungspräferenzen die eindeutige Interpretation der meisten Fallstudien ohne festen Gewichtungsfaktorensatz ermöglicht. Die Schwierigkeiten, solche Informationen zu Gewichtungspräferenzen zu ermitteln, werden in Mettier (1999) diskutiert.

Das Instrument wurde für Produktvergleiche entwickelt. Die Zusatzinformation, bei welcher relativen Abweichung der Eco-Indizes ein relevanter Unterschied zwischen Produkten vorliegt, erscheint vor diesem Hintergrund besonders wichtig. Im Falle von Fallstudien mit quantitativer Unsicherheitsanalyse können die Entscheidenden sogar vorgeben, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Produkt besser sein muss, damit dieses als signifikant besser gelten kann. Diese Art von

Zusatzinformation in der Interpretationsphase von Produktvergleichen ist auch mit dem neuen Interpretationsinstrument unerlässlich.

Bisher erfüllen nur schadensorientierte Methoden wie z.B. EcoIndicator'95+ oder EcoIndicator'98 (Goedkoop et al. 1998) die Randbedingung von maximal vier zu gewichtenden Indikatoren. Im Prinzip ist auch bei diesen Methoden eine Gewichtung der Schadensindikatoren nötig, in der Praxis kann jedoch, wie hier gezeigt, oft auf die Bestimmung dieser Gewichte verzichtet werden, da die Rangfolge der Alternativen schon aufgrund der Lage der Indifferenzgeraden im Gewichtungsdreieck offensichtlich ist. Diese schadensorientierten Methoden erbringen (auch) unter diesem Aspekt einen bedeutenden Fortschritt gegenüber den Konzepten, welche Wirkungskategorien direkt gewichten (Heijungs et al. 1992).

Als Nebenprodukt der empirischen Untersuchung konnte bestätigt werden, dass die Schadensindikatoren im Allgemeinen keine Korrelation zeigen und somit statistisch unabhängig sind. Werden die Fallstudien jedoch gruppiert oder nur einzelne Fallstudien untersucht, so können z.T. hohe Korrelationen zwischen den Schadensindikatoren gefunden werden. Diese Eigenschaften, welche sich mit den Weiterentwicklungen der schadensorientierten Methoden noch verstärken dürften, könnten für die Entwicklung vereinfachter Ökobilanzmethoden genutzt werden. Diese Eigenschaft ist auch dafür verantwortlich, dass in 8 von 15 Fällen jeweils nur eine Produktalternative für alle Gewichtungstrippel den tiefsten Eco-Index aufweisen und eine Gewichtung der Indikatoren damit hinfällig macht.

Das vorgestellte graphische Interpretationsinstrument erfüllt viele Anforderungen an die Schnittstelle zwischen dem Ökobilanzanalysten und den Entscheidenden. Die Implementation in Ökobilanz-Software wird deshalb empfohlen.

Verdankungen

Der empirische Teil dieser Studie war nur möglich dank jenen Teilnehmenden des 'Diskussionsforums Ökobilanz', die uns ihre z.T. internen Fallstudien bewertet nach EcoIndicator'95 zugeschickt haben. Diese sind in Tabelle 3 aufgelistet, besten Dank. Im weiteren danke ich Thomas Mettier (UNS-ETH) für die Auswertung der empirischen Daten und Prof. Ruedi Müller-Wenk, Dr. Arthur Braunschweig (beide IWÖ-HSG) und Stephan Brunner für die Mitarbeit bei der Konzeptentwicklung. Finanziell wurde die Untersuchung vom Schweizerischen Nationalfonds, Schwerpunktprogramm Umwelt, IP Gesellschaft unterstützt und diese Veröffentlichung wurde durch das BUWAL ermöglicht.

Literatur

- Demmers M., 1996, Milieugerichte matrasontwikkeling Auping, Koninklijke Auping BV Deventer/Indes BV Hengelo/Pré BV Amersfoort
- Braunschweig A, Brunner St., Hofstetter P., Müller-Wenk R., 1997, Umweltliche Bewertung im Automobilbau; Einführung und Weiterentwicklung des Eco-Indicator'95, ETH Zürich (unpublished)
- Brentrup F., 1998, personal communication, Hydro Agri Europe, Research Centre Hanninghof, Duermen (D)
- Brunner St., 1998, Panel Methods and Their Application for Weighting in LCA, UNS-Working Paper for the Project 'Environmental Prioritizing' within the Framework of the Swiss Priority Programme Environment (SPPU), ETH Zürich
- Dockery D.W., Pope C.A., Xu. X, et al., 1993, An Association Between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities, The New England Journal of Medicine 329 (24): 1753-9 (1993)
- Doka G., 1998, personal communication, Zurich

9. Diskussionsforum Ökobilanzen

- Edelmann W., K. Schleiss, 1998b, Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich der Vergärung, Kompostierung und Kehrlichtverbrennung, Forschungsprojekt des BfE und BUWAL (in preparation), Bern
- Geberit AG, 1998a, Abwasserrohre, internal LCA, not published
- Geberit AG, 1998b, Trinkwasserrohre, internal LCA, not published
- Goedkoop M., 1995, The Eco-indicator 95, Final Report and Manual for Designers, Amersfoort
- Goedkoop M., Hofstetter P., Müller-Wenk R., Sprensma R., 1998, The Eco-Indicator'98 Explained, Int.J.LCA 6 (3) 352-360
- Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G., Lankreijer R.M., Udo de Haes H.A., Wegener Sleeswijk A., Ansems A.M.M., Eggels P.G., van Diun R., de Goede H.P., 1992, Environmental Life Cycle Assessment of Products; Backgrounds & Guide, Leiden
- Hellweg St., 1997, Ökobilanz von Schweizer Kehrlichtverbrennungsanlagen, Arbeitspapier 1/97, Laboratorium für technische Chemie, ETH Zürich
- Hofstetter P., 1996, Towards a Structured Aggregation Procedure, in Braunschweig A., Förster R., Hofstetter P., Müller-Wenk R., Developments in LCA Valuation, IWÖ Diskussionbeitrag, St. Gallen, pp.122-211
- Hofstetter P., 1998, Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere, and Valuesphere, Kluwer Academic Publishers, Boston
- Hofstetter P., Braunschweig A., Mettier Th., Müller-Wenk R., Tietje O., 1999, Dominance Analysis in the Mixing Triangle; A Graphical Decision Support Tool for Product Comparisons, submitted to Journal of Industrial Ecology
- ISO, 1997, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Guidelines, EN ISO 14040, Brussels 1997
- ISO, 1998a, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment, ISO/TC 207/SC5N117, 5-5-1998
- ISO, 1998b, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle Interpretation, ISO/TC 207/SC5, ISO/DIS 14042, 12-11-1998
- Jungbluth N., 1997, Life-Cycle-Assessment for Stoves and Ovens, UNS-Working Paper 16, ETH Zürich
- Künniger T., K. Richter, 1998, Ökologische Bewertung von Eisenbahnschwellen in der Schweiz; Streckenschwellen aus vorgespanntem Beton, Profilstahl und teerölimprägniertem Buchenholz, EMPA Dübendorf, Gruppe Ökologie
- Küsters J., T. Janssen, 1998, Life cycle analysis of different fertilisers, in Ceuterick D. (ed.), International Conference on Life Cycle Assessment in Agriculture, Agro-Industry and Forestry, 3-4 December 1998, Proceedings, VITO, Mol
- Meier M.A., 1997, Eco-Efficiency Evaluation of Waste Gas Purification Systems in the Chemical Industry, LCA Documents, Vol.2, Eco-Infoma Press, Bayreuth
- Mettier Th., 1999, Der Vergleich von Schutzgütern - Ausgewählte Resultate einer Panelbefragung, in Hofstetter P., Mettier Th., Tietje O. (eds.), Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, 9. Diskussionsforum Ökobilanzen, UNS-ETH Zürich (dieser Band)
- Müller-Wenk R., 1997, Safeguard Subjects and Damage Functions as Core Elements of Life-Cycle Impact Assessment, IWÖ-Diskussionbeitrag Nr.42, St. Gallen
- Müller-Wenk R., 1998, Depletion of Abiotic Resources Weighted on Base of 'Virtual' Impacts of Lower Grade Deposits Used in Future, IWÖ-Schriftenreihe Nr. 57, St. Gallen
- OECD/IEA, 1993, Energy Statistics and Balances of Non-OECD Countries 1990-1991, Paris
- Pope C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., et al., 1995, Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults, Am J Respir Crit Care Med (151): 669-74 (1995)
- Quack D., 1998, Life Cycle Assessment of Buildings, in Proceedings of the 6th LCA Case Studies Symposium SETAC-Europe, Brussels
- Richter K., K. Brunner, H. Bertschinger, 1996b, Ökologische Bewertung von Wärmeschutzgläsern, EMPA Dübendorf
- Richter K., T. Künniger, K. Brunner, 1996a, Ökologische Bewertung von Fensterkonstruktionen verschiedener Rahmenmaterialien (ohne Verglasung), EMPA-SZFF Schweizerische Zentralstelle für Fenster- und Fassadenbau, Dietikon
- Schleiss K., 1998, Teilprojekt Rebbau, in Fallstudie 98: Chancen der Region Klettgau, UNS-ETH Zürich
- SETAC, 1993, Guidelines for Life-Cycle Assessment: A 'Code of Practice', Workshop Sesimbra, 31.3.-3.4.1993, Brussels

- Steen B., Ryding S.-O., 1992, The EPS Enviro-accounting Method, Swedish Environmental Research Institute, Federation of Swedish Industries, Göteborg 1992
- Sunyer J., Castellsagué J., Sáez M., et al., 1996, Air Pollution and Mortality in Barcelona, J Epidemiol Comm Health 50 (Suppl 1): S76-S80 (1996)
- Werner F., K. Richter, S. Bosshart, R. Frischknecht, 1997, Ökologischer Vergleich von Innenbauteilen am Beispiel von Zargen aus

OLAF TIETJE

Ökologische Bewertung mit Ökobilanzen - Eine Art multikriterielle Analyse?

In: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (Hrsg.): *Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999), 21-28*

1 Einleitung

Seit einigen Jahren wird von Ökobilanzierern das Problem, verschiedene Umweltauswirkungen gegeneinander abzuwägen, als wichtig erkannt (Hofstetter and Braunschweig, 1994). Obwohl mehrere Ansätze vorgeschlagen wurden (u.a. BUWAL, 1998; Goedkoop, 1995; ISO, 1997), hat sich kein Ansatz als Patentlösung angeboten. Obwohl relativ klar war, und auch in Diskussionen häufig darauf hingewiesen wurde, dass individuelle Wertsetzungen (persönliche, willkürliche, subjektive Sichtweisen) ein wichtiges Element ökologischer Bewertungen mit Ökobilanzen sind, wurde zunächst versucht, dieses Element soweit wie möglich aus den Bewertungsmethoden zu eliminieren. Ziel war, eine normative Bewertung aus wissenschaftlichen Informationen und Theorien und aus allgemeinen Prinzipien abzuleiten. Der Grund dafür war (und ist), dass Ökobilanzen bei ihrer Anwendung (nicht nur) in Unternehmungen *objektiv* sein sollen. Unter Objektivität wird hier (wie häufig auch in sozialwissenschaftlichen Studien) verstanden, dass verschiedene Anwender zu denselben, eindeutigen Ergebnissen kommen (vgl. dazu die Kriterien in Nothbaum et al., 1994). Eine solche Objektivität hätte mehrere Vorteile: Unternehmungen könnten die Resultate von Ökobilanzen nicht beeinflussen, sie könnten sich aber auf eine anerkannte Methode abstützen und so eigene Entscheidungen verlässlich begründen. Nicht zuletzt wäre auch die Wirkung (sowohl nach innen als auch nach aussen) grösser.

Hofstetter (1998) akzeptiert den notwendigen Einbezug individueller Einstellungen und versucht, mögliche Sichtweisen verschiedener gesellschaftlicher Gruppen in die Bewertung einzubeziehen.

In dem Projekt 'Environmental Prioritizing' (Müller-Wenk, Scholz, Braunschweig, Hofstetter, Köllner, Mettier, Tietje, vgl. die Beiträge von P. Hofstetter und T. Mettier) wird versucht, explizit individuelle Sichtweisen einzubeziehen, um so eine kollektive Rationalität nicht normativ zu postulieren, sondern deskriptiv zu beschreiben. Der Ansatz beschränkt sich auf den Teil der Bewertung (also des Impact Assessment), in dem die Schäden an den Schutzgütern ökosystemare und menschliche Gesundheit sowie Ressourcen gegeneinander abgewogen werden. Dabei setzt man voraus, dass diese Schäden - im Rahmen des gewählten Ansatzes - objektiv gemessen werden können.

Vor dem Hintergrund der allgemeinen Bewertungsaufgabe in Ökobilanzen und der Notwendigkeit, individuelle und gesellschaftlich relevante Wertsetzungen einzubeziehen, möchte ich eine dafür prinzipiell geeignete Methode - basierend auf der multiattributiven Nutzentheorie - dem aktuell angewendeten Ansatz gegenüberstellen. Solange keine allgemein akzeptierte Lösung vorliegt, scheint es sinnvoll, als möglichen Lösungsansatz eine multikriterielle Analyse (von Winterfeldt and Edwards, 1986) zu prüfen. Damit wird bewusst einer der formal einfachsten Ansätze betrachtet, weil der Schwerpunkt dieses Beitrags nicht auf der formalen Struktur der Bewertungskriterien liegt - hier wurde im Bereich der Ökobilanzierungen ein hohes Niveau erreicht, so dass mit allgemeinen Ansätzen den spezifischen Lösungen kaum etwas hinzuzufügen ist. Die multiattributive Nutzentheorie ist nicht spezifisch umweltbezogen. Eine entsprechende Entscheidungsanalyse ist eine Methode, für die ein zugrundeliegendes Regelsystem und eine Theorie existieren und daher Hilfestellungen in praktischen Bewertungs- oder Entscheidungssituationen möglich sind.

Den Fokus möchte ich auf den Prozess der Bewertung legen, der um so bedeutender wird, je stärker und je bewusster subjektive Einstellungen und Werthaltungen einbezogen werden. Die Ziele dieses Beitrags sind:

- die notwendige Ergänzung von formalen, mathematischen Modellen (Strukturen) durch modellhafte Prozeduren (Prozesse) zu erläutern,
- den Fragen nachzugehen, inwiefern eine Ökobilanz eine Art multikriterielle Analyse ist und
- was die Methode 'Ökobilanz', insbesondere die ökologische Bewertung, einschliesslich des Bewertungsschritts in Ökobilanzen, von einer Theorie der multikriteriellen Bewertung profitieren können.

2 Formale, mathematische Methoden der Bewertung und Modellierung

In Ökobilanzen wird auf eine paradigmatische Art eine Verbindung zwischen der formal-mathematischen Beschreibung einer systemaren Struktur (mathematisches Modell) und der auf eine einfache hierarchische Struktur bezogenen Beschreibung eines Prozesses (Bewertung) hergestellt. Auf der einen Seite kann die Ökobilanz als Kombination der Modellierung eines Prozesssystems und der Bewertung der Modellergebnisse (hier: der Vektor der Interventionen, also die berechneten Umweltauswirkungen) angesehen werden (s. Abb. 1, vgl. (Tietje, 1997)). Auf der anderen Seite zeigt sich, dass diese Charakterisierung nur die formal-mathematische Beschreibung der Methode Ökobilanz darstellt. Dabei bleibt der zeitliche Ablauf unberücksichtigt. Die zeitliche Dimension offenbart sich in der Beschreibung der Prozesse a) der Erstellung der Ökobilanzmethode, b) der Anwendung (Erstellung einer Ökobilanz), c) der Darstellung (Präsentation einer Ökobilanz) und d) deren Rezeption (Aufnahme, Wahrnehmung). Bei diesen verschiedenen, teilweise parallel laufenden Prozessen spielen kognitive Elemente eine herausragende Rolle. Betrachtet man in der einen Dimension verschiedene formale Strukturmodelle, dann stehen die verschiedenen prozessualen Aspekte in einer anderen, zeitlichen Dimension orthogonal dazu. Vergleicht man den Prozess einer Bewertung mit einem Videofilm, dann repräsentiert die hierarchische Bewertungsstruktur ein Standbild aus diesem Videofilm.

Im Rahmen der linearen multiattributiven Nutzentheorie kann häufig ein sehr einfaches mathematisches Modell angewendet werden, um aus den einzelnen Eigenschaften der Alternativen, aus der Einschätzung des mit ihren Eigenschaften verbundenen Nutzens und aus deren Gewichtung für jede Alternative einen Gesamtnutzen zu berechnen:

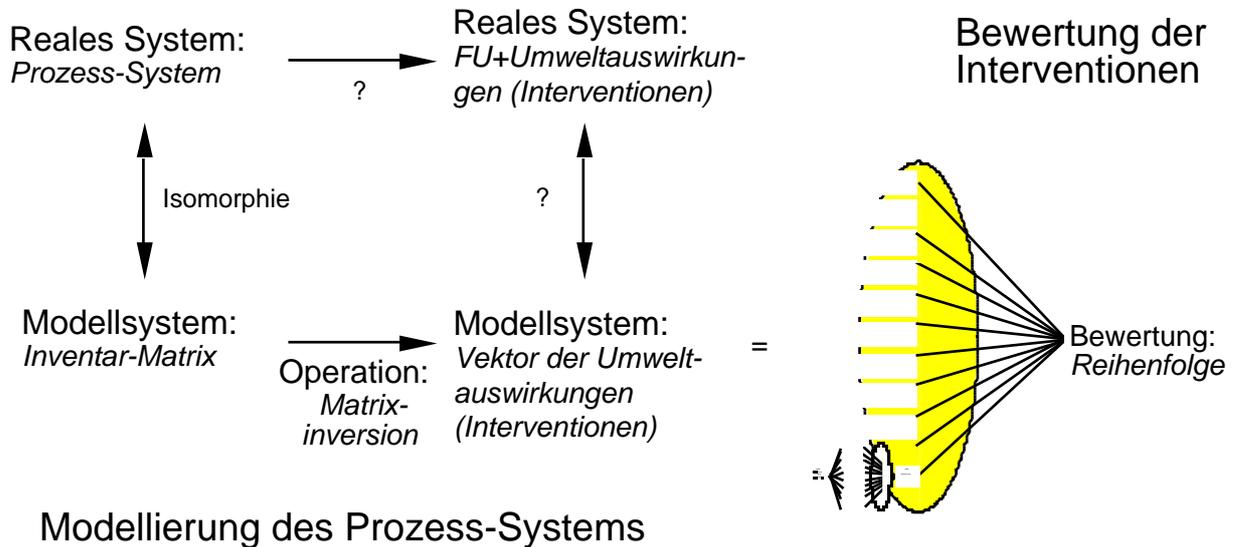
$$U_g(A_i) = \sum_{j=1}^m w_j u_j(C_j(A_i))$$

(Gesamtnutzen U_g , Alternativen $A=(A_1, \dots, A_i, \dots, A_n)$, Kriterien $C=(C_1, \dots, C_j, \dots, C_m)$, Nutzenfunktionen $U=(u_1, \dots, u_j, \dots, u_m)$, Gewichte $W=(w_1, \dots, w_j, \dots, w_m)$). Andere Strukturmodelle - wie etwa bei nichtlinearen Nutzenverfahren (Fishburn, 1988) oder Outranking Verfahren (Vincke, 1992) - sind möglich und können prinzipiell an diese Stelle treten, wenn entsprechende Argumente dies nahelegen. Die Linearität der Ökobilanz scheint mir nicht dafür zu sprechen. Die weitaus grösseren Schwierigkeiten bestehen darin, im Bewertungsprozess

- das System zu abzugrenzen und zu definieren,
- die Kriterien festzulegen,

9. Diskussionsforum Ökobilanzen

- den Nutzen, den der Bewertende aus dem einzelnen Kriterien ziehen kann, zu spezifizieren, und
- die Gewichtung der Kriterien, also die gegenseitige Abwägung der verschiedenen Nutzen gegeneinander, zu bestimmen.



Modellierung des Prozess-Systems

Abb.1: Ökobilanz als Kombination der Modellierung eines Prozesssystems und der Bewertung der Interventionen (Umweltauswirkungen).

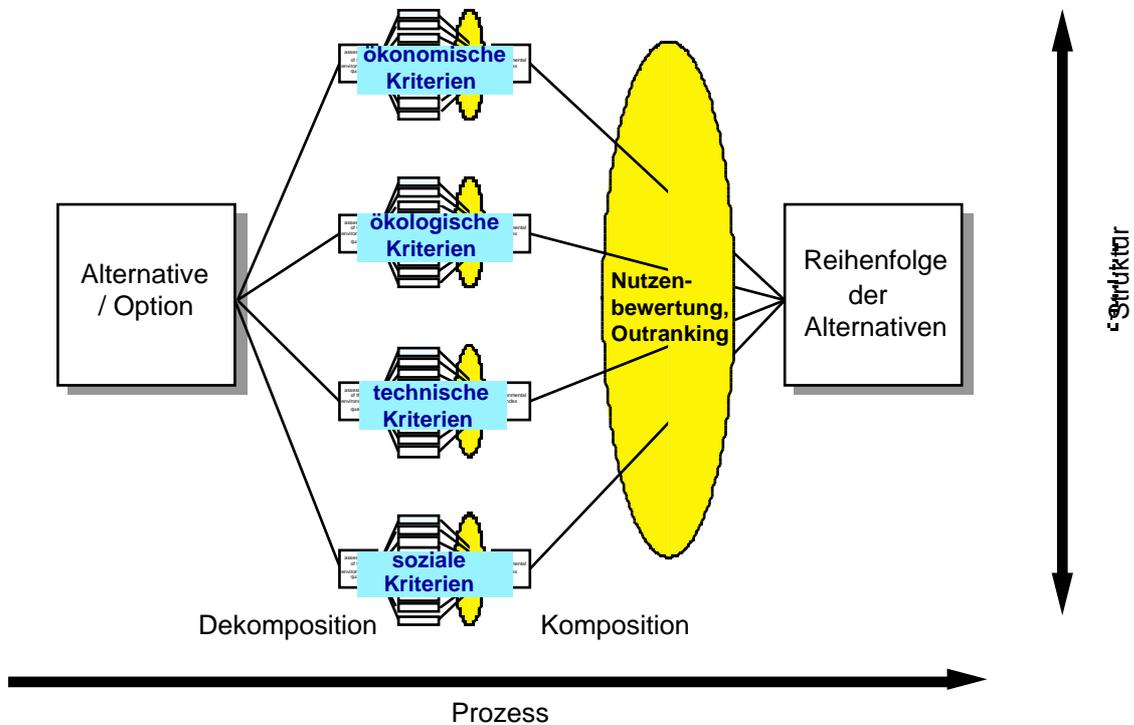


Abb.2: Prozess und Struktur von Bewertungen.

Hier ist die unterschiedliche Sprachregelung der beiden wissenschaftlichen Gemeinschaften zu beachten - Ökobilanzierer auf der einen Seite und Entscheidungstheoretiker auf der anderen Seite. In einer Ökobilanz werden im allgemeinen verschiedene 'Schritte' definiert (z. B. Zieldefinition und Systemabgrenzung, Inventar, Klassifizierung, Normalisierung, Bewertung). Diese Abfolge ist jedoch kein Prozess im folgenden Sinne: Innerhalb der Entscheidungsanalyse bilden diese Schritte jedoch unterschiedliche Ebenen der hierarchischen Bewertungsstruktur. Tabelle 1 zeigt die hierarchischen Ebenen der Ökobilanz als multikriterieller Bewertung.

<ul style="list-style-type: none"> • Ebene: Beste Alternative (Hauptziel) • Ebene: Schäden an Schutzgütern (Unterziele) • Ebene: Wirkungen der Umweltauswirkungen (Unter-Unterziele) • Ebene: Umweltauswirkungen (Kriterien)
--

Tab. 1: Hierarchische Bewertungsebenen der Ökobilanz.

Den Denkprozess 'Bewerten' versucht Abb. 3 zu erläutern. Nach der Angabe des Rahmens (Entscheidungssituation), der Richtung (Zieldefinition) und der Methode der Untersuchung (Empirie) müssen die Teile der Bewertungsstruktur durchgegangen werden, um die verschiedenen Alternativen gegeneinander abzuwägen. Die Basis bildet die Systemdefinition (Abgrenzung, Systemgrenze, Abb.3 Umweltsystem).

- Der erste Prozessschritt besteht darin, sich zu überlegen, welche Variablen (Zustandsvariablen) das System charakterisieren. Hierbei sollte die Vollständigkeit über der möglichen Vernachlässigung unwichtiger Details stehen. In der Ökobilanz stehen hier die Festlegung der Prozesse, die im Inventar berücksichtigt werden müssen, aber auch die Umweltauswirkungen, die in die Bewertung einfließen sollen. Eine Hilfe bietet die Klassifikation der Umweltauswirkungen (Effekte, Wirkungen). Als Ergebnis (Produkt) erhalten wir eine Aufstellung der Zustandsvariablen, die das zu bewertende System charakterisieren (Abb 3 natürlicher Massstab).
- Der zweite Prozessschritt besteht darin, sich zu überlegen, welche der Systemcharakteristika wie in die Bewertung einfließen (Festlegen der Bewertungsvariablen). Dies ist eine Verfeinerung, Rekapitulation des ersten Schritts. Das Produkt ist eine Liste von Bewertungsvariablen, deren Skala (Messskala, Einheiten, Bezugsgrößen) und deren Nutzenfunktionen (also der Angabe, welche Ausprägungen im Sinne des Bewertenden positiv oder negativ zu bewerten sind). In der Ökobilanz ist dies der Vektor der Interventionen (Umweltauswirkungen, s. Abb. 1 und Abb. 3 Skala der Einzelnutzen).
- Der dritte Prozessschritt besteht in der gegenseitigen Abwägung der Kriterien (Gewichtung) und Zusammenführung (Komposition) der Einzelbewertungen. In der Ökobilanz - wie auch in anderen Fällen, in denen eine Hierarchie von Bewertungskriterien gegeben ist - findet dieser Schritt auf mehreren Ebenen der Bewertungsstruktur statt (Abb 3 globale Nutzenskala).

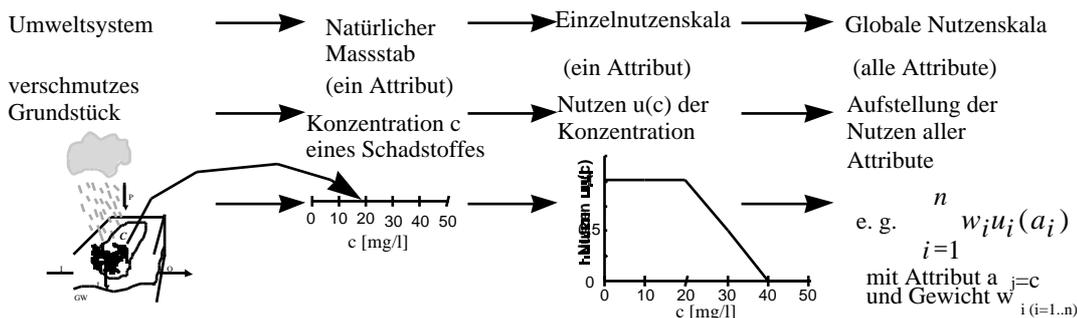


Abb. 3: Für die Aufstellung des gesamten Nutzens einer Alternative werden vier Schritte benötigt. Der Ausgangspunkt ist der Fall, z.B. ein Umweltsystem. Hieraus werden bestimmte Variablen, die für die Bewertung massgeblich sind, ausgewählt. Dann wird der Nutzen der ausgewählten Variablen bestimmt. Zuletzt müssen die verschiedenen Nutzenwerte aufsummiert werden (verändert aus von Winterfeldt and Edwards (1986)).

Natürlich lassen sich auch andere Konzeptionen des Bewertungsprozesses denken. Die vorgeschlagene Konzeption bezieht sich auf Umweltbewertungen, sieht die Bewertung als notwendige Ergänzung systemtheoretischer Überlegungen, beinhaltet als Zwischenprodukte des Denkprozesses wesentliche Elemente der Bewertung, gibt einen zeitlichen Ablauf vor, der vorwärts und rückwärts durchlaufen werden kann und ist kompatibel mit Konzepten der Entscheidungstheorie (von Winterfeldt and Edwards, 1986) und der Fallstudie (Linsenmodell, Scholz and Tietje, 1996).

- Ich hoffe, es wurde deutlich, dass das rationale Bewerten
- vom (hier als statisch vorausgesetzten) Grund- und Zielwissen abhängt,
- eine Bewertungsstruktur aufbaut bzw. sich an ihr orientiert

und dennoch grundverschieden von der statischen Bewertungsstruktur eine spezielle Art des Denkens, einen Prozess darstellt.

Das dargestellte Bewerten ist natürlich Teil eines Umweltmanagements, das einen Regelkreis bildet, in dem Zielvorgaben dem Bewerten voran stehen und die Resultatimplementation folgt. Es bildet aber eine eigene Einheit, nicht nur für die Erstellung von Bewertungen (z. B. Ökobilanzen), sondern auch für die Anwendung, Präsentation und Rezeption.

Die dargestellten Prozesse hängen stark von der Situation ab. Das bedeutet, nicht nur das Ensemble der Kriterien, das für die Bewertung angegeben wird, unterscheidet sich, je nachdem welche situative Rahmung vorgelegen hat, auch die Skala der Kriterien (z. B. vor oder nach einer Normalisierung), die implizierten Nutzenfunktionen und die Gewichtungen. Beispielsweise sind andere Ergebnisse der Panel-Befragung zu erwarten, wenn die Erhebung der Daten nicht, wie Thomas Mettier es gemacht hat, mit einem Fragebogen, sondern in einer Gruppendiskussion oder mit anderen Ansätzen durchgeführt wird.

Als Schritte einer Bewertung mit multiattributiven Nutzenverfahren können angegeben werden:

- Beschreibung der Entscheidungssituation (System, Personen und Alternativen)
- Ziele der MAUT Anwendung.
- Empirische Untersuchung der Bewertungen.
- Hierarchie der Attribute.

- Die Alternativen-Attribute-Matrix.
- Nutzenfunktionen.
- Gewichtung.
- Komposition.
- Evaluation und Diskussion.

Bitte beachten Sie, dass in Ökobilanzen im allgemeinen die Beschreibung der Entscheidungssituation und der empirischen Untersuchung der Bewertungen fehlen, weil sie nicht als zentral bzw. als selbstverständlich angesehen werden. Die Zieldefinition, die Hierarchie der Attribute, die Alternativen-Attribute-Matrix, die Nutzenfunktionen, die Gewichtungen, die Berechnungsregeln und die Evaluation und Diskussion (‘Verbesserungsanalyse’, ‘Interpretation’) lassen sich in den Ökobilanzen finden. Von Ökobilanzierern wird dabei der Jargon der Entscheidungstheorie zwar nicht verwendet, aber die angesprochenen Elemente einer Ökobilanz lassen sich in dieser ‘Sprache’ formulieren.

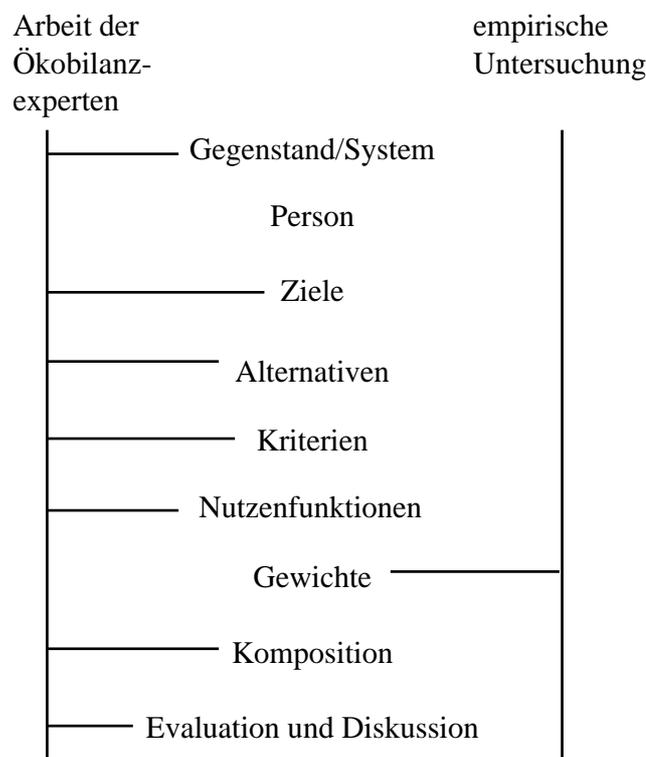


Abb.4: Elemente der Ökobilanz als multikriterielle Bewertung und Zuordnung, ob sie durch Experten oder Befragte determiniert sind.

Bei einer multikriteriellen Bewertung muss am Anfang festgelegt werden, welche Elemente der Bewertung durch die Arbeitsgruppe festgelegt werden und welche Elemente Gegenstand empirischer Untersuchungen werden. In vielen Fällen möchte man Unterstützung für eine eigene Entscheidung haben. Für Umweltbewertungen allgemein und für Ökobilanzierungen im besonderen sollen verstärkt die subjektiven Bewertungen von bestimmten Gruppen erhoben werden. Abb.4 gibt eine Übersicht darüber, welche Teile einer Ökobilanz von Experten erstellt werden und welcher (kleine) Teil Gegenstand der zu diesem Forum durchgeführten Befragung war. Hier kommt hinzu, dass die Gruppe der Befragten selbst wiederum aus Ökobilanzexperten

besteht. Die personenbezogenen Charakteristika der Entscheidungssituation werden in Ökobilanzen im allgemeinen nicht angegeben bzw. untersucht.

3 Kann die Ökobilanz von der Theorie der multikriteriellen Bewertung profitieren?

Neben den bisher aufgezeigten Unterschieden und Gemeinsamkeiten gibt es eine Reihe von Überschneidungen, die hier nicht abschliessend dargestellt werden können. Eine Ökobilanz - und das ist der Grund für das Engagement vieler Ökobilanzierer - ist zielorientiert und nicht primär unparteiisch. Es geht natürlich darum, Umweltaspekte bei betrieblichen oder behördlichen Entscheidungen zu betonen. Auch die Anwender haben eher eine positive Einstellung zur Erhaltung der Umwelt. Eine Ökobilanz kann also nicht zur Gesamtbewertung verschiedener Alternativen dienen. Andere, zusätzliche (z. B. ökonomische und soziale) Aspekte müssten dazu einbezogen werden. Andersherum formuliert: Eine Ökobilanz ist nur eine Teilbewertung, und das auch mit dem Ziel der Betonung dieses Teils.

Formal kann eine Ökobilanz als multikriterielles Entscheidungsproblem dargestellt werden. Für das lineare Instrument Ökobilanz reicht es dabei, die Berechnungsschritte als verschiedene hierarchische Ebenen der Bewertungskriterien aufzufassen. Eine solche Darstellung könnte vielleicht sogar helfen, die aktuellen Diskussionen über den Bewertungsschritt weiter voranzutreiben.

In Bezug auf den Umgang mit den Personen, deren Bewertungen (Bewertungsprozesse) in die Ökobilanz einbezogen werden sollen, kann die multikriterielle Bewertung und die dahinter stehende Theorie und Erfahrung einen Beitrag zum Bewertungsproblem in Ökobilanzen leisten. Hier liegen eine Reihe von Untersuchungen über die Erhebung vor (von Winterfeldt and Edwards, 1986). Natürlich ist deren Übersetzung in die Sprache der Ökobilanz nicht einfach.

Beschreibt man bei der Ökobilanz Prozess, Methode und Vorgehen wie als Teil der multikriteriellen Bewertung und Entscheidung, so ergeben sich neue Aspekte:

- Die bei der Entwicklung, Anwendung, Präsentation und Perzeption von Ökobilanzen auftretenden Bewertungsprozesse wurden bisher kaum bearbeitet.
- Im Konzept der Ökobilanzierung wurde die persönliche Entscheidungssituation bisher nicht berücksichtigt, daher gibt es bisher kein letztlich überzeugendes Konzept, wie Werturteile (von einzelnen Akteuren, von der Gesellschaft) in das *Expertenmodell Ökobilanz* einbezogen werden können.
- Es sind Möglichkeiten vorhanden für den stärkeren Einbezug empirischer Untersuchungen (bisher wurde schwerpunktmässig die Gewichtung versucht).
- Das formale Modell multikriterieller Bewertung ist 'kompatibel' mit dem linearen Instrument Ökobilanz.

Meines Erachtens ist der marginale Nutzengewinn, den die Ökobilanz durch die Anwendung der multiattributiven Nutzentheorie erhalten kann, relativ klein, weil die Methodik der Ökobilanz bereits weit entwickelt ist. Man darf also keine Revolution erwarten. Aber für die Diskussion einzelner Probleme kann eine neue Perspektive befruchtend wirken.

Eine generische Gewichtung von Schutzgütern halte ich für problematisch, weil es anzustreben ist, dass die methodischen Bewertungen (individuelle Setzungen) möglichst genau mit den

Wertvorstellungen der Betroffenen übereinstimmen. Diese Wertvorstellungen ändern sich jedoch relativ schnell, sind individuell verschieden und werden von der situativen Rahmung beeinflusst. Eine schematische Übernahme von Gewichtungen in ein Softwareprogramm scheint mir ebenso problematisch, auch wenn der Anwender die Möglichkeit hat, eigene Gewichtungen einzugeben und wenn er bei der Bestimmung dieser Gewichtungen angeleitet wird. Eine mögliche Entwicklung könnte sein, dass - möglicherweise als Erweiterung der Anwendung der Kulturtheorie (Hofstetter, 1998) - Gewichtungstypen entwickelt werden, die laufend empirisch überprüft werden.

Der Vergleich von ökologischen Bewertungen in Ökobilanzen und multikriteriellen Bewertungen zeigt, dass als Ziel ein bewussteres Bewerten erreicht werden kann. Eine 'Objektivierung' im Sinne von Vermeidung von subjektiven Wertsetzungen scheint keine dauerhafte Lösung. Vielmehr sollte der Einbezug bewusster willkürlicher Urteile (Präferenzen, Wertsetzungen) methodisch abgesichert werden. Ein schönes Ziel wäre eine 'Objektivierung' (im eingangs genannten Sinne) durch Konsens.

Die Arbeitsgruppe *Methoden der Umweltbewertung und Modellierung* (Methods of Environmental Evaluation and Modeling, MEEM, <http://www.uns.umnw.ethz.ch/uns/research/meem/index.html>) an der Professur für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS) beschäftigt sich mit den Interdependenzen und gegenseitigen Implikationen von mathematischen Strukturmodellen und darauf basierenden Prozessen der Beurteilung und Bewertung.

Literatur

- BUWAL, 1998. Ökobilanzen. Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Ökofaktoren 1997. Schriftenreihe Umwelt, 297. BUWAL, Bern, 107 pp.
- Fishburn, P.C., 1988. Nonlinear preference and utility theory. Johns Hopkins Series in the Mathematical Sciences, 5. Johns Hopkins, Baltimore, 259 pp.
- Goedkoop, M., 1995. The Eco-Indicator 95. Nat. Reuse of Waste Research Programm, Amersfoort, 85 pp.
- Hofstetter, P., 1998. Perspectives in Life-Cycle Impact Assessment. A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere, and Valuesphere, Kluwer Academic Publishers, Boston
- Hofstetter, P. und Braunschweig, A., 1994. Bewertungsmethoden in Ökobilanzen - ein Überblick. GAIA, 3(4): 227-235.
- ISO, 1997. Environmental Management - Life Cycle Assessment - *Life Cycle Impact Assessment*. International Standardization Organization, TC207/SC 5 N97 CD 14042.1.
- Nothbaum, N., Scholz, R.W. und May, T.W., 1994. Probenplanung und Datenanalyse bei kontaminierten Böden. Schadstoffe und Umwelt, 13. Erich Schmidt, Berlin, 164 pp.
- Scholz, R.W. und Tietje, O., 1996. Methoden der Fallstudie. In: R.W. Scholz, S. Bösch, T. Koller, H.A. Mieg and J. Stünzi (Editors), Industriearial Sulzer-Escher Wyss. Umwelt und Bauen: Wertschoepfung durch Umnutzung. vdf, Zürich, pp. 31-70.
- Tietje, O., 1997. Unsicherheiten bei der Bewertung von Umweltauswirkungen. In: C. Pohl and M. Ros (Editors), 3. Diskussionforum Ökobilanzen: Unsicherheit und Ungenauigkeit in ökologischen Bewertungen, ETH Zürich.
- Vincke, P., 1992. Multicriteria decision-aid. Wiley, Chichester.
- von Winterfeldt, V. und Edwards, W., 1986. Decision analysis and behavioral research. Cambridge University Press, New York, 604 pp.

ADRIAN SCHEIDEGGER, INFRAS

Der Umgang mit politischen Zielwerten - Erfahrungen aus der Überarbeitung der Methode der ökologischen Knappheit

In: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (Hrsg.): Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999), 29-33

1. Grundlagen

Ziel der Methode der ökologischen Knappheit ist es, unterschiedliche Umwelteinflüsse zu bewerten und damit vergleichbar zu machen. Zu diesem Zweck werden den Umwelteinflüssen Ökofaktoren zugeordnet. Die Methode wurde Ende der 80er Jahre von S. Ahbe, A. Braunschweig und R. Müller-Wenk entwickelt und in der Schriftenreihe des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL; [SRU 133]) publiziert. Die Methode wurde von einem breiten Kreis in der Ökobilanzierung von Produkten, Prozessen und Unternehmen angewendet.

Mitte der 90er Jahre zeigte es sich, dass die Ökofaktoren nicht mehr in allen Teilen befriedigen konnten. Der Zustand der Umwelt hatte sich geändert. Neue Umweltprobleme waren vermehrt ins Bewusstsein der Öffentlichkeit gerückt. Es bestand daher das Bedürfnis, die alten Gewichtungsfaktoren zu aktualisieren und neue Faktoren zu entwickeln. Die Vereinigung für ökologisch bewusste Unternehmensführung ÖBU initialisierte deshalb eine Aktualisierung, welche vom BUWAL, von der ÖBU und von interessierten Mitgliedfirmen finanziert und begleitet wurde¹. Die Bearbeitung erfolgte durch INFRAS. Die Aktualisierung wurde wiederum in der Schriftenreihe Umwelt des BUWAL publiziert [SRU 297].

2. Zur Methode

Die Methode der ökologischen Knappheit ist im Sinne von [SETAC 1996] eine "Distance-to-Target"-Methode. Sie vergleicht damit aktuelle Belastungen mit maximal zulässigen Belastungen und ergibt standardisierte, allgemein anwendbare Gewichtungen. Anders als andere Methoden basiert die Bewertung nicht auf wissenschaftlichen, sondern auf politischen Zielsetzungen. Konkret gewichtet die Methode anhand der Zielsetzungen der schweizerischen Umweltpolitik. Dies wird wie folgt begründet:

Eine objektive Antwort auf die Frage "wieviel Stickoxide dürfen wir in der Schweiz jährlich emittieren" kann es nicht geben. Jede Antwort auf diese Frage beinhaltet Werturteile.

Politische Zielsetzungen sind das Ergebnis der Interaktion wissenschaftlicher Erkenntnis und gesellschaftlicher Normenbildung. Sie führen damit verschiedene wissenschaftliche Erkenntnisse und Interpretationen zusammen und sind zumindest teilweise demokratisch legitimiert.

Die Verwendung politischer Zielsetzungen ist deshalb ein Versuch, gesellschaftliche Präferenzen abzubilden.

¹ Mitglieder der Begleitgruppe: Arthur Braunschweig, ÖBU (Leitung); Peter Bär, Migros Genossenschafts-Bund; Christoph Rentsch, BUWAL; Leo Schmid, Coop Schweiz; Georg Wüest, Geberit International AG.

Die konkrete Berechnung des Ökofaktors basiert für alle Stoffe auf zwei Grössen, auf der aktuellen Belastung (aktueller Fluss F) und der kritischen Belastung (kritischer Fluss F_k; basierend auf politischen Zielsetzungen).

Im Falle der Emission eines Stoffes entspricht der aktuelle Fluss der im Bezugsjahr gesamtschweizerisch emittierten Menge. Der kritische Fluss entspricht der im gleichen Zeitraum für das Ökosystem verträglichen Menge.

Aus diesen beiden Grössen kann nun der Ökofaktor berechnet werden.

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1 \text{ UBP}}{F_k} \times \frac{F}{F_k} \times c$$

UBP = Umweltbelastungspunkt
c = 10¹²/a

Im Rahmen der Aktualisierung wurden die aktuellen und die kritischen Flüsse für die ausgewählten Substanzen neu bestimmt.

3. Schwierigkeiten bei der Bestimmung des kritischen Flusses

Grundlage der aktuellen schweizerischen Umweltpolitik (und damit für die Ableitung kritischer Flüsse) ist der Verfassungsartikel zum Umweltschutz (Art 24^{septies}). Dieser ist durch die Volksabstimmung vom 6. Juni 1971 demokratisch legitimiert und ist damit ein direkter Ausdruck der (damaligen) gesellschaftlichen Präferenzen im Bereich Umweltschutz:

Bundesverfassung Art. 24^{septies}:

“Der Bund erlässt Vorschriften über den Schutz des Menschen und seiner natürlichen Umwelt gegen schädliche und lästige Einwirkungen. Er bekämpft insbesondere die Luftverunreinigung und den Lärm.”

Der Verfassungsartikel wird auf Gesetzesstufe (Umweltschutzgesetz, Gewässerschutzgesetz) konkretisiert, beispielsweise im Artikel 14 des Umweltschutzgesetzes:

Umweltschutzgesetz Art 14 (Immissionsgrenzwerte):

Die Immissionsgrenzwerte für Luftverunreinigungen sind so festzulegen, dass nach dem Stand der Wissenschaft oder der Erfahrung Immissionen unterhalb dieser Werte

- Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume nicht gefährden*
- die Bevölkerung in ihrem Wohlbefinden nicht erheblich stören*
- Bauwerke nicht beschädigen*
- die Fruchtbarkeit des Bodens, die Vegetation und die Gewässer nicht beeinträchtigen*

Die kritischen Flüsse lassen sich in den meisten Fällen nicht direkt aus dem Verfassungsartikel oder aus den Gesetzestexten ableiten. Weitere Schritte sind nötig: Verfassung und Gesetze werden

in Verordnungen oder politischen Absichtserklärungen weiter konkretisiert (ohne zusätzliche demokratische Legitimierung). Aus diesen werden die kritischen Flüsse abgeleitet. Dabei sollen die politische Ziele und damit die gesamtgesellschaftlichen Prioritäten möglichst adäquat abgebildet werden. Einige der Schwierigkeiten, die sich dabei ergeben können, werden nachfolgend an Beispielen erläutert.

a) **Ökofaktor für Stickoxide (NO_x)**

Die NO_x-Emissionen in der Schweiz stiegen zwischen 1950 und 1985 von 31'300 t/a auf 179'000 t/a an. Seit 1985 sind die Emissionen rückläufig; 1995 beliefen sie sich auf 136'000 Tonnen. Für die Festlegung des kritischen Flusses ergeben sich mehrere Möglichkeiten:

Luftreinhaltekonzept

Das Luftreinhaltekonzept des Bundes setzte im Jahr 1986 als Minimalziel eine Emissionsreduktion von NO_x auf den Stand von 1960 fest. Dies entspricht einem kritischen Fluss von 64'000 t/a. Damit ergäbe sich ein Ökofaktor von 33 UBP/g NO_x.

Deklaration von Graz

Deutlich weiter geht die von den für Umweltfragen zuständigen Ministerinnen und Minister Deutschlands, Liechtensteins, der Schweiz und Österreichs am 23. August 1993 in Graz verabschiedete Deklaration mit dem Ziel, die NO_x-Emissionen gegenüber dem Stand der 80er Jahre um 70% bis 80% zu senken. Dies entspricht einem kritischen Fluss von 45'000 t/a, was einem Ökofaktor von 67 UBP/g NO_x entspräche.

Luftreinhalteverordnung

In der Luftreinhalteverordnung des Bundes sind Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid (NO₂) und für Ozon (O₃) festgeschrieben. Stickoxide sind wichtige Vorläufersubstanzen für die Bildung von Ozon. Zur Einhaltung des Immissionsgrenzwertes von Ozon müssten die NO_x-Emissionen auf rund 45'000 t/a gesenkt werden. Diese Emission entspricht damit dem kritischen Fluss für NO_x. Damit ergäbe sich ein Ökofaktor von 67 UBP/g NO_x.

Es wird damit deutlich, dass der Ökofaktor nicht in jedem Fall eindeutig zu bestimmen ist und dass er zudem sehr sensitiv auf Veränderungen des kritischen Flusses reagiert. Die Bestimmung der kritischen Flüsse erfolgte deshalb in enger Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Dabei wurde vereinbart, wo immer möglich immissionsseitige Zielsetzungen als Grundlage zu verwenden. Dies mit dem Ziel, die Schutzziele für Mensch und Umwelt möglichst direkt abzubilden und für alle betrachteten Stoffe einen einheitlichen Massstab anzuwenden.

b) **Ökofaktor für Kohlendioxid (CO₂)**

Auch für Kohlendioxid existieren unterschiedliche Zielsetzungen und politische Absichtserklärungen:

Klimakonvention:

Die Schweiz hat am 12. Juni 1992 das Rahmenabkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen unterzeichnet und am 10. Dezember 1993 ratifiziert. Das Ziel der Konvention besteht darin, "... die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird". Dies entspricht einem kritischen Fluss von 15 Mio. t CO₂/a und damit einem Ökofaktor von 0.2 UBP / g CO₂.

CO₂-Gesetz

Das Gesetz legt quantifizierbare Reduktionsziele für das Jahr 2010 gegenüber 1990 fest.

Gesamthafte Reduktion: -10%

Brennstoffe: -15%

Treibstoffe: -5%

Dies entspricht einem kritischen Fluss von 40.5 Mio. t CO₂/a und damit einem Ökofaktor von 0.03 UBP / g CO₂.

Auch hier wurde nach intensiven Diskussionen in der Begleitgruppe und mit dem BUWAL beschlossen, das immissionsseitige Ziel der Klimakonvention als Basis für die Festlegung des kritischen Flusses zu verwenden. Dabei stellt sich erneut das Problem der "Übersetzung" der Ziele der Klimakonvention in einen kritischen Fluss. Im vorliegenden Fall wurde auf die Einschätzungen des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) abgestützt und zudem das Gleichverteilungsprinzip berücksichtigt (jeder Mensch auf der Erde hat das gleiche Recht, Kohlendioxid auszustossen).

4. Folgerungen

Die Verwendung politischer Zielwerte in der Methode der ökologischen Knappheit hat das Ziel, gesellschaftliche Präferenzen abzubilden. Die Erfahrungen der Aktualisierung der Ökofaktoren zeigen, dass bei der Ableitung der kritischen Flüsse und damit der Ökofaktoren aus politischen Zielsetzungen verschiedene Stufen zu unterscheiden sind (vgl. Abbildung 1). Auf jeder Stufe ergeben sich spezifische Probleme:

Konkretisierung der politischen Ziele in Verordnungen etc:

Die Umsetzung der politischen Ziele erfolgt beispielsweise durch die Festlegung von Immissionsgrenzwerten in Verordnungen. Diese Festlegung erfolgt "gemäss dem Stand der Wissenschaft oder der Erfahrung" (Umweltschutzgesetz, Art. 14). Im Falle von politischen Absichtserklärungen können die aktuellen gesellschaftlichen und politischen Prioritäten, die wirtschaftliche Tragbarkeit sowie die technische Machbarkeit die konkrete Ausgestaltung beeinflussen. Zudem kann es vorkommen, dass für ein und denselben Stoff verschiedene konkrete Zielvorgaben existieren.

Ableitung des kritischen Flusses:

Basis für die Ableitung des kritischen Flusses sind zumeist immissionsseitige Zielsetzungen (z.B. Konzentration von Ozon in der Luft). Die Umrechnung von immissionsseitigen Zielsetzungen in maximal zulässige Emissionen (in Tonnen pro Jahr) bereitet oft Schwierigkeiten und erfordert eine Reihe zusätzlicher Annahmen (z.B. zu Import/Export-Bilanzen). Zudem besteht hier ein Interpretationsspielraum der Bearbeitenden.

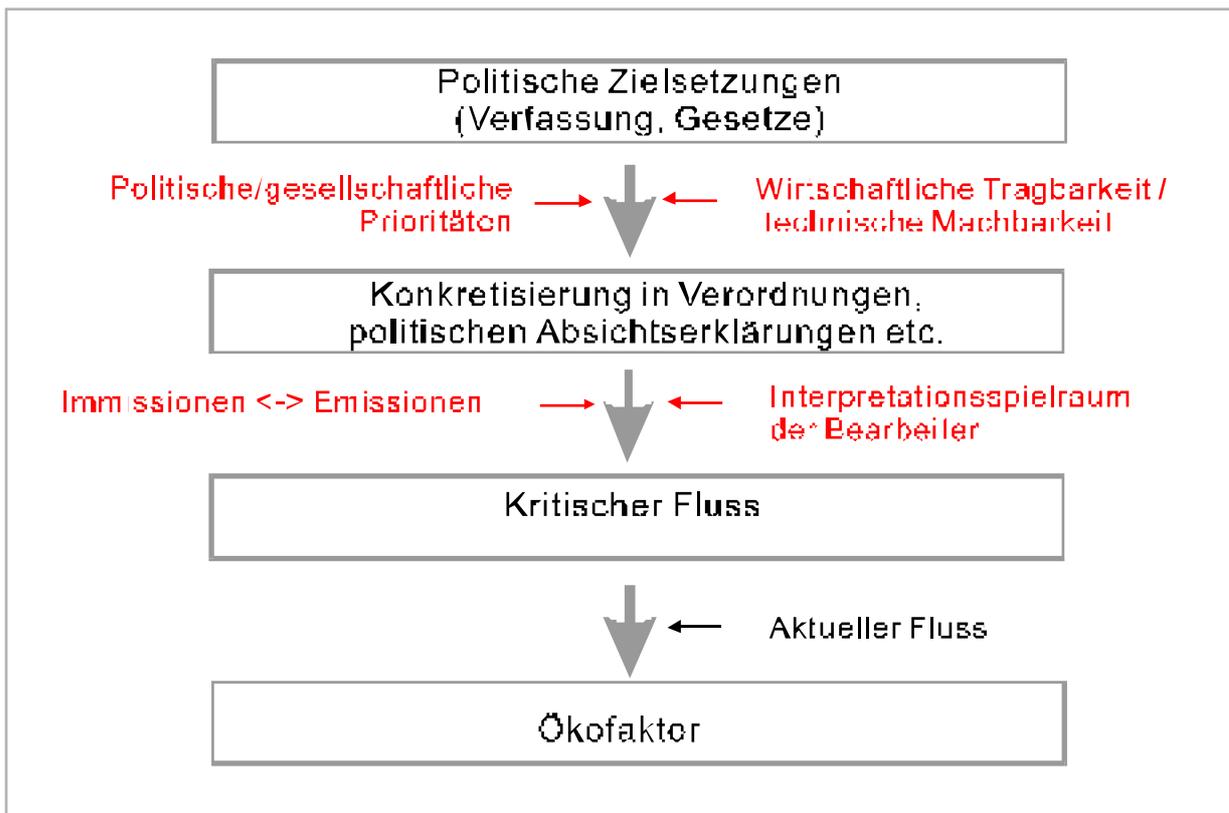


Abb.1: Ableitung des Ökofaktors aus politischen Zielsetzungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die erarbeiteten Ökofaktoren die gesellschaftliche und politische Wahrnehmung der Schädlichkeit und Lästigkeit der betrachteten Substanzen widerspiegeln. Dies unter Berücksichtigung

- der wissenschaftlichen Grundlagen,
- der aktuellen Belastung,
- der wirtschaftlichen Tragbarkeit und der technischen Machbarkeit von Reduktionsmassnahmen sowie
- des Interpretationsspielraumes der Bearbeitenden.

Der Interpretationsspielraum der Bearbeitenden wurde dabei durch die ausführliche Diskussion der relevanten Fragen in der Begleitgruppe und mit dem BUWAL eingeschränkt.

Literatur

- | | |
|------------|---|
| SRU 133 | Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 133, Bern 1990. |
| SRU 297 | Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Ökofaktoren 1997. Schriftenreihe Umwelt Nr. 297, Bern 1998. |
| SETAC 1996 | H. A. Udo de Haes (Ed.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, SETAC Brussels (B) 1996. |

SUSANNE KYTZIA, IRMI SEIDL

Monetarisierung - ein Weg für die vergleichende Bewertung von Umweltschäden?

In: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (Hrsg.): Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999), 34-43

Die monetäre Bewertung von Umweltschäden (Monetarisierung) dient dazu, einer Umwelteinwirkung (z.B. der Emissionsmenge eines chemischen Elementes oder einer chemischen Verbindung) einen Geldwert zuzuordnen. Die Höhe des errechneten Geldwertes gilt als Ausdruck des Schadens, welcher der Gesellschaft durch diese Emissionsmenge zugefügt wird. Dieses Schadensmass kann in unterschiedlichen Zusammenhängen verwandt werden. Die folgenden zwei Beispiele sollen mögliche Verwendungen illustrieren.

- *Die Realisierung des umweltökonomischen Instruments der Internalisierung externer Kosten setzt voraus, dass die Kosten der Umweltschäden bekannt sind, so dass diese auf den/die Schadenverursacher/in überwältzt werden können. In dem in Abbildung 1 dargestellten Beispiel hätte der/die Produzent/in bzw. Konsument/in von Produkt A zusätzlich zum Kaufpreis 4000,- sFr. zu zahlen; der/die Produzent/in bzw. Konsument/in von Produkt B hingegen 8000,- sFr.*
- *Im Kontext des Bewertungs-Schritts in der Ökobilanzierung kann der Geldwert als Ausdruck des relativen gesellschaftlichen Wertes von unterschiedlichen Umweltschäden interpretiert werden. Durch den einheitlichen Massstab Geld werden verschiedene Umweltschäden vergleichbar. In Abbildung 1 dargestellten Beispiel würde Produktion und Konsum einer Einheit von Produkt A die Umwelt doppelt so stark beeinträchtigen wie eine Einheit von Produkt B.*

Emissionen	Pdkt A	Pdkt B
CO ₂	2000,-	2000,-
NO _x	1000,-	2000,-
SO ₂	1000,-	4000,-
	4000,-	8000,-

Abb. 1: Beispiel

Im Beispiel der Internalisierung externer Kosten dient die Monetarisierung einer Korrektur des Marktmechanismus (beeinflusst die Allokationswirkung); im Beispiel der Ökobilanzierung hingegen zielt sie primär auf die Information der Marktteilnehmer/innen ab (Informationswirkung) und wirkt bestenfalls indirekt auf Marktentscheidungen.

Im folgenden Beitrag steht das Beispiel der Ökobilanzierung und damit die Informationswirkung der Monetarisierung im Vordergrund. Diese Sichtweise ist für eine/n Ökonom/in ungewohnt, da die Allokationswirkung eine wesentliche Eigenschaft des monetären Werts eines Gutes - seines Preis - darstellt. Auch unter praktischen Überlegungen sind die Informations- und Allokationswirkung der Monetarisierung von Umweltschäden kaum trennbar. Sobald Umweltschäden wissenschaftlich fundiert in Geldeinheiten ausgedrückt werden können, besteht ein Anreiz, diese Informationen für marktorientierte umweltpolitische Instrumente zu nutzen.

Vor dem Hintergrund dieser Überlegungen wird der folgende Beitrag in zwei Teile gegliedert. In einem ersten Teil wird die Monetarisierung von Umweltschäden allgemein dargestellt. Hierbei werden folgende Fragen diskutiert:

- Drückt der Preis den gesellschaftlichen Wert eines Gutes aus?
- Welche methodischen Ansätze zur Monetarisierung werden heute angewandt?

Der zweite Teil fokussiert auf die Anwendung der Monetarisierung im Rahmen der Ökobilanzierung. Es wird diskutiert, wie die Monetarisierung zur vergleichenden Bewertung von Umweltschäden eingesetzt werden kann.

I. Monetarisierung von Umweltschäden

1. Drückt der Preis den gesellschaftlichen Wert eines Gutes aus?

Zur Beantwortung dieser Frage werden folgende drei Aspekte diskutiert:

- a) Wesen des Preises
- b) Funktion des Preises
- c) Voraussetzungen und Implikationen der Bepreisung von Umweltschäden/Schutzgütern

a) Wesen des Preises

Aus der umfangreichen Diskussion über das Wesen des Preises (vgl. z.B. Schumpeter 1965) werden hier zwei Aspekte behandelt .

Zum einen drückt der (Markt-)Preis den Tauschwert eines Gutes aus. Adam Smith schrieb dazu in "Wealth of nations": "C'est en marchandant et en débattant *les prix de marché* qu'il s'établit, d'après cette grosse équité qui, sans être fort exact, l'est bien assez pour le train des affaires commune de la vie." (Smith 1976:63). Auf die Bewertung von Umweltschäden bezogen heisst dies: Umweltschäden werden durch den Vergleich mit Marktgütern bzw. deren Preise monetär bewertet. Die Wertschätzung für Umweltqualität wird in Mengen anderer Güter beurteilt und in Form des Preises dafür ausgedrückt. Dabei handelt es sich um grobe Vergleiche. Bezogen auf die Tauschgeschäfte, die Smith im Auge hatte, galten ihm die Vergleiche als gut genug für den Gang der allgemeinen Geschäfte des Lebens. Ob Smith auch Umweltschäden als solchermassen bewertbar angesehen hätte, muss offen bleiben - als sehr grobe Annäherung an die Wertschätzung hätte er Preise allemal betrachtet.

Ein zweites, späteres Verständnis von Preis ist jenes der Grenznutzen-Schule. Danach hängt der Wert vollständig vom Nutzen ab, den ein Gut stiftet, und der Preis ist lediglich Ausdruck des Nutzens der zuletzt konsumierten Einheit (Grenznutzen). Es wird nicht in Anspruch genommen, dass der Preis den gesamten Wert ausdrückt. Für die Bewertung von Umweltschäden über den Preis heisst dies, dass der Preis immer nur eine konservative Schätzung des Wertes ist. Der Preis spiegelt damit den gesamten Wert keineswegs wider.

b) Funktionen des Preises

Im allgemeinen werden dem Preis drei Funktionen zugeschrieben:

- Informationsfunktion. Der Preis informiert, wie knapp ein Gut ist. Damit vermag der Preis, Informationen über die Mengen von Angebot und Nachfrage zu ersetzen.
- Koordinationsfunktion. Der Preis koordiniert die Pläne der einzelnen Marktteilnehmer/innen. Letztere richten ihre Produktions- und Konsumtionspläne an den Preisen aus.
- Allokationsfunktion. Der Preis steuert Allokationsentscheidungen (Verwendung von Produktionsfaktoren und Einkommen) von Unternehmen und Haushalten. D.h. der Preis steuert, was mit welchen Produktionsfaktoren produziert wird und wofür Einkommen verwendet werden.

Wenn Ökonomen/innen von Preis und monetären Grössen sprechen, haben sie i.d.R. alle drei Funktionen im Auge. Sie betrachten Preise nicht nur als einen Massstab wie Ökopunkte oder Meter, der lediglich eine Information gibt. Vielmehr folgt - aufgrund der Tauschfunktion des Geldes - die Koordinations- und Allokationsfunktion des Preises unmittelbar. Der Preis hat also schwerlich alleine eine Informationsfunktion, seine Information wird immer auch die Pläne der Marktteilnehmer/innen koordinieren und entsprechend die Ressourcenverwendung lenken.

c) Voraussetzungen und Implikationen der Bepreisung von Umweltschäden/Schutzgütern

Bei der Monetarisierung von Umweltschäden/Schutzgütern wird davon ausgegangen, Preise drückten gesellschaftliche Werte aus. Zusätzlich geht man implizit von einer Reihe von Voraussetzungen aus. Die wichtigsten davon sowie die sich daraus ergebenden Implikationen werden im folgenden beschrieben und diskutiert.

Vergleich mit marktgängigen Waren

Eine Monetarisierung erfordert, die in Geldeinheiten zu bewertende Ressource (Natur) oder den Schaden mit auf dem Markt gehandelten und damit monetär bewerteten Gütern zu vergleichen. Eine Voraussetzung für diesen Vergleich ist, das Naturgut vom natürlichen Umsystem zu isolieren (analog zum Ziehen von Systemgrenzen bei der Ökobilanz, vgl. z.B. Kytzia 1995), um es so vergleichbar zu machen. Dieser Schritt mindert die Aussagekraft des identifizierten Preises insofern, als der Wert vieler ökologischer Güter und Leistungen von den funktionalen Beziehungen abhängt, die jedoch ausgeblendet werden. Dabei sind gerade die Komplexität und Integrität von Ökosystemen die Voraussetzung dafür, dass die bepreiste Ressource bzw. das Stück Natur überhaupt existiert. Die Bepreisung macht, wie Polanyi (1957) es nannte, die Natur zur "fiktiven Ware". Eine Folge daraus ist, dass zum ersten die physische Natur als eine Ansammlung einzelner Waren betrachtet wird, und zum zweiten, nur preisbedingte Interdependenzen gesehen werden. Die daraus abgeleiteten Gestaltungsempfehlungen müssen folglich fraglich bleiben.

Weiter impliziert eine monetäre Bewertung Substituierbarkeit und Handelbarkeit. Über den gemeinsamen Nenner Geld wird eine Relation zu allen anderen Marktgütern hergestellt. Diese werden substituierbar: Wenn ein Schaden in Geld ausgedrückt werden kann, dann ist dieser Schaden grundsätzlich durch Geld oder mit jedem anderen monetär bewerteten Gut gleichen Wertes kompensierbar. Denn der Nutzen, der sich im Geldwert ausgedrückt, ist der gleiche.

Danach kann jedes Gut - auch jedes knappe oder zerstörte - ersetzt werden. Diese Annahme kann zu falschen bzw. irreversiblen Gestaltungsentscheidungen führen.

Einfluss institutioneller Strukturen auf den Preis bzw. die ökonomische Wertbestimmung

Preise bzw. monetäre Bewertungen sind stark von institutionellen Strukturen wie Einkommenshöhe und -verteilung, Rechtssystem oder Wirtschaftspolitik beeinflusst. Damit geht der institutionelle Kontext über Marktpreise in monetäre Bewertungen von Naturgütern ein.

Den grossen Einfluss des Einkommens und seiner Verteilung auf Monetarisierungen zeigen Zahlungsbereitschaftsanalysen: Geringes Einkommen senkt die individuelle Zahlungsbereitschaft für ein Naturgut, hohes Einkommen hebt sie. Auch andere Wertberechnungsmethoden bilden solchen Einfluss ab.

Weitere Einflussfaktoren aus dem institutionellen Umfeld auf die Preis- bzw. Wertbestimmung sind beispielsweise die verwendeten Produktionstechnologien, staatliche Eingriffe wie Subventionierung oder Besteuerung, die Weltmarktpreisverhältnisse oder Machtstrukturen. An den Preisen lassen sich solche Einflüsse nicht ablesen. Damit kann das Bewerten von Naturgütern auf der Grundlage von Marktpreisen heissen, eine Bewertung auf ökologisch, sozial und ökonomisch bedenklichen Praktiken und Strukturen zu gründen.

Daraus lässt sich folgern, dass Preise bzw. Monetarisierungen durch den Einfluss institutioneller Strukturen verzerrt und damit ihr Abbild der gesellschaftlichen Wertschätzung getrübt ist.

Individuelle Nutzen als Massgabe für den Wert von Umweltschäden/Schutzgütern

Die Grenznutzentheorie erklärt den Preis als Ausdruck des Grenznutzens der zuletzt konsumierten Einheit und betrachtet den Nutzen als Abbild des Wertes. Danach lässt sich Wert über den Massstab "Nutzen" messen und vergleichen. Dieser Massstab (Nutzen, Geld) bricht die vielschichtigen Attribute vieler Güter auf einen Nenner (Nutzen) herunter. Jedoch ist beispielsweise ein ökologischer Schaden wie Asthma aufgrund von Luftverschmutzung deutlich differenzierter als die Qualifikation "Nutzenverlust" es ausdrückt. Georgescu-Roegen (1973:458) kritisierte die Grenznutzentheorie entsprechend: "The modern utility theory reduces all wants to one general abstract want called 'utility'. In line with this reduction, one need not say 'these people need more shoes'; instead; 'these people need more utility' should suffice." Auf das Beispiel Asthma bezogen hiesse es gemäss dieser Theorie, die Menschen brauchen mehr Nutzen - egal, wo dieser herkommt.

Diese Beispiele verdeutlichen, dass der Massstab Geld/Nutzen den vielschichtigen Attributen vieler (Umwelt-)Güter kaum gerecht werden kann (Inkongruenzproblem) und folglich auch die Funktionen des Preises unzulänglich erfüllt werden.

Als letztes Argument soll die Aggregation von Preisen/monetären Bewertungen zur gesellschaftlichen Präferenzordnung behandelt werden. Zum einen ist, wie Arrow (1951) aufzeigte, eine Aggregation individueller Präferenzen zur gesellschaftlichen Präferenzordnung formal-logisch inkonsistent (vgl. auch Rothschild 1993:73). Zum anderen decken sich individuelle, auf dem Markt geäusserte Präferenzen oft nicht mit gesellschaftsbezogenen Präferenzen eines Individuums. Denn auf gesellschaftlicher Ebene ergeben sich Bedürfnisse, deren Existenz Individuen nicht in ihrer eigenen Präferenzordnung berücksichtigen, weil sie sich z.B. erst durch die Gesamtheit individueller Präferenzen ergeben (Beispiel: ein niedriger Preis von

Produkten aus Tropenholz fördert den Kauf dieses Holzes; auf gesellschaftlicher Ebene wird gleichzeitig Abholzungsverbot gefordert).

Fazit: Der Preis kann den gesellschaftlichen Wert von Gütern - insbesondere jedoch von Umweltschäden/Schutzgütern - bestenfalls partiell ausdrücken. Bei seiner Interpretation als Ausdruck des gesellschaftlichen Wertes muss man folgende Aspekte berücksichtigen:

Der Preis

- ist ein relativer Wert; er drückt einen Vergleich zwischen Marktgütern aus.
- bildet nur Mindestwerte ab - gibt Grenzwerte an (Grenznutzentheorie).
- erfordert das Abgrenzen des Umweltgutes vom Umsystem und impliziert die Substituierbarkeit des Umweltgutes durch andere Güter.
- ist abhängig von institutionellen Rahmenbedingungen (z.B. Verteilung von Einkommen und Macht).
- kann die vielschichtigen Attribute von Wert/Schaden nicht abbilden ("Nutzen" ist theoretisch der alleinige Massstab).
- ist keine geeignete Grundlage für eine Aggregation zum kollektiven Nutzen.
- bildet nur die marktbezogenen, nicht die sozialen Präferenzen ab.

2. Welche methodischen Ansätze zur Monetarisierung werden heute angewandt?

Es lassen sich verschiedene Methoden anwenden, um monetäre Werte von Natur- oder Schutzgütern bzw. Schäden zu berechnen (vgl. z.B. Pommerehne/Römer 1988; Endres et al. 1991, Seidl 1996, 1999). Grundsätzlich werden objektive oder kostenbezogene und subjektive oder nachfrageorientierte Methoden unterschieden (vgl. Abb. 2).

<i>Objektive (bzw. kostenbezogene) Methode</i>	<i>Subjektive (bzw. nachfrageorientierte) Methoden</i>
Errechnung der <ul style="list-style-type: none"> • Kosten des Schadens • Kosten der Schadensvermeidung • Kosten der Reparatur • Kosten der Kompensation 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwandsmethode • Marktpreismethode • Zahlungsbereitschaftsanalyse

Abb. 2: Methoden der monetären Bewertung von Natur

a) Objektive bzw. kostenbezogene Methode

Hierbei wird aus ökonomischen Folgen von Schäden oder aus entsprechenden Anpassungsreaktionen der monetäre Mindest-Wert des ungeschädigten, ursprünglichen Umweltgutes errechnet. Es lassen sich vier Ansätze unterscheiden:

- Schadenskosten: Hierbei werden die Schadenskosten erhoben; z.B. Ernterückgänge durch Bodenversauerung.
- Vermeidungskosten: Es werden die Kosten der Vermeidung von Schäden erhoben; z.B. Schallschutzfenster.
- Reparaturkosten: Hierbei handelt es sich um Aufwendungen für Reparaturen wie z.B. die Kosten für Wiederherstellung der Bodenfunktionen.
- Kompensationskosten: Es werden die möglichen Kosten der Schadensneutralisierung (Kompensation) erhoben; z.B. Entschädigungszahlungen für Landwirtschaft aufgrund von Bodenversauerung.

Schwierigkeiten und Grenzen bei der Anwendung dieser Methoden ergeben sich durch das Problem, die tatsächlichen Anpassungsreaktionen zu identifizieren. So können Massnahmen auch noch andere Zwecke erfüllen (z.B. Schallschutzfenster isolieren auch gegen Wärmeverlust). Eine weitere schwerwiegende Begrenzung ist, dass diese Methoden den Wert systematisch unterschätzen, weil non-user-benefits (Options-, Existenz- oder Vermächtniswert) nicht eingeschlossen sind.

b) Subjektive (bzw. nachfrageorientierte) Methoden

Mit diesen Methoden werden die individuellen bzw. aggregierten Präferenzen für Naturgüter erhoben, wie sie in ökonomischen Entscheidungen, Marktpreisdivergenzen bzw. Befragungen zum Ausdruck kommen. Daraus lässt sich dann ein monetärer Wert ableiten.

- Aufwandmethode: Sie identifiziert "versteckte" Präferenzen für Naturgüter in ökonomischen Handlungen (z.B. Aufwand für Reisen, um ein Naturgut zu sehen).
- Marktpreismethode: Hierbei wird der Anteil an Marktpreisen errechnet, der auf ökologische Qualitäten eines Gutes bzw. auf Schäden zurückzuführen ist. Diese Methode wird v.a. auf Immobilien angewendet (Grundstücks-, Gebäudepreise, Mieten). (Beispiel: Werteinbusse von Wohnungen neben stark befahrenen Strassen.) Bei dieser Methode muss der Markt vollständig sein, d.h. alle Qualitätsdifferenzen müssen sich im Preis abbilden können.
- Zahlungsbereitschaftsanalyse: Sie wird bei fehlenden Märkten angewendet. Es findet eine Befragung darüber statt, wieviel Menschen ein Naturgut wert ist, d.h. wieviel sie für deren Wiederherstellung/Erhaltung zu bezahlen bereit sind (willingness to pay). Die gefundene Grösse ist Hinweis auf den zugewiesenen Wert. Gegen diese Methode wird angeführt, dass es schwierig ist, für nicht gehandelte Güter einen Preis zu nennen und Menschen dies teilweise ablehnen (lexikographische Präferenzen), Befragte sich strategisch verhalten können und schliesslich der Informationsstand und der soziale/kulturelle Kontext die Zahlungsbereitschaft beeinflussen.

Fazit: Das Instrumentarium für die Erhebung von monetären Werten ist differenziert und weit entwickelt. Es werden jedoch jeweils nur Teilaspekte von Werten/Schäden erfasst. Ausserdem bestehen z.T. unumgängliche konzeptionelle Schwierigkeiten bei der Anwendung. Für eine vollumfängliche und eindeutige Beschreibung von Werten/Schäden besteht keine Methode. Es können immer nur Teilaspekte von Schäden/Werten monetarisiert werden.

II. Monetarisierung in der vergleichenden Bewertung

Im Kontext der Ökobilanzierung wird die Monetarisierung als ein möglicher Ansatz für eine vergleichende Bewertung von Umweltschäden (valuation) diskutiert (vgl. z.B. Schaltegger/Sturm 1992). Der monetäre Wert der Umweltschäden, der beispielsweise durch ein Produkt entsteht, dient zur Information des/r Produzent/in bzw. des/r Konsument/in. Vor diesem Hintergrund, d.h. der alleinigen Nutzung der Informationsfunktion, sowie aufgrund zwei weiterer Argumente kann man eine Reihe der in den vorhergehenden Abschnitten diskutierten Mängel der Monetarisierung relativieren.

Zum ersten ist die Aussage einer transparent dokumentierten Ökobilanz nicht so eindimensional wie in Abbildung 1 vereinfachend beschrieben. Der Geldwert - als mögliches Bewertungsergebnis - ist nicht die einzige Information, die Entscheidungsträger/innen (Produzent/innen, Konsument/innen) erhalten. Vielmehr wird die Information i.d.R. in den Zusammenhang der Systemwahl (z.B. Auswahl der im Produktlebensweg betrachteten Prozesse), der Wahl der Indikatoren für Umwelteinwirkungen und gegebenenfalls auch der Datenqualität gestellt. So lassen sich die verschiedenen Aspekte der beschriebenen Umweltschäden sowie die gewählte Vereinfachung der beschriebenen Systemzusammenhänge zumindest teilweise nachvollziehen. Zum zweiten weisen alternative Bewertungsverfahren ebenfalls gravierende Mängel auf. Die in dieser Tagungsdokumentation dargestellten Beispiele geben hierfür eine Illustration. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob die Monetarisierung ein besseres Bewertungsverfahren darstellt, als die diskutierten Alternativen (z.B. die Ansätze der "Panels" und der "politischen Zielwerte").

Vor diesem Hintergrund ist es nachvollziehbar, dass die Vorteile der Monetarisierung bei der Anwendung einer Ökobilanz als Entscheidungsunterstützung allgemein anerkannt sind. Geldwerte sind für Entscheidungsträger/innen vermeintlich leichter zu interpretieren, weil sie Umweltschäden in einer vertrauten Einheit darstellen und einen Vergleich zu anderen Geldwerten ermöglichen (z.B. im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse) (z.B. Frischknecht 1998).

Abgesehen davon, stellt sich die Frage, welchen Beitrag die Monetarisierung zur Lösung der methodischen Probleme leisten kann, die sich im Bewertungsschritt der Ökobilanzierung stellen.

Diese Frage wird im folgenden anhand von vier zentralen Problemen des Bewertungsschrittes diskutiert:

1. Problem: Wie berücksichtigt man fehlende Informationen über Umweltschäden?

Beim Bewertungsschritt wird davon ausgegangen, dass die Bewertungsgrundlagen (Sachbilanz und Wirkungsabschätzung) der untersuchten Produkte die möglichen Umweltschäden vollständig beschreiben. Diese Voraussetzung ist nicht erfüllt (Kytzia 1995:70ff). In Ökobilanzen werden bestimmte Indikatoren für Umweltschäden ausgewählt (z.B. Kohlendioxid als Indikator des Treibhauseffekts, Phosphat als Indikator der Euthrophierung von Seen), andere hingegen vernachlässigt (z.B. Indikatoren für Biodiversitätsminderung).

Diese Wissenslücken führen in einer Ökobilanz dazu, dass jeder unbekannte bzw. nicht erfassbare Umweltschaden einen gesellschaftlichen Wert von Null erhält (Brunn 1998).

Die Monetarisierung bietet keinen Ansatz zur Lösung dieses Problems, denn sie vermag es nicht, Datenunsicherheiten oder -lücken der Bewertungsgrundlagen bei der Ermittlung der Geldwerte zu berücksichtigen. Der Ansatz "Panel" scheint hierfür besser geeignet.

2. Problem: Wie berücksichtigt man die Veränderung von gesellschaftlichen Werten?

Die verschiedenen Monetarisierungsmethoden, die im vorhergehenden Abschnitt beschrieben wurden, schätzen den Geldwert von aktuellen Umweltschäden. Er ist abhängig vom betrachteten Schadensausmass und den aktuellen gesellschaftlichen Werten. Es fehlen jedoch sowohl die theoretischen als auch die empirischen Grundlagen, um mögliche Veränderungen dieses Wertes abzuschätzen (vgl. Braunschweig et al. 1994 und 1996). Um nicht zu Fehlbeurteilungen zu kommen, müsste man also die Erhebung der Geldwerte ständig aktualisieren.

Ein ähnliches Problem zeigt sich auch bei der Methode der "Politischen Zielwerte" (auch "ökologische Knappheit" oder "UBP-Methode", siehe Beitrag Scheidegger), bei der sich der Ist-Fluss wie auch der kritische Fluss verändern kann. Nur ist die Veränderung der monetären Bewertung weniger erkennbar und ihre Aktualisierung ist aufwendiger als im Fall der ökologischen Knappheit und der UBP-Methode.

3. Problem: Ist die Erhebung repräsentativ?

Bei der Erhebung von Geldwerten werden vor allem Partialanalysen durchgeführt. Man fragt nicht nach der Zahlungsbereitschaft aller durch den Umweltschaden betroffenen Menschen, sondern untersucht nur eine kleinere Gruppe und rechnet die Ergebnisse auf ein grösseres Gebiet hoch (vgl. Endres et al. 1991). Wenn man diese Ergebnisse im Rahmen einer Ökobilanz-Bewertung verallgemeinert, so unterstellt man damit, dass diese kleine Gruppe repräsentativ ist.

Auf dieses Problem stösst man ebenfalls bei den Ansätzen der "Panels" und der "politischen Zielwerte". Aber hier könnte man als Lösungsansatz von Expertenpanels oder repräsentativ zusammengesetzten Panel ausgehen oder annehmen, die politischen Zielwerte seien demokratisch legitimiert (vgl. Braunschweig et al. 1996). Bei der Erhebung von Geldwerten hingegen ist eine solche Repräsentativität schwerer zu erreichen.

4. Problem: Wie geht man mit international unterschiedlichen gesellschaftlichen Werten um?

Dieses Problem wurde im ersten Teil dieses Beitrags bereits angesprochen: der Wert von Umweltschäden/Schutzgütern ist abhängig von institutionellen Strukturen. Daher unterscheidet sich beispielsweise der Wert des Waldes in der Schweiz von demjenigen in Polen. Damit steht man vor folgendem Dilemma: Man kann diese Wertunterschiede entweder aus ethischen Gründen verwerfen, stellt aber damit die Monetarisierung als Bewertungsansatz grundsätzlich in Frage. Oder man kann die Unterschiede als Ausdruck unterschiedlicher gesellschaftlicher Werte interpretieren, akzeptiert aber so die weltweit bestehende ungleiche Verteilung von Einkommen, Vermögen und Wissen. Eine dritte Lösung wäre eine Beschränkung der Gültigkeit der Bewertungsergebnisse auf einen begrenzten geographischen Raum. Dies würde jedoch die Anwendbarkeit der Methode wesentlich einschränken (vgl. Braunschweig und Müller-Wenk 1993).

Dieses Problem tritt ebenfalls bei der Methode der "politischen Zielwerte" auf. Man löst es in der Regel durch die Begrenzung der Bewertung auf den Raum "Schweiz" oder im europäischen Ausland durch Berechnung und Anwendung von länderspezifischen Bewertungsfaktoren.

An diesen vier Problembereichen wird deutlich, dass die Monetarisierung die bestehenden Probleme der vergleichenden Bewertung nicht löst. Sie ist aber gleichzeitig aufwendiger und weniger transparent als vergleichbare methodische Ansätze.

III. Zusammenfassung und Fazit

Die Monetarisierung von Umweltschäden/Schutzgütern löst das Bewertungsproblem in der vergleichenden Bewertung nicht.

Die diesem Lösungsvorschlag zugrundeliegende Annahme, der Geldwert sei ein geeignetes Mass für den gesellschaftlichen Wert von Gütern, ist aus theoretischer Sicht nicht haltbar. Der Preis kann den gesellschaftlichen Wert von Gütern - insbesondere jedoch von Umweltschäden/Schutzgütern - bestenfalls partiell ausdrücken. Will man die darin enthaltenen Informationen dennoch nutzen, so steht ein differenziertes und weit entwickeltes Instrumentarium zur Erhebung monetärer Werte zur Verfügung. Es ermöglicht jedoch keine vollumfängliche und eindeutige Beschreibung von Umweltschäden/Schutzgütern.

Diesen theoretischen und methodischen Defiziten der Monetarisierung stehen die Vorteile ihrer Anwendung zur Entscheidungsunterstützung entgegen. Indem sie Umweltschäden/Schutzgüter in Geldwerten ausdrückt, können Entscheidungsträger diese mit nicht-ökologischen Entscheidungskriterien in Bezug setzen. Eine Ökobilanz, die sich diesen Vorteil zunutze macht, wird "anwendungsfreundlicher". Einen methodischen Fortschritt innerhalb der Ökobilanzierung hingegen bietet die Monetarisierung nicht. Im Gegenteil: sie ist aufwendiger und weniger transparent als vergleichbare Bewertungsansätze.

Die Grenzen, in denen uns die Anwendung der Monetarisierung in der Ökobilanzierung als vertretbar erscheint, können durch die folgenden Voraussetzungen skizziert werden.

- **Reversibilität der Schäden:** Monetäre Werte haben nur dann eine sinnvolle Aussagekraft, wenn der betrachtete Schaden reversibel ist.
- **Substitutierbarkeit der Umweltgüter:** Wenn der Geldwert eines Gutes seinen Tauschwert ausdrückt, muss ein Gut durch ein anderes zu ersetzen sein.
- **Verteilungsgerechtigkeit (keine grossen Einkommensunterschiede):** Eine Monetarisierung sollte nur innerhalb eines geographischen Raums durchgeführt werden, in dem keine gravierenden Einkommensunterschiede auftreten.
- **Guter Kenntnisstand über Wirkungszusammenhänge:** Diese Voraussetzung betrifft den "wissenschaftlichen" Kenntnisstand ebenso wie das Allgemeinwissen derjenigen Personen, deren monetäre Wertschätzung untersucht wird.

Literatur:

Arrow, K.J. (1951). Social choice and individual values, New Haven/London.

9. Diskussionsforum Ökobilanzen

- Braunschweig, A. und Müller-Wenk, R. (1993). Ökobilanzen für Unternehmungen. Eine Wegleitung für die Praxis, Bern/Stuttgart/Wien 1993.
- Braunschweig, A./Förster, R./ Hofstetter, P./Müller-Wenk, R. (1996). Developments in LCA Valuation. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr.32, St.Gallen.
- Braunschweig, A./Förster, R./ Hofstetter, P./Müller-Wenk, R. (1994). Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen - Erste Ergebnisse. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 19, St. Gallen.
- Brunn, H. (1998). Operationalisierung von Produktökobilanzen in der Spezialitätenchemie: Methoden zur Datenintegration, -vervollständigung und -aufbereitung. Dissertation eingereicht an der Universität Karlsruhe.
- Endres, A./Jarre, J./Klemmer, P./Zimmermann, K. (1991). Der Nutzen des Umweltschutzes. Synthese der Ergebnisse des Forschungsschwerpunktprogramms "Kosten der Umweltverschmutzung/Nutzen des Umweltschutzes" des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin/Bochum/Hamburg und Münster.
- Frischknecht, R. (1998). Life Cycle Inventory Analysis for Decision-Making. Scope-Dependent Inventory System Models and Context-Specific Joint Product Allocation. Zürich 1998.
- Georgescu-Roegen, N. (1973). Utility and value in economic thought. in: Dictionary of the History of Ideas, Vol. 4, New York, S. 450-458.
- Kytzia, S. (1995). Die Ökobilanz als Bestandteil des betrieblichen Informationsmanagements, Chur.
- Polanyi, K. (1957). The great transformation: the political and economic origins of our time, Boston.
- Pommerehne, W.W. und Römer, A.U. (1988). "Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter". in: Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt) (5):222-228.
- Rothschild, K.W. (1993). Ethics and economic theory, Aldershot.
- Schaltegger, S./ Sturm, A (1992). Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen. Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte. Bern/Stuttgart/Wien.
- Seidl, I. (1996). Sind die Kosten der Zerstörung von Biodiversität berechenbar? in: Global change. Erde im Wandel, Magazin unizürich (3) S. 26-28.
- Seidl, I. und Gowdy, J. (1999). Monetäre Bewertung von Biodiversität: Grundannahmen, Schritte, Probleme und Folgerungen. in: GAIA, (1), im Druck.
- Smith, A. (1976). Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations. Paris [franz. Übersetzung von: An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations, 1776]

WOLFRAM KREWITT, RAINER FRIEDRICH

Monetäre Bewertung von Umweltschäden - Erfahrungen aus dem ExternE-Projekt

In: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (Hrsg.): *Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999), 44-57*

1. Einleitung

Nachdem sich in den letzten Jahren im Bereich der Sachbilanz gewisse Standards und Verfahren etabliert haben, treten mehr und mehr die Wirkungsabschätzung und die Bewertung von Umweltschäden in den Vordergrund der Ökobilanz-Forschung. Gerade bei der Bewertung gibt es eine Vielzahl verschiedener Verfahren, die zum Teil von unterschiedlichen Weltanschauungen geprägt sind. Vor allem bei der Monetarisierung von Umweltschäden scheiden sich die Geister: Während sie für die einen ein attraktives Instrument ist, um Ökologie und Ökonomie auf einen Nenner zu bringen, so ist das Messen von Schäden an der Natur in Geldeinheiten für andere aus ethischen Gründen nicht akzeptabel. In diesem Beitrag werden die in dem von der Europäischen Kommission geförderten ExternE-Projekt gemachten Erfahrungen bei der Monetarisierung von Umweltschäden kommentiert. Sowohl die Möglichkeiten als auch die Grenzen der monetären Bewertung werden aufgezeigt, um daraus Hinweise für den Umgang mit der Monetarisierung im Rahmen von Ökobilanzen ableiten zu können.

2. ExternE - eine kurze Einführung

Auch wenn wir uns hier in erster Linie für die in ExternE gemachten Erfahrungen mit der Monetarisierung und weniger für die methodischen Grundlagen interessieren, so ist es für das Verständnis der folgenden Abschnitte notwendig, zunächst kurz auf den Hintergrund der ExternE-Arbeiten einzugehen. Das ExternE-Projekt wurde 1990 - damals unter dem Namen *EC/US Study on External Costs of Energy* - von der Europäischen Kommission zusammen mit dem US-Department of Energy ins Leben gerufen. Auf europäischer Seite waren zeitweise bis zu ca. 50 wissenschaftliche Institutionen beteiligt, die ein beachtliches Netzwerk von Fachleuten verschiedenster Disziplinen bildeten. Mit wechselnden Schwerpunkten wurde das Projekt bis heute weitergeführt, die aktuelle Projektphase konzentriert sich auf die Ermittlung der externen Kosten des Verkehrs.

Das ursprüngliche Ziel von ExternE war die Entwicklung eines 'accounting framework' für die Berechnung der externen Kosten durch die Erzeugung einer zusätzlichen Einheit Strom (also der *marginalen* externen Kosten) aus verschiedenen Brennstoffen. Letztendlich war es das Ziel dieser Arbeiten, der Europäischen Kommission eine wissenschaftlich fundierte Grundlage für die Ausgestaltung einer möglichen Energie- oder Ökosteuer zu liefern. Die Monetarisierung wurde also dem ExternE-Projekt von vornherein mit auf den Weg gegeben und nicht, wie in der Ökobilanz-Diskussion, als ein Bewertungsverfahren unter vielen anderen zur Diskussion gestellt.

Um die marginalen externen Kosten einer zusätzlichen Einheit Stromerzeugung berechnen zu können, muss ein detaillierter bottom-up Ansatz verfolgt werden, da die externen Kosten unter Umständen stark von standortspezifischen Parametern wie der örtlichen Meteorologie, der Bevölkerungsdichte am Kraftwerksstandort oder der Schadstoffvorbelastung beeinflusst werden. Mit dem in ExternE entwickelten Wirkungspfadansatz (siehe Abb.1) wird versucht, die kausale Wirkungskette von der Emission über chemische Umwandlung und Ausbreitung der Schadstoffe

bis hin zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren zu beschreiben. Dazu sind zum Teil komplexe Modelle und grosse Datenmengen erforderlich. Um diese zu bewältigen, und um Rechnungen mit einem sinnvollen Aufwand durchführen zu können, wurde in ExternE das Programmsystem EcoSense entwickelt, das die notwendigen Modelle sowie die erforderlichen Eingangsdaten in einer benutzerfreundlichen Umgebung zur Verfügung stellt.

Es liegt auf der Hand, dass die Durchführung einer solch aufwendigen Wirkungsabschätzung nicht für alle Umwelteinwirkungen eines Energiesystems möglich ist. Im Gegensatz zur Ökobilanz, wo ja zunächst versucht wird, ein möglichst umfassendes Inventar aller Umwelteinwirkungen zu erstellen, wurden in ExternE in einem frühen Screening-Prozeß sogenannte *priority impacts* identifiziert, die voraussichtlich zu hohen externen Kosten führen. Ein solches Vorgehen verlangt grosse Sorgfalt, da hier die Gefahr besteht, dass potentiell wichtige Umwelteinflüsse nicht erkannt und somit vernachlässigt werden. Ist man sich dieser Gefahr bewusst, so haben wir prinzipiell gute Erfahrungen mit der Konzentration auf *priority impacts* gemacht, da sich die Arbeiten auf entscheidungsrelevante Schadenskategorien konzentrieren. Dies wurde sicherlich erleichtert durch die für die Energieumwandlung besonders typischen Schadstoffe, in anderen Bereichen ist die Beschränkung auf wenige Schlüsselschadstoffe möglicherweise schwieriger.

Der methodische Ansatz und Ergebnisse aus ExternE sind ausführlich dargestellt in (European Commission, 1995), (Friedrich u. Krewitt, 1997), (Friedrich *et al.*, 1998).

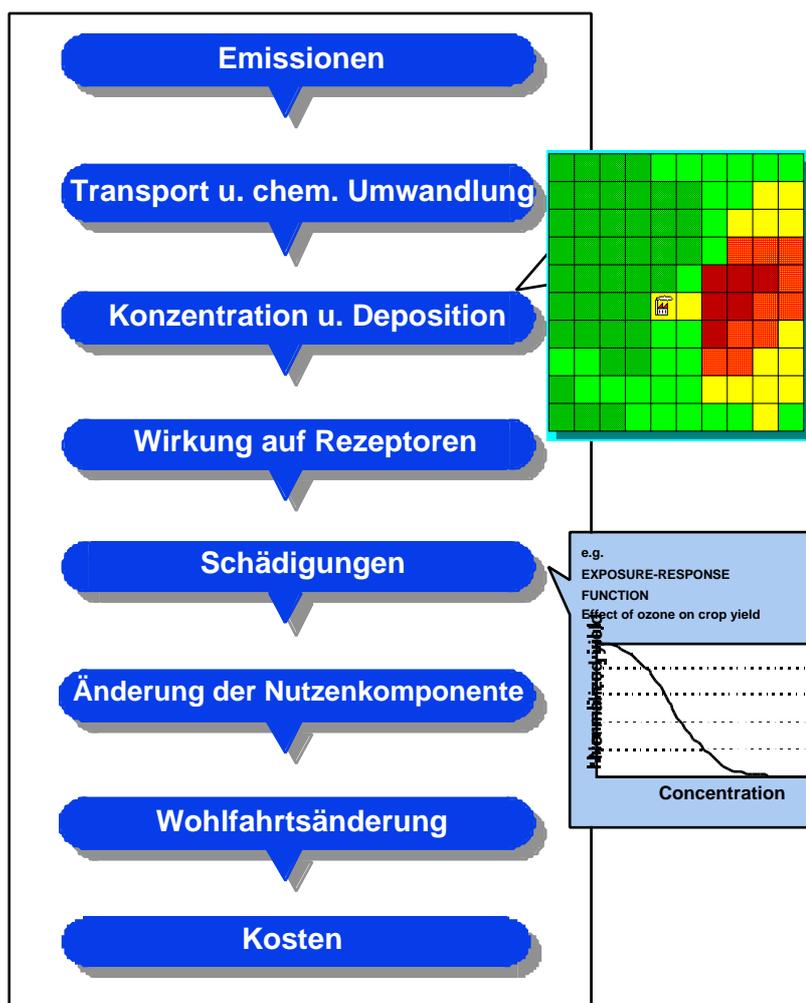


Abb. 1: Stufen eines Wirkungspfades

3. Die Monetarisierung von Umweltschäden

3.1 Ermittlung des optimalen Emissionsniveaus

Gibt es ein „optimales Emissionsniveau“? Ja - auf jeden Fall im Sinne der neoklassischen Wohlfahrstheorie. Es wird genau dann erreicht, wenn die marginalen Vermeidungskosten, die den Aufwand für die Reduktion einer bestimmten Emission erfassen, genau so gross sind wie die marginalen Schadenskosten, die den Wert der durch die Emission verursachten Umweltschäden widerspiegeln (Abb.2). Liegt der Wert der Umweltschäden über den marginalen Vermeidungskosten und muss der Verursacher nicht für diese Schäden aufkommen, so liegen externe Effekte vor, die zu einem nicht-optimalen Zustand führen. Ziel der Politik ist es in einem solchen Fall, die externen Kosten durch geeignete Instrumente (z. B. Steuern oder Emissionszertifikate) zu internalisieren, also dem Verursacher in Rechnung zu stellen. Es ist wichtig, sich dieses Gedankengebäude vor Augen zu führen, um die methodische Festlegung der ExternE-Arbeiten auf die Ermittlung von Schadenskosten zu verstehen. Das Ziel der EU ist die Umsetzung von geeigneten Internalisierungsstrategien, um eine im wohlfahrtsökonomischen Sinne optimale Allokation von Ressourcen zu erreichen. Dies ist ohne Kenntnis der marginalen Schadenskosten nicht möglich, und diese sollten von ExternE für die wichtigsten Umweltschäden durch Energieumwandlung ermittelt werden.

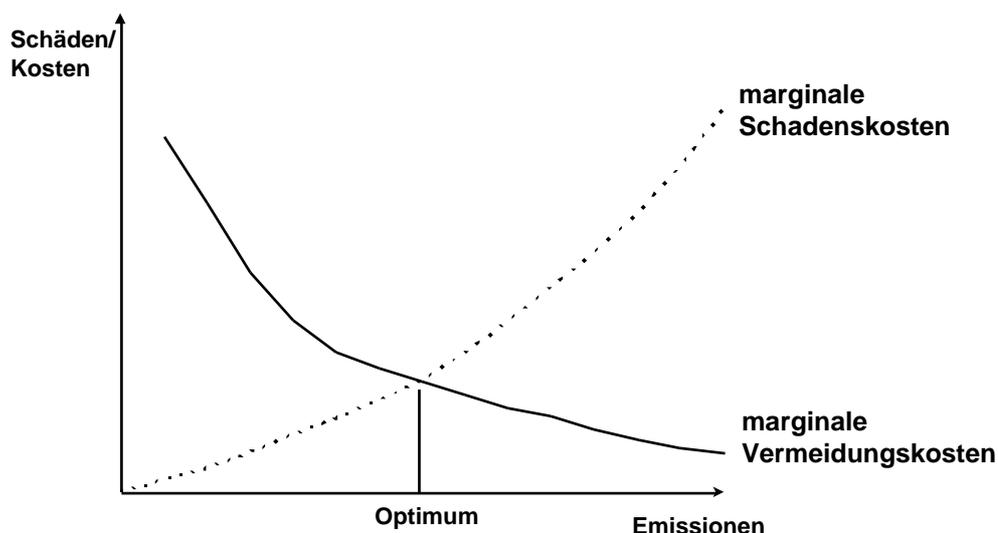


Abb.2: Bestimmung des „optimalen Emissionsniveaus“

3.2 Verfahren zur Monetarisierung von Umweltschäden

Zur monetären Bewertung von Umweltschäden können - je nach Fragestellung - verschiedene Ansätze verfolgt werden. Der folgende Abschnitt gibt nur einen kurzen Überblick über verschiedene Bewertungsverfahren. Für eine ausführlichere Darstellung sei auf den Beitrag von Kytzia und Seidl in diesem Band oder auf die entsprechende Literatur verwiesen (siehe z. B. Pommerehne, 1987).

Theoretisch erlaubt die direkte Erfassung von Zahlungsbereitschaften durch Befragungen eine umfassende Bewertung externer Effekte. Zahlungsbereitschaften messen den Nutzenverlust einschliesslich aller immateriellen Teile, wie zum Beispiel die Möglichkeit, eine intakte Landschaft zu besuchen oder die Gewissheit, dass eine bestimmte Tierart erhalten bleibt (die sogenannten „Options-“ und „Existenznutzen“). Diese Bewertungsmethode ist allerdings auch mit Problemen verbunden. Ein Haupteinwand ist, dass die geäusserten hypothetischen Zahlungsbereitschaften

nicht unbedingt den tatsächlichen Wertschätzungen des Befragten entsprechen, da keine realen finanziellen Konsequenzen zu befürchten sind. Manchmal wird auch kritisiert, dass die zu bewertende Änderung eines Zustands (z. B. Änderung des Todesfallrisikos um 10^{-6}) vom Befragten kaum zu erfassen und damit auch nicht zu bewerten ist. Durch ein sinnvolles Design der Befragungen können diese Probleme zumindest teilweise vermieden werden.

Um die genannten Probleme bei der Bewertung zu umgehen, wird bei sogenannten indirekten Verfahren zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft versucht, auf der Grundlage beobachtbarer Marktdaten eine Verbindung zwischen einem auf einem Markt gehandelten Gut und dem zu bewertenden Umweltgut herzustellen und dann von der Nachfrage nach dem privaten Gut auf die Wertschätzung des Umweltgutes zurückzuschließen. Bekannt sind z.B. Untersuchungen, in denen der Einfluss der Umweltqualität auf Grundstückspreise oder Wohnungsmieten untersucht wird. Unterschiede in den Preisen reflektieren u.a. den Wert der Umweltqualität. Ein weiteres Beispiel für indirekte Verfahren sind sogenannte Lohndifferenzstudien, in denen davon ausgegangen wird, dass der Lohn für eine besonders risikoreiche Tätigkeit eine Risikoprämie enthält. Unter Berücksichtigung von Einflussgrößen wie Ausbildung, Alter usw. kann mit statistischen Verfahren ein Zusammenhang zwischen Risiko und Risikoprämie und damit der „Wert“ des erhöhten Risikos ermittelt werden.

Auf die Diskussion der jeweiligen Vor- und Nachteile der verschiedenen Bewertungsansätze wird hier nicht weiter eingegangen, diese werden in der einschlägigen Literatur ausführlich behandelt (z. B. Pommerehne, 1987).

3.3 Der Standard-Preis Ansatz

Wie wir oben gesehen haben, ist eine im Sinne der Ressourcenallokation effiziente Internalisierung externer Effekte nur dann möglich, wenn die marginalen Schadenskosten bekannt sind. Dementsprechend ist es das Ziel in ExternE, mit den oben dargestellten Ansätzen die Schadenskosten verschiedener Umwelteinwirkungen zu bestimmen. Im Gegensatz zur Berechnung externer Kosten zielt die Bewertung in Ökobilanzen in der Regel nicht auf die Ermittlung eines Optimums (durch den Vergleich von Schadens- und Vermeidungskosten), sondern auf den relativen Vergleich verschiedener Produkte oder Handlungsmöglichkeiten. Dies ist ein wichtiger Unterschied, der es uns erlaubt, den dem ExternE-Vorhaben auferlegten methodischen Rahmen zur Monetarisierung etwas zu erweitern. Wie wir weiter unten sehen werden, stößt die Ermittlung von Schadenskosten in einigen Bereichen schnell an Grenzen. Einen Ausweg bietet hier in einigen Fällen die Ermittlung von Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis Ansatz. Ausgehend von einem gesellschaftspolitisch festgelegten Ziel (z.B. CO₂-Minderungsziel) werden die Kosten geschätzt, die zur Erreichung des Ziels aufgewendet werden müssen (Abb. 3). Zwar sind in einem solchen Fall die durch die Umweltschäden entstandenen Schadenskosten nicht bekannt, die nach dem Standard-Preis Ansatz ermittelten Vermeidungskosten drücken jedoch die Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für die Vermeidung eines bestimmten Umweltproblems aus.

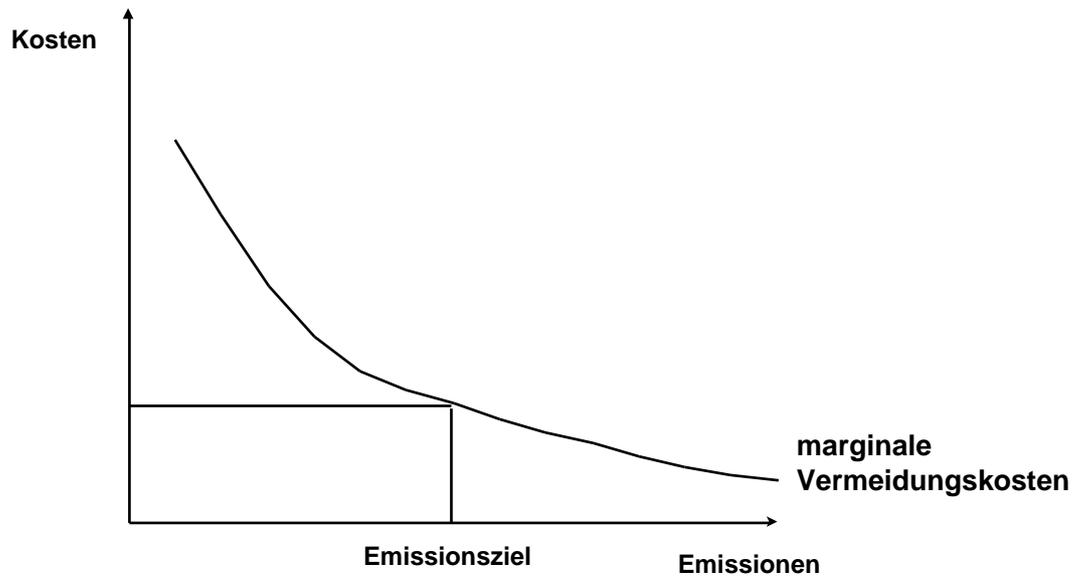


Abb. 3: Ermittlung von Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis Ansatz

4. Externe Ergebnisse

Nach dieser kurzen Einführung in die den ExternE-Arbeiten zugrundeliegenden Denkansätze wollen wir nun einen Blick auf konkrete Ergebnisse werfen. Da wir uns in diesem Beitrag in erster Linie mit den Erfahrungen bei der Monetarisierung von Umweltschäden auseinandersetzen wollen, gehen wir hier nicht weiter auf die zum Teil komplexen Berechnungen zur Abschätzung der Umweltschäden ein, diese werden z.B. in (European Commission, 1995), (European Commission, 1999), (Friedrich, Krewitt, 1997) ausführlich dargestellt.

4.1 Abschätzung von physischen Umweltschäden

Bevor wir nun endgültig auf die Kosten von Umweltschäden zu sprechen kommen, möchten wir zunächst noch mit dem weit verbreiteten Vorurteil aufräumen, dass ExternE (oder allgemein Ansätze mit einer ökonomischen Bewertung von Umweltschäden) ausschliesslich in Kostenkategorien denkt. Da oft nur Endergebnisse kommuniziert werden, wird manchmal übersehen, dass ExternE „Zwischenergebnisse“ auf allen Stufen des Wirkungspfades berechnet, angefangen von der Umwelteinwirkung (Emissionen), über die Minderung von Konzentration und Deposition bis hin zur Quantifizierung von z.B. der Anzahl von Hustentagen oder der Ernteverluste in der Landwirtschaft. Der Ansatz des „Impact Pathways“ ist dabei durchaus mit dem „Environmental Mechanism“ aus der Terminologie der Ökobilanzierer vergleichbar. Erst auf der letzten Stufe des Wirkungspfades, praktisch aufgesetzt auf die in vielen Verfahren ähnlichen Ansätze zur Modellierung des Zusammenhangs zwischen Emission und Wirkung, erfolgt die für die ExternE-Ziele so wichtige Monetarisierung. Eine monetäre Bewertung von Schadenskosten ist nur da möglich, wo physische Umweltschäden identifiziert und beziffert werden können.

Tab.1 zeigt beispielhaft einige der für verschiedene Stromerzeugungssysteme quantifizierten physischen Gesundheits- und Umweltschäden (aus Platzgründen müssen wir uns hier auf einige Beispiele beschränken, die Liste der betrachteten „Endpunkte“ ist sehr viel länger). Wir möchten mit diesem Beispiel unter anderem darauf hinweisen, dass auch für die Schäden an Ökosystemen eine quantitative Angabe für einen Indikator vorliegt, der die Überschreitung von kritischen Belastungsgrenzen (critical loads) für die Schadstoffdeposition berücksichtigt. Leider stehen uns

zur Zeit keine Ansätze zur Verfügung, mit denen wir diese Überschreitung von Critical Loads monetär bewerten können. Kritiker ziehen daraus oft den vorschnellen Schluss, dass Ökosystemschäden in ExternE ganz vernachlässigt werden, obwohl tatsächlich ein ganz erheblicher modelltechnischer Aufwand betrieben wurde, um zumindest einen physikalischen Schadensindikator operationalisieren zu können.

Tab.1: Beispiele für Umweltschäden je TWh durch verschiedene Referenzkraftwerke

	Steinkohle- kraftwerk	GuD Erdgas	Kern- kraftwerk	Photovoltaik- anlage	Wind- kraftanlage
Mortalität					
kumulierte Risikoeinheiten ¹⁾	62·10 ⁶	15·10 ⁶	16·10 ⁶	4·10 ⁶	0,9·10 ⁶
Morbidität, z. B.					
Tage mit eingeschränkter Aktivität	4260	1010	310	280	60
Chronische Bronchitis bei Kindern	120	30	10	8	2
Tage mit Atemwegssymptomen bei Asthmatikern	620	150	50	40	9
Ernteverluste in dt, z. B.					
Weizen	1036	10	55	130	26
Kartoffeln	1515	15	80	190	38
Materialschäden , zusätzlicher Bedarf für Instandhaltung in m ² , z.B.					
Farbanstriche	10550	2786	418	1439	196
Zink und galvanisierter Stahl	683	128	27	93	13
Ökosysteme					
Waldökosysteme ²⁾	0,037	0,005	0,0061	0,017	0,0017
naturnahe Ökosysteme ³⁾	0,087	0,033	0,012	0,027	0,0012

¹⁾ Eine Risikoeinheit ist das Risiko für die Reduktion der Lebenserwartung um ein Jahr in Höhe von 10⁻⁶ pro Jahr.

²⁾ Zunahme der mit der Überschreitungshöhe gewichteten Fläche mit Überschreitung der kritischen Eintragsrate für Säure in Deutschland in ‰/TWh

³⁾ Zunahme der mit der Überschreitungshöhe gewichteten Fläche mit Überschreitung der kritischen Eintragsrate für eutrophierenden Stickstoff in Europa in ‰/TWh

4.2 Diskussion der Schadenskosten

Tab.2 zeigt Ergebnisse des ExternE German National Implementation Projekts (Krewitt, 1997, zum Teil aktualisiert). Die Diskussion von ExternE-Ergebnissen konzentriert sich oft auf die folgenden Punkte:

- *ein sehr grosser Teil der externen Kosten wird durch Gesundheitsschäden verursacht,*
- *für Schäden an Ökosystemen werden keine Schadenskosten angegeben,*
- *die Schadenkosten durch den Treibhauseffekt sind möglicherweise sehr gross, aber gleichzeitig sehr unsicher.*

Auf diese drei Punkte wird in den folgenden Abschnitten ausführlicher eingegangen. Die Berechnung von Schadenskosten durch Materialschäden und Ernteverluste ist relativ unproblematisch. Aus vielen Experimenten stehen gut abgesicherte Wirkungsmodelle zur Verfügung, und zur monetären Bewertung können Marktpreise verwendet werden. Die berechneten Schadenskosten sind ausserdem klein im Vergleich zu anderen Schadenskategorien, so dass diese Ergebnisse im allgemeinen akzeptiert werden. Ein kleines Detail mit gewisser

Bedeutung ist die Tatsache, dass in Tab.2 keine Summe über alle Schadenskategorien (manchmal wird in ExternE-Berichten eine „Zwischensumme“ ausgewiesen) angegeben wird. Damit soll darauf hingewiesen werden, dass in ExternE externe Kosten für einige (wichtige) Schadenskategorien berechnet wurden, aber kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben wird.

Tab.2: Externe Kosten verschiedener Stromerzeugungssysteme in Pf/kWh

	Steinkohle	Gas GuD	Kernenergie	Photovoltaik	Wind
Gesundheitsschäden	1,5-3,0	0,5-1,0	0,1-0,9	0,7-1,5	0,03-0,06
Schäden an Feldpflanzen	0,06	0,03	0,007	0,04	0,001
Materialschäden	0,03	0,007	0,002	0,015	0,0006
Lärm	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	0-0,012
Ökosysteme	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Treibhauseffekt	0,7-24	0,3-11	0,01-0,5	0,04-1,5	0,005-0,2

n.q.: nicht quantifiziert; i.a.: *impact assessed*, d.h. Schaden quantifiziert, aber nicht monetarisiert

4.2.1 Ist ExternE „humanlastig“?

Ein Blick auf Tab.2 zeigt, dass die externen Kosten in unserem Beispiel - abgesehen von den möglichen Kosten des Treibhauseffektes - von den Schadenskosten durch Gesundheitsschäden dominiert werden. Diese Ergebnisse werden gerade von Ökobilanzierern immer wieder kritisiert, da Schadenskategorien wie z.B. die Versauerung durch die ExternE-Ergebnisse als scheinbar weniger wichtig ausgewiesen werden. Es stellt sich die Frage, ob gerade die Monetarisierung zu einer systematischen Überbewertung von Gesundheitsschäden führt.

Zunächst soll noch einmal kurz auf den Ansatz zur Bewertung von Gesundheitsschäden und vor allem der Bewertung einer erhöhten Sterblichkeit eingegangen werden. Es wird häufig kritisiert, dass aus moralischen und ethischen Gründen der Wert eines Menschenlebens nicht in Dollar, DM oder Franken ausgedrückt werden kann. Leider wird bei dieser Kritik völlig übersehen, dass dies auch niemand will. Grundlage für die monetäre Bewertung ist *nicht* die Bewertung eines Menschenlebens, sondern die *ex-ante* Zahlungsbereitschaft für die Verringerung eines Risikos. Eine solche Abwägung zwischen Geld und Risiko ist im alltäglichen Handeln durchaus üblich (z.B. Investitionen in die Verkehrssicherheit). Der berühmt-berüchtigte „Value of Statistical Life“ (VSL - Wert eines statistischen Lebens) ist ein mathematisches Konstrukt, das sich aus der Zahlungsbereitschaft für eine bestimmte Risikoreduktion berechnet:

$$VSL = \frac{WTP}{p}$$

mit VSL Wert eines Statistischen Lebens
 p Änderung der Sterbewahrscheinlichkeit
 WTP Zahlungsbereitschaft (willingness-to-pay) für eine Reduktion der Sterbewahrscheinlichkeit um p

Ist jemand z.B. bereit, 300 Euro für eine Massnahme (z.B. Airbag) auszugeben, die das jährliche Todesfallrisiko um 1/10000 reduziert, so beträgt in diesem Fall der Wert des statistischen Lebens 3 Mill. Euro.

Aus unserer Sicht ist hier die verwendete Terminologie zum Teil mitverantwortlich für Missverständnisse. Der Ausdruck „Wert eines Statistischen Lebens“ suggeriert, dass der Wert eines Lebens gemeint ist - die Bedeutung des Adjektivs „statistisch“ wird oft übersehen oder nicht verstanden. Aus diesem Grunde haben wir inzwischen vorgeschlagen, statt dem Wert eines Statistischen Lebens den *Wert einer Risikoeinheit* zu verwenden, wobei unter einer Risikoeinheit z.B. die Änderung eines Risikos um 10^{-6} verstanden werden kann. Dieser Ausdruck erscheint

zunächst weniger anschaulich als der Wert eines Statistischen Lebens, er ist aber letztendlich weniger irreführend, weil er das bezeichnet, was gemeint ist: den Wert für eine Risikoänderung.

Aus der heutigen Perspektive ist es interessant, sich die methodischen Entwicklungen bei der Bewertung von Todesfällen in den letzten Jahren vor Augen zu führen. Am Anfang von ExternE - vor inzwischen fast 10 Jahren - sah die Welt zunächst relativ einfach aus. Aus verschiedenen epidemiologischen Studien konnten Dosis-Wirkungsbeziehungen abgeleitet werden, mit denen sich die „Anzahl der Todesfälle“ durch Luftschadstoffe berechnen liess. Eine Auswertung ökonomischer Studien lieferte den Value of Statistical Life, und die Multiplikation dieser beiden Größen ergab die externen Kosten. Nach und nach setzte sich jedoch die Erkenntnis durch, dass es durch eine erhöhte Schadstoffbelastung nicht zu „zusätzlichen“ Todesfällen kommt: unabhängig von der Schadstoffbelastung ist die Sterbewahrscheinlichkeit für jeden Menschen gleich eins. Eine erhöhte Schadstoffbelastung führt zu einer Verkürzung der Lebenserwartung, und die kann von Fall zu Fall sehr unterschiedlich sein. Kurzzeitige Smogepisoden führen zu dem oft etwas zynisch als „harvesting effect“ bezeichneten frühzeitigen Todesfall. Betroffen sind vor allem ältere, erheblich vorerkrankte Personen, die Reduktion der Lebenserwartung beträgt wenige Tage bis einige Wochen. Im Gegensatz dazu führen Krebserkrankungen oder eine über einen langen Zeitraum erhöhte Belastung z.B. mit Feinstaub zu einer Verringerung der Lebenserwartung um mehrere Jahre. Die Bewertung von so unterschiedlichen Effekten mit einem einheitlichen VSL, der ausserdem durch Zahlungsbereitschaftsstudien in einem ganz anderen Kontext ermittelt wurde (vor allem Berufs- oder Verkehrsunfälle mit einer Reduktion der Lebenserwartung von 30 - 40 Jahren), erschien als sehr unbefriedigend. Um einen besseren Zusammenhang zwischen dem quantifizierten Effekt und dem monetären Wertansatz zu erreichen wurde in ExternE das Konzept des *Value of Life Year Lost* (VLYL) entwickelt, das nicht dem Todesfallrisiko, sondern dem Risiko für den Verlust von Lebenserwartung einen Wert zuordnet. Da es bis heute kaum empirische Studien zum Value of Life Year Lost gibt, wurde in ExternE aufgrund theoretischer Überlegungen (Altersstruktur in der Bevölkerung, altersabhängige Sterbewahrscheinlichkeit etc.) der VLYL aus dem Value of Statistical Life abgeleitet. Dieser neue Bewertungsansatz führte zu einer deutlich niedrigeren Bewertung von Mortalitätseffekten. Einige ExternE-Partner sind inzwischen an empirischen Studien zur Ermittlung eines (möglicherweise altersabhängigen) Value of a Life Year Lost beteiligt, so dass in naher Zukunft mit gut abgesicherten Daten zu rechnen ist.

Es ist letztendlich nicht verwunderlich, dass eine von Menschen durchgeführte Bewertung zu einem vergleichsweise hohen Wert für menschliche Gesundheit kommt, auch wenn die Berücksichtigung von Existenz- und Vermächtniswerten bei anderen Schadenskategorien zu einem durchaus weitgefassten anthropozentrischen Weltbild führen. Dies ist jedoch kein Merkmal der Monetarisierung, ähnliche Ergebnisse sind auch bei anderen Bewertungsverfahren zu erwarten. Wir haben gezeigt, dass im Rahmen der ExternE-Arbeiten die praktische Umsetzung des methodischen Ansatzes der Monetarisierung weiterentwickelt und verbessert wurde. Die Quantifizierung von Years of Life Lost als physikalischer Endpunkt und die Bewertung mit einem Value of Life Years Lost entspricht im wesentlichen auch dem von einigen Ökobilanzierern favorisierten Konzept der Disability Adjusted Life Years (DALY) (siehe Beitrag Mettier in diesem Band).

4.2.2 Ökosystemschäden - ohne Preis keinen Wert?

Es wird immer wieder angemerkt, dass in dem ökonomischen Gedankengebäude, in dem wir uns bewegen, das Fehlen eines monetären Wertes für ein bestimmtes Umweltgut automatisch dazu führt, dass der Wert für dieses Umweltgut gleich Null gesetzt wird und in einem Entscheidungsprozess vernachlässigt wird. Dies ist zwar prinzipiell richtig, allerdings wird dabei ein sehr striktes Verständnis über die Nutzung von Ergebnissen, wie sie u. a. in ExternE erarbeitet

werden, unterstellt. Wie bereits oben dargestellt wurde in ExternE versucht, auf der Grundlage von Critical Loads zumindest einen physikalischen Indikator für mögliche Schäden an verschiedenen Ökosystemen zu berechnen. Durch die Darstellung solcher Ergebnisse soll deutlich gemacht werden, dass die berechneten externen Kosten nur einen Teil der tatsächlichen Umweltschäden abdecken und daher eher als Untergrenze anzusehen sind.

Ein erster Versuch zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft zur Reduzierung der Überschreitung von Critical Loads wurde von Navrud (1997) in Norwegen durchgeführt. In direkten Interviews wurde die Zahlungsbereitschaft für die Zunahme einer bestimmten Fläche, in der Critical Loads für die Versauerung von Binnengewässern nicht mehr überschritten werden, ermittelt. Als Schadensindikator wurde dabei der Zustand der Fischpopulation in Abhängigkeit von der Überschreitung der Critical Loads verwendet. Obwohl diese Studie interessante Ergebnisse liefert, so sind diese kaum in einen anderen Kontext zu übertragen, da sie sich auf ein Ökosystem und eine bestimmte Schadenskategorie (Änderung der Fischpopulation) bezieht, die ausserdem vor allem in den skandinavischen Ländern als besonders wichtig angesehen wird. Für viele Ökosysteme ist es auch nicht möglich, einen Zusammenhang zwischen der Überschreitung von Critical Loads und einer quantitativen Angabe über den resultierenden Schaden zu machen, die die Voraussetzung für die Berechnung von Schadenskosten ist.

Einen Ausweg bietet die Berechnung von Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis Ansatz. Es wird ein auf gesellschaftlicher oder politischer Ebene festgelegtes Ziel vorgegeben, und dann können die Kosten bestimmt werden, die aufgebracht werden müssen, um dieses Ziel zu erreichen. Zum Schutz von Ökosystemen in Europa wurde zum Beispiel von der Europäischen Kommission das Ziel einer 50 % „Gap closure“ (d. h. die Fläche, in denen Critical Loads überschritten werden, soll um 50 % reduziert werden) bis zum Jahr 2010 festgelegt (COM, 97). In einer Studie der IIASA (Heyes *et al.*, 1997) wurden die zum Erreichen dieses Ziels notwendigen Emissionsminderungen und die Kosten der Emissionsminderungsmaßnahmen abgeschätzt. Daraus können die zur Zielerreichung notwendigen Vermeidungskosten je Tonne Schadstoff ermittelt werden, die im Prinzip die gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft widerspiegelt. In ExternE wurde dieser Ansatz nicht verfolgt, da er im Widerspruch zur Zielsetzung steht: das Ziel von ExternE ist es ja, durch die Ermittlung von Schadenskosten und deren Internalisierung ein „optimales Emissionsniveau“ zu erreichen, während beim Standard-Preis Ansatz das Ziel vorgegeben wird, und die zur Zielerreichung aufzubringenden Vermeidungskosten ermittelt werden. Wie bereits oben erwähnt, ist jedoch die Verwendung von Vermeidungskosten im Sinne des Standard-Preis Ansatzes im Rahmen von Ökobilanzen sinnvoll, da es hier um den Vergleich verschiedener Produkte und nicht um die Festlegung eines Optimums geht. Im Prinzip entspricht die Monetarisierung auf der Basis des Standard-Preis Ansatzes der Methode der ökologischen Knappheit (siehe Beitrag Scheidegger in diesem Band).

4.2.3 Treibhauseffekt

Wie schon mehrmals erwähnt, ist die Voraussetzung für eine monetäre Bewertung die Quantifizierung der auftretenden physischen Schäden. Während einige Effekte wie der Anstieg des Meeresspiegels inzwischen einigermaßen gut dargestellt werden können, ist die Abschätzung der vielfältigen Auswirkungen einer globalen Klimaänderung (noch ?) nahezu unmöglich. Dem ursprünglichen Ziel folgend wurde jedoch in ExternE versucht, zumindest für die Schäden, die sich auf wissenschaftlicher Basis einigermaßen zuverlässig quantifizieren lassen, Schadenskosten abzuschätzen (Eyre *et al.*, 1997a). Neben dem Problem der Quantifizierung physischer Schäden kommen bei der Monetarisierung noch weitere Probleme hinzu, die zwar auch bei anderen Schadenskategorien eine Rolle spielen, aber hier stellvertretend nur für den Treibhauseffekt diskutiert werden. Beim Treibhauseffekt haben wir es mit einem globalen Phänomen zu tun, dessen Wirkungen zum Teil erst in ferner Zukunft auftreten werden. Dementsprechend müssen wir

uns bei der Bewertung von Schäden mit den Problemen sowohl der intragenerativen als auch der intergenerativen Gerechtigkeit (also sowohl innerhalb der heutigen Generation als auch zwischen der heutigen und zukünftigen Generationen) auseinandersetzen.

Ein wichtiger Aspekt bei der Bewertung ist die Aggregation von (einkommensabhängigen) Zahlungsbereitschaften rund um den Globus. Obwohl die Verwendung eines einheitlichen *VSL* aus Gerechtigkeitsgründen einleuchtend erscheint, entspricht dies nicht dem wohlfahrtstheoretischen Ansatz. Dementsprechend werden in ExternE zunächst einkommensabhängige Zahlungsbereitschaften verwendet, jedoch wird für die Aggregation individueller Präferenzen ein „equity weighting“ eingeführt (Eyre *et al.*, 1997a). Ausgehend von der Annahme des abnehmenden Grenznutzen bei steigendem Einkommen wird argumentiert, dass die Zahlungsbereitschaft mit dem Grenznutzen des jeweiligen Einkommens gewichtet werden muss, um die tatsächliche Nutzenänderung wiederzugeben. Durch die Verwendung eines solchen „equity weighting“-Faktors (Kehrwert des jeweiligen Einkommens) wird letztendlich erreicht, dass der numerisch ermittelte Wert der aggregierten Nutzenänderung dem eines einheitlichen *Wert eines Statistischen Lebens* entspricht.

Zur Berücksichtigung von zukünftigen Schäden wurde in ExternE die Frage einer angemessenen Diskontrate ausführlich erörtert (siehe z.B. Rabl, 1996, Eyre, 1997a). Für die Bewertung von langfristigen Schäden durch globale Klimaänderung wurden Diskontraten zwischen 1% und 3% empfohlen.

Unter Berücksichtigung verschiedener Annahmen zur Klimasensitivität, verschiedener Diskontraten und von Faktoren wie dem „equity weighting“ wurden in ExternE Schadenskosten für bestimmte Schäden einer globalen Klimaänderung abgeschätzt. Die aufwendige Berücksichtigung verschiedener Annahmen ist aus der Sicht des Wissenschaftlers zu begrüßen, führt jedoch letztendlich zu einer Bandbreite von Ergebnissen (3,8-139 Euro/t CO₂), die zur Entscheidungsfindung in einem politischen Prozess kaum noch geeignet ist. Einen möglichen Ausweg bietet auch hier wieder die Ermittlung der Kosten, die für das Erreichen eines bestimmten Minderungsziels aufgebracht werden müssen. In einer Studie von Fahl *et al.* (1995) wurden z.B. für Deutschland marginale CO₂-Minderungskosten von 54 DM/t CO₂ für das Erreichen einer 25% Minderung der CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2005 berechnet. Die Vermeidungskosten hängen jedoch unter Umständen stark von den energiepolitischen Rahmenbedingungen ab.

5. Praktische Anwendung von ExternE-Ergebnissen

Als Ergebnis der verschiedenen ExternE-Projekte liegen inzwischen viele Daten über marginale externe Kosten der Stromerzeugung und des Verkehrs für verschiedene Technologien an Standorten in ganz Europa vor. Die ExternE-Ergebnisse sind sowohl im wissenschaftlichen als auch im politischen Umfeld auf großes Interesse gestossen. Viele Arbeiten im Bereich der Energie-, Umwelt- und Verkehrspolitik beziehen sich inzwischen auf ExternE-Ergebnisse. Zum Beispiel werden ExternE-Daten entsprechend der ursprünglichen Zielsetzung in den von der EU entwickelten „Energy-Economy-Environment“-Modellen verwendet, um die Einflüsse einer möglichen Energiesteuer auf die Entwicklung des Energiesektors und anderer Wirtschaftsbereiche zu untersuchen.

ExternE hat ganz erheblich zu neuen Kenntnissen über den Verlauf der in Abb.2 gezeigten Kurve der marginalen Schadenskosten beigetragen. Gleichzeitig wurden aber auch die heutigen Grenzen der Monetarisierung deutlich. Da die Ermittlung von Schadenskosten nicht für alle relevanten Umweltschäden möglich ist, können die durch ExternE zur Verfügung stehenden Informationen über externe Kosten als Untergrenze zur Bewertung der heute diskutierten Ansätze für Energie-

und Emissionssteuern dienen. Die in Abb.2 gezeigte lehrbuchmässige Festlegung eines optimalen Emissionsniveaus ist mit dem heutigen unvollständigen Wissen jedoch nicht möglich.

Auf grosses Interesse ist die Verwendung von ExternE-Ergebnissen bei der Bewertung umweltpolitischer Massnahmen im Rahmen von Kosten-Nutzen Analysen gestossen. Oft sind die quantifizierbaren Umweltschadenskosten ausreichend gross, um eine bestimmte Massnahme zu rechtfertigen, so dass trotz unvollständigem Wissen eine wichtige Hilfestellung für eine Entscheidungsfindung gegeben werden kann. Im Auftrag der EU wurde das ExternE-Instrumentarium inzwischen in mehreren entsprechenden Studien eingesetzt, u.a. in

- *Cost-Benefit Analysis of the Revised Large Combustion Plant Directive (Eyre et al., 1997b)*,
- *Cost-Benefit Analysis of the EU Acidification Strategy (Krewitt et al., 1998)*,
- *Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive (European Commission, 1997)*
- *Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene (AEA, 1997)*

Voraussetzung für den direkten Vergleich der Kosten und Nutzen von Emissionsminderungsmassnahmen ist natürlich die Monetarisierung von Umweltschäden. Auch wenn die Berechnung der Schadenskosten mit zum Teil grossen Unsicherheiten verbunden ist, so kann z.B. in dem in Abb. 4 dargestellten Fall gezeigt werden, dass auch ohne Berücksichtigung der eher unsicheren Mortalitätseffekte die volkswirtschaftlichen Nutzen der früher aus wirtschaftlichen Gründen durchaus umstrittenen Rauchgas-Entschwefelungsanlagen belegt werden können.

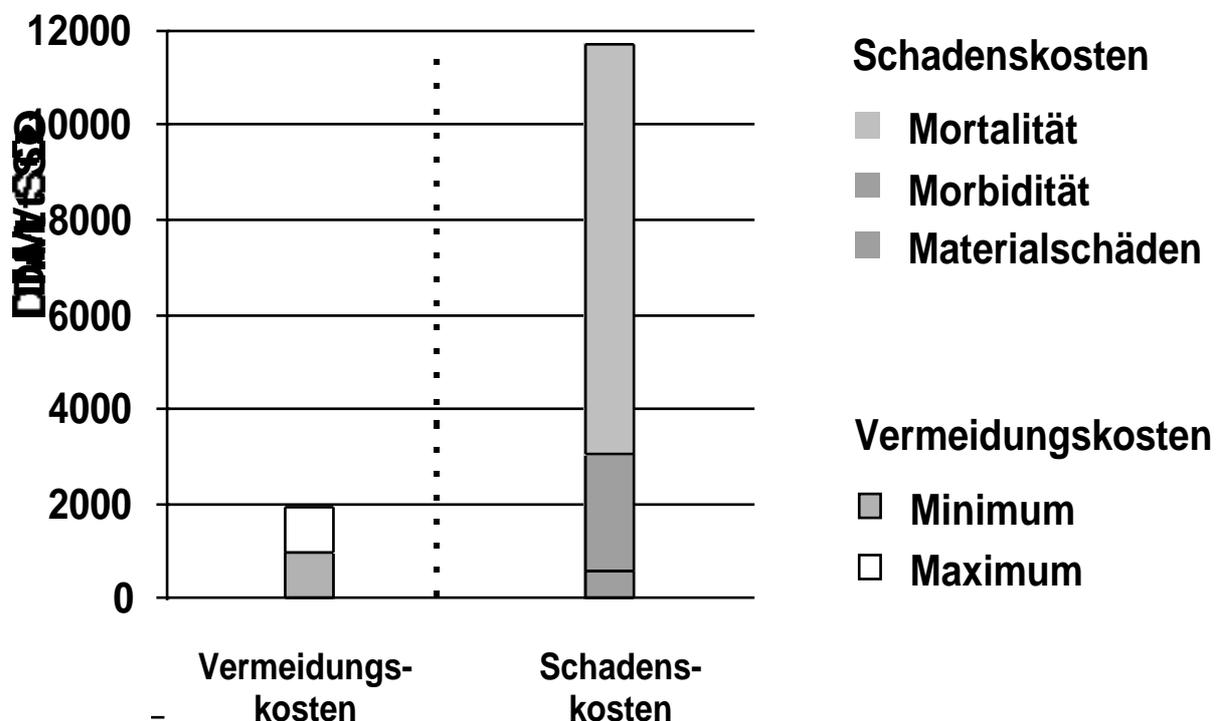


Abb. 4: Vergleich von Schadenskosten durch SO₂-Emissionen und Vermeidungskosten (Entschwefelung durch Kalkwäsche) für ein Kohlekraftwerk an einem Standort in Süddeutschland (Krewitt *et al.*, 1999).

6. Ausblick

Wir haben gesehen, dass die Monetarisierung von Umweltschäden auf einem theoretisch etablierten Denkansatz beruht, dass die praktische Anwendung der Monetarisierung gerade auch in ExternE weiterentwickelt und deutlich verbessert wurde, dass in einigen Bereichen ungelöste Probleme bestehen, und dass die vorhandenen Ansätze erfolgreich in der Politikberatung eingesetzt werden konnten. Wir haben uns in den vorhergehenden Abschnitten ausführlich mit einigen Problemen bei der Monetarisierung bestimmter Schadenskategorien und deren Lösungsmöglichkeiten auseinandergesetzt. Zum Schluss wollen wir noch einmal einen Schritt zurücktreten und mit etwas Distanz die Ansätze der Monetarisierung im Hinblick auf das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung betrachten. Wichtige Aspekte in der Nachhaltigkeitsdiskussion sind nach Daly (1992) (Abb.5)

- *die Skalierung,*
d.h. die absolute Beschränktheit zur Verfügung stehender Ressourcen für ökonomische Aktivitäten,
- *die Distribution,*
d.h. die Verteilung von Ressourcen zwischen Generationen, und
- *die Allokation,*
d.h. die effiziente Allokation von Angebot und Nachfrage auf Märkten.

Man muss sich darüber im klaren sein, dass die Monetarisierung von Umweltschäden im Sinne der neoklassischen Wohlfahrtstheorie zunächst nur auf das Allokationsproblem zielt. Die Internalisierung externer Effekte garantiert nicht automatisch eine gerechte Verteilung von Ressourcen, und auch die absoluten Grenzen der uns zur Verfügung stehenden Ressourcen werden nicht unbedingt berücksichtigt. Es kann zwar argumentiert werden, dass z.B. die Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung der Überschreitung einer kritischen Belastungsgrenze unendlich gross wird und somit monetäre Werte auch absoluten Grenzen gerecht werden können.

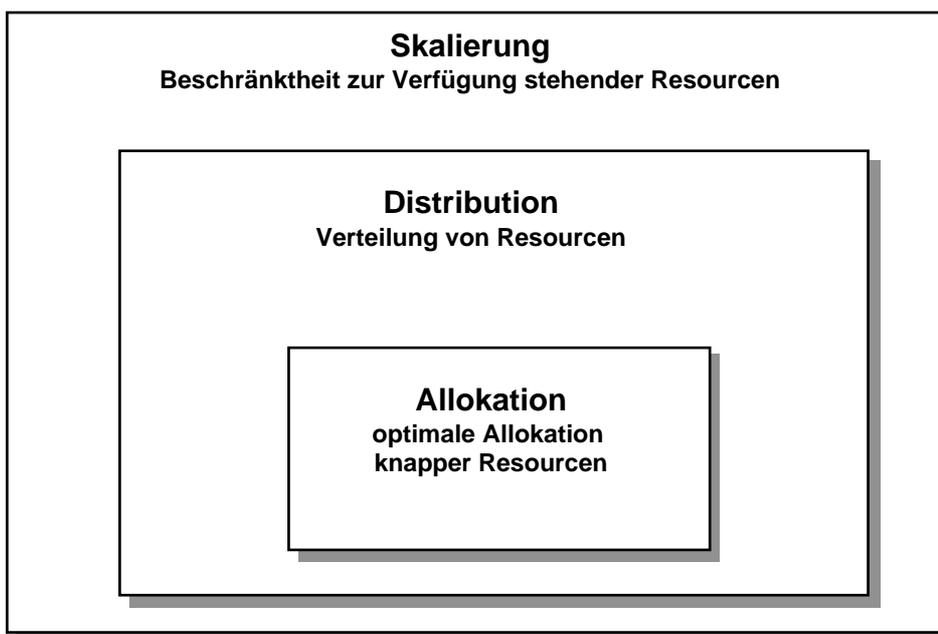


Abb.5: Aspekte einer nachhaltigen Entwicklung

Davon ist jedoch nicht immer auszugehen, vor allem, wenn Schäden in der Zukunft auftreten und die befragten Individuen nicht direkt betroffen sind. In solchen Fällen erscheint es als sinnvoller - wie bei der Strategie zur Vermeidung von Versauerung der Europäischen Kommission - eine Obergrenze der Belastung vorzugeben und dann mit Hilfe von Ansätzen zur monetären Bewertung innerhalb der vorgegebenen Grenzen eine effiziente Allokation von Ressourcen anzustreben. Die oben genannten Beispiele haben gezeigt, dass die Monetarisierung hierfür ein äusserst nützliches Hilfsmittel ist.

Im Rahmen von Ökobilanzen ist die Monetarisierung unserer Meinung nach vor allem ein geeignetes Instrument zur Aggregation innerhalb einzelner Schadenskategorien und auch zwischen Schadenskategorien. Auf der Grundlage empirisch ermittelter Präferenzen zur Berechnung von Umweltschadenskosten oder auf der Grundlage gesellschaftlicher Zielvorgaben zur Berechnung von Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis Ansatz können inzwischen für wichtige Schadenskategorien zuverlässige Wertansätze ermittelt werden. Da in Ökobilanzen der relative Vergleich verschiedener Produkte und nicht wie in ExternE die Ermittlung eines optimalen Zustands im Vordergrund steht, ist die gleichzeitige Verwendung beider Wertansätze für verschiedene Schadenkategorien durchaus vertretbar. Ein grosser Vorteil der Monetarisierung ist, dass die durch eine Massnahme vermiedenen Umweltschäden mit den zum Erreichen eines Ziels aufzubringenden Kosten verglichen werden können. Für die Zukunft wäre ein Vergleich verschiedener Bewertungsansätze wünschenswert, um mögliche systematische Unterschiede verschiedener Ansätze erkennen zu können.

Literatur

- AEA, 1997 *Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene*. Interim report prepared for the European Commission DG XI, 1997.
- Com 97 Commission of the European Communities: *Communication to the Council and the European Parliament on a Community Strategy to Combat Acidification*. COM(97) 88 final. Brussels, 12.03.1997
- Daly, 1992 Daly, H.E.: *Allocation, distribution and scale: towards an economics that is efficient, just and sustainable*. Ecological Economics, Vol. 6, S. 185-193, 1992.
- European Commission 1995 Externalities of Fuel Cycles - ExternE Project. Report No. 2 - Methodology. European Commission DG XII, Science Research and Development, JOULE. EUR 16521 EN. Brussels - Luxembourg, 1995
- European Commission 1997 *Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive*. Report produced for the European commission DG XI. Contract number B4 3040/95/001047/MAR/B1, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 1997.
- European Commission 1999 Externalities of Fuel Cycles - ExternE Project. Methodology, 2nd Edition. European Commission DG XII, Science Research and Development, JOULE. EUR 16521 EN. Brussels - Luxembourg, to be published.
- Eyre *et al.*, 1997a Eyre, N., Downing, T., Hoekstra, R., Rennings, K., Tol, R.: *Global Warming Damages*. Final Report of the ExternE Global Warming Sub-Task. Report prepared for the European Commission, Contract JOS3-CT95-0002, 1997.
- Eyre *et al.*, 1997b Eyre, N., Cupit, M., Holland, M., Krewitt, W., Berry, J.: *Cost Benefit Analysis of Pollution Abatement Options for Large Combustion Plants*. ExternE working paper, unpublished. 1997.
- Fahl *et al.*, 1995 Fahl, U., Läge, E., Schaumann, P., Böhringer, C., Krüger, R., Voß, A.: *Emissionsminderung von energiebedingten klimarelevanten Spurengasen in der Bundesrepublik Deutschland und in Baden-Württemberg*. Forschungsbericht des Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Band 21, Stuttgart, 1995.

9. Diskussionsforum Ökobilanzen

- Friedrich *et al.*, 1998 Friedrich, R., Bickel, P., Krewitt, W. (Hrsg.): *External Costs of Transport*. Forschungsbericht des Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart, Band 46, Stuttgart, 1998.
- Friedrich u. Krewitt 1997 Friedrich, R., Krewitt, W. (Hrsg.) : *Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung - Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen*. Springer Verlag, Berlin, 1997
- Heyes *et al.* 1997 Heyes C, Schöpp, W, Amann, M, Bertok, I, Cofala, J, Gyarfas, F, Klimont, Z, Makowski, M, Shibayev, S: *Simultaneous Optimization of Abatement Strategies for Ground-Level Ozone and Acidification*. Interim Report IR-97-090/December. International Institute for Applied System Analysis. Laxenburg, Austria, 1997.
- Krewitt *et al.* 1997 Krewitt, W., Mayerhofer, P., Friedrich, R., Trukenmüller, A., Heck, T., Greßmann, A., Raptis, F., Kaspar, F., Sachau, J., Rennings, K., Diekmann, J., Praetorius, B.: *ExternE - Externalities of Energy. National Implementation in Germany*. European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development. EUR 18271. Nov. 1997.
- Krewitt *et al.* 1998 Krewitt, W., Holland, M., Heck, T., Mayerhofer, P., Trukenmüller, A., Friedrich, R.: *Comparing Costs and Environmental Benefits of an Acidification Strategy for the European Union*. Paper presented at the World Congress of Environmental and Resource Economists, Venice, June 25-27, 1998.
- Krewitt *et al.* 1999 Krewitt, W., Heck, T., Trukenmüller, A., Friedrich, R.: *Environmental Damage Costs from Fossil Electricity Generation in Germany and Europe*. To be published in Energy Policy.
- Navrud 1997 Navrud, S.: *Exceedance of Critical Loads and Impacts on Freshwater Fish Population - An Attempt to Link Critical Loads and Economic Valuation*, ExternE working paper, 1997.
- Pommerehne 1987 Pommerehne: *Präferenzen für öffentliche Güter*. Mohr Tübingen, 1987.
- Rabl 1996 Rabl, A.: *Discounting of Long Term Costs: What Would Future Generations Prefer us to Do?* Ecological Economics 17, pp. 137-145, 1996.

THOMAS METTIER

Der Vergleich von Schutzgütern – Ausgewählte Resultate einer Panel-Befragung

In: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (Hrsg.): *Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999)*, 58-71

1. Warum werden Schutzgüter in der Ökobilanz verglichen?

Die Anwendung der Ökobilanz dient dazu, die Einwirkungen von Produkten und Aktivitäten auf die Umwelt abzubilden und zu verringern. Jede Ökobilanzmethode entwirft somit implizit ein Bild der schützenswerten Umwelt, das aber selten genauer ausgeführt wird. Die Umwelt wird in der Ökobilanz durch eine Auswahl von Stellvertretern repräsentiert, deren Anzahl aus Gründen der Praktikabilität - sowohl für die Modellierung der Wirkungsketten, als auch für die Interpretation der Ergebnisse - klein bleiben sollte (Müller-Wenk 1997). Bei schadensorientierten Methoden, wie z.B. der schwedischen EPS-Methode (Steen und Ryding 1992), dem Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) oder dem Eco-indicator 98 (Goedkoop *et al.* 1998) wird die Umwelt durch eine Auswahl von Schutzgütern repräsentiert. Der Schaden an der Umwelt wird also durch die Schäden an den gewählten Schutzgütern ausgedrückt. Dabei stellt sich das Problem, durch welche Auswahl von Schutzgütern ein Bild der Umwelt konstruiert wird. Diese Auswahl darf aus den oben erwähnten praktischen Gründen nicht zu gross sein, muss aber dennoch möglichst den Gesamtschaden an der Umwelt repräsentieren.

Wird für ein Produkt eine Ökobilanz nach einer schadensorientierten Methode gerechnet, resultieren aus der Wirkungsabschätzung (Characterisation) Kennzahlen für die Schädigung der Schutzgüter (Category indicator results). Die Bedeutung dieser Schäden hinsichtlich ihrer beabsichtigten Funktion, die Wirkungen auf die Umwelt zu repräsentieren, ergibt sich aber nicht von selbst, sondern wird in einem interpretativen Schritt konstruiert. Dieser Schritt vollzieht sich durch den Vergleich oder die Bewertung von Schäden.

Diese Bewertung kann verschieden stark formalisiert sein, von einem qualitativen, argumentativen Vergleich der Schäden bis hin zur Verwendung standardisierter Gewichte, die die relative Bedeutung der Schäden quantifizieren und die Addition zu einem Gesamtschaden erlauben. Der Formalisierungsgrad, d.h. die Art der bei der Bewertung hinzugefügten Information ist von der Zielsetzung des zu unterstützenden Entscheides abhängig. Bei der Anwendung der Ökobilanz zum Vergleich von Produkten reicht häufig schon relativ wenig Bewertungsinformation (vgl. Hofstetter 1999), währenddem zur Analyse der Beiträge einzelner Prozesse am Gesamtschaden die Verwendung von Gewichten (Punktdaten) notwendig ist. Fehlen Bewertungsinformationen als Interpretationshilfen ganz, neigen Entscheider dazu, alle gelieferten Kriterien (in unserem Fall also Schäden) gleich stark in ihren Entscheid einzubeziehen (Kleindorfer *et al.* 1993), was faktisch auch einer Bewertung entspricht.

Die Frage, wie Schäden an Schutzgütern bewertet werden sollen, um einen ökologisch informierten Entscheid zu unterstützen, stellt sich auch für die Bewertungsmethode Eco-indicator 98. Hier werden drei Schutzgüter unterschieden, um die Umwelt zu repräsentieren: *Humangesundheit*, *Ökosystemqualität* und *Ressourcen*¹. Die im folgenden beschriebene Befragung im Vorfeld des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen stellt einen ersten Ansatz dar, die Bedeutung dieser Schutzgüter zu untersuchen.

¹ Für die drei Schutzgüter werden im folgenden häufig die englischen Abkürzungen verwendet: Human Health (HH), Ecosystems Quality (EQ) und Resources (R)

2. Die Panel-Studie

Der Begriff „Panel-Studie“ wird in der Ökobilanzterminologie ganz allgemein für Studien verwendet, in welchen eine ausgewählte Gruppe von Personen befragt wird, währenddem er in den Sozialwissenschaften für sog. Längsschnittstudien reserviert ist, in welchen eine Gruppe zu verschiedenen Zeitpunkten untersucht wird, um Veränderungen über die Zeit festzustellen (vgl. z.B. Atteslander 1993). Panel-Studien stellen in der Ökobilanz einen der möglichen Lösungsansätze dar, um das Bewertungsproblem, d.h. den (qualitativen oder quantitativen) Vergleich von Wirkungsklassen oder Schutzgütern, anzugehen. Die Bedeutung verschiedener Einwirkungen auf die Umwelt kann letztlich nicht naturwissenschaftlich festgelegt werden. Aussagen über die Wichtigkeit von Umwelteinwirkungen besitzen eine stark normative Komponente und werden von der individuellen und kollektiven Interpretation der (Um-)Welt geprägt. Die wahrgenommene Wichtigkeit von Umwelteinwirkungen oder Umweltproblemen ist bereits häufiger mit Hilfe von Panel-Studien ermittelt worden (vgl. Kortmann *et al.* 1994, Lindeijer 1997, Puolamaa *et al.* 1996, Virtanen *et al.* 1999). Im Gegensatz dazu ist uns nur die Studie von Moosmann (1997) bekannt, in der die Wichtigkeit von Schutzgütern untersucht wurde.

Ziel der hier vorgestellten Studie ist es, Grundlagen für die vergleichende Bewertung der Schutzgüter Humangesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen zu erarbeiten, u.a. auch im Hinblick darauf, dass die Bewertungsmethode Eco-indicator 98 Schäden an diesen Schutzgütern ausweist. Optimalerweise stützen sich Entscheide auf gesellschaftlich legitimierte (demokratische) Wertsetzungen, hierfür müsste aber ein eigentlicher „gesellschaftlicher Wertsetzungsprozess“ stattfinden. Da dies im Fall der Bewertung von Schutzgütern (noch) nicht stattfand, stützen sich Panel-Studien auf die Sicht einer Auswahl von Personen. Die Auswahl der Panelisten ist idealerweise so zu treffen, dass die Werte aller relevanten Anspruchsgruppen einbezogen werden können.

Mit dem Ziel, die Studie möglichst breit abzustützen, wurde allen ehemaligen Besuchern eines Diskussionsforums Ökobilanzen (365 Personen) ein Fragebogen verschickt. Durch diese Auswahl der Befragten konnten Vertreter breiter Anspruchsgruppen der Ökobilanzierung in der Schweiz und im näheren Ausland befragt werden.

Der Fragebogen enthielt die folgenden Elemente:

- *Einführungsteil:* Einführung
Definition der Schutzgüter HH, EQ und R
Beschreibung von Indikatoren zur Operationalisierung von Schäden an den Schutzgütern
- *Bewertungsteil:* Bewertung von Schäden an den vorgestellten Schutzgütern aufgrund von zwei Szenarien („Europäische Schäden“ und „Hypothetische Produkte“)
Beurteilung der Gewichtung dreier Schutzgüter in der Schweizerischen Störfallverordnung
Beurteilung der Legitimation von Personengruppen, Bewertungen abzugeben
- *Wertestrukturen der Befragten:* Erhebung von Wertestrukturen der Befragten mit den Ansätzen „anthropozentrische vs. ökozentrische Umwelteinstellung“ und „Kulturtheorie“
- *Angaben zur Person:* Hintergrundinformationen zu den Befragten

Im Einführungsteil wurde die Meinung der Befragten über die Wahl und Definition der Schutzgüter und die Wahl der Indikatoren erhoben. Die vielen Kommentare, die dazu gesammelt werden konnten, versprechen interessante Einsichten. Auf die Analyse dieses Teils kann hier aber nicht weiter eingegangen werden. Ebenso werden die Schutzgüter der Schweizerischen Störfallverordnung und die Frage der Legitimation nicht weiter ausgeführt. Die wichtigsten Resultate der anderen Teile werden im folgenden kurz dargestellt.

3. Beschreibung des Panels

Von den versandten 365 Fragebogen kamen 82 (22%) ausgefüllt zurück. Zur Beschreibung der Stichprobe wurden Geschlecht, derzeitiger Arbeitgeber, Kenntnisse über Ökobilanzmethoden und Alter erhoben. Die Daten zur Charakterisierung des Panels sind in den Tabellen 1-4 aufgeführt.

Tab.1: *Geschlecht der Befragten (n=82)*

Geschlecht	Anzahl Befragte	in %
männlich	66	80.4
weiblich	15	18.4
Nicht ausgefüllt	1	1.2

Tab.2: *Arbeitgeber der Befragten (n=82)*

Arbeitgeber	Anzahl Befragte ^{a)}	in %
Hochschule	35	40.2
Beratungsbüro	22	25.3
Industrie	8	9.2
Dienstleistungsunternehmen	8	9.2
Öffentliche Verwaltung	8	9.2
Verbände	3	3.3
andere	3	3.3
Nicht ausgefüllt	2	2.3

a) aufgrund von Mehrfachnennungen beträgt das Antworttotal hier 87.

Tab.3: *Vorwissen der Befragten über Ökobilanzierungsmethoden(n=82)*

Vorwissen über Ökobilanzen	Anzahl Befragte ^{a)}	in % ^{a)}
Ich verfolge regelmässig die aktuellen Diskussionen über Ökobilanzierungsmethoden	46	56.1
Ich verfolge unregelmässig einen kleinen Teil der Diskussionen über Ökobilanzierungsmethoden	25	30.5
Ich verfolge die Diskussionen über Ökobilanzierungsmethoden nicht, habe aber selbst eine Ökobilanz durchgeführt / bei der Durchführung mitgearbeitet	3	3.7
Ich verfolge die Diskussionen über Ökobilanzierungsmethoden nicht, ich kenne aber das prinzipielle vorgehen einer Ökobilanz	6	7.3
Ich habe einiges von Ökobilanzen gehört / gelesen	1	1.2
Ich habe bis jetzt wenig von Ökobilanzen gehört / gelesen	1	1.2

a) bei Mehrfachnennungen wurde die höchststehende Antwort berücksichtigt.

Der durchschnittliche Befragte ist demnach männlich, unter 40 Jahre alt, arbeitet an einer Hochschule oder in einem Beratungsbüro und besitzt ein hohes Vorwissen über Ökobilanzen. Trotz der Auswahl von ehemaligen TeilnehmerInnen an einem Diskussionsforum Ökobilanzen überrascht die hohe Einschätzung des Vorwissens. Es ist damit zu rechnen, dass methodisch Interessierte selektiv häufiger geantwortet haben. Wenn man davon ausgeht, dass die angeschriebenen Personen breitere Anspruchsgruppen der Ökobilanz in der Schweiz und im nahen Ausland repräsentieren, dann sind in der ausgewerteten Stichprobe methodisch Interessierte eher übervertreten.

Tab.4: Alter der Befragten (n=82)

Alter	Anzahl Befragte	in %
-29	21	25.6
30-39	33	40.3
40-49	15	18.3
50-59	9	11.0
60-	2	2.4
Nicht ausgefüllt	2	2.4

4. Bewertung von Schäden im Szenario „Europäische Schäden“

Im Einführungsteil wurden Indikatoren beschrieben, mit Hilfe derer sich Schäden an den Schutzgütern HH, EQ und R ausdrücken lassen. Für Schäden an der Humangesundheit wurde der DALY's-Ansatz (Disability Adjusted Life Years) gewählt, der im Rahmen einer Studie von WHO und Weltbank entwickelt wurde (Murray und Lopez 1996). In diesem Index werden sowohl Mortalität als auch gesundheitliche Beeinträchtigung erfasst. Vereinfacht entspricht 1 DALY dabei sowohl 1 verlorenem Lebensjahr einer vorzeitig verstorbenen Person als auch einer bestimmten Anzahl (>1) gesundheitlich beeinträchtigt gelebter Jahre.

Zur Beschreibung von Schäden am Schutzgut Ökosystemqualität diente der Anteil bedrohter Gefässpflanzen in einem Referenzgebiet als Indikator (vgl. Müller-Wenk 1998b). Als bedroht werden Arten gezählt, die gemäss roten Listen eines Landes ausgestorben, stark gefährdet, gefährdet oder selten sind.

Schäden am Schutzgut Ressourcen wurden durch einen Indikator für die Abnahme des Bestandes von nichterneuerbaren bekannten/ausbeutbaren Energieressourcen ausgedrückt. Gewählt wurde nicht die physische Abnahme des Bestandes sondern die Abnahme des wertschöpfungsgewichteten Bestandes (vgl Müller-Wenk 1998a). Kein Schaden an den nichterneuerbaren Vorräten würde dann auftreten, wenn jährlich höchstens soviel Prozent der bekannten/ausbeutbaren Energieressourcen verbraucht werden, wie es der jährlichen Steigerung der Energieproduktivität (in Prozent) entspricht.

Im Szenario „Europäische Schäden“ wurden den Befragten vereinfacht die folgenden Schätzungen für die derzeit beobachtbaren Schäden in Europa präsentiert:

- b) Der Schaden am Schutzgut Humangesundheit durch Umweltfaktoren liegt für Europa in der Grössenordnung von 7 Mio. DALY's pro Jahr. Als Vergleich dazu wurden für Tabak und Alkohol Schäden von 7 Mio. resp. 6 Mio. DALY's pro Jahr angegeben.
- c) Als Grobannäherung sind in einem durchschnittlichen europäischen Land ca. 25% der Gefässpflanzen bedroht.
- d) Zur Zeit werden in Europa jährlich ca. 73'000 Petajoule Energie aus Erdöl, Erdgas, Kohle und Uran verbraucht. Das sind ca. 21'000 Petajoule mehr als es der Erhaltung des wertschöpfungsgewichteten Ressourcenbestandes entsprechen würde.

Die Bewertung der Schäden erfolgte mehrstufig. Als erstes mussten die Panelisten abschätzen, ob die dargestellten Schäden für sie den gleichen Stellenwert besitzen. In einem zweiten Schritt mussten die Schäden rangiert werden. Abschliessend wurde gefragt, wie wichtig die Schäden relativ zueinander sind, ausgedrückt in qualitativen Kategorien und in Verhältniszahlen. Etwa drei Viertel der Befragten gaben an, dass die vorgegebenen Schäden nicht den gleichen Stellenwert

besitzen (vgl. Tabelle 5). Von den 19 Befragten welche den Stellenwert der Schäden gleich einschätzten, präzisierten 10 ihre Meinung aus diesem Grund in den folgenden Fragen nicht weiter. Für diese Befragten wurde angenommen, dass die Schäden als gleich wichtig eingestuft werden.

Tab.5: „Haben die drei dargestellten Schäden für Sie den gleichen Stellenwert, wenn es in einer Ökobilanz darum geht, Umweltschäden zu beschreiben?“ (n=82)

Gleicher Stellenwert?	Anzahl Befragte	in %
Ja	19	23.2
Nein	60	73.2
Nicht ausgefüllt	3	3.6

Die Rangierung der Schäden (vgl. Tabelle 6) zeigt, dass die vorgegebenen Schäden am Schutzgut Ressourcen in den allermeisten Fällen weniger wichtig eingestuft werden als die Schäden an den Schutzgütern Humangesundheit und Ökosystemqualität. In nur 13 von 75 Fällen werden die Schäden am Schutzgut Ressourcen höher eingestuft als einer der beiden anderen Schäden. Werden die Rangplätze ausgerechnet (Tabelle 7), ergibt sich folgendes Bild: HH und EQ werden im Durchschnitt etwa gleich hoch rangiert. R dagegen wird deutlich niedrigere Wichtigkeit zugesprochen. Dieser Zusammenhang ist auch statistisch hoch signifikant ($p < 0.0001$ für HH vs. R und EQ vs. R im Wilcoxon-Test², währendem sich zwischen EQ und HH kein Unterschied ergibt ($p=0.66$ im Wilcoxon-Test).

Tab.6: Rangierung der Schäden (n=82)

Rangierung	Anzahl Befragte	in %
EQ > HH > R	27	32.9
HH > EQ > R	22	26.8
HH = EQ = R ^{a)}	10	12.2
HH > R > EQ	5	6.1
EQ > R > HH	4	4.9
R > EQ > HH	3	3.7
R > HH > EQ	0	0.0
HH = EQ > R	2	2.4
EQ = R > HH	1	1.2
HH > EQ = R	1	1.2
Nicht ausgefüllt	7	8.6

a) Personen, die den Schäden den gleichen Stellenwert einräumten und Ihre Meinung in den folgenden Fragen daher nicht weiter präzisierten.

Tab.7: Ränge der Schäden (n=75)

Schaden	Durchschnittlicher Rang	Stand. Abweichung
HH	1.65	0.67
EQ	1.56	0.66
R	2.72	0.57

Die Bewertung der Schäden mit Hilfe von verbalen Kategorien zeigt in etwa dasselbe Bild (Tabelle 8). Hier musste die Bedeutung des höchstrangierten Schadens gegenüber den anderen Schäden abgeschätzt werden. Obwohl mehr Personen EQ höher rangieren als HH und tendenziell auch eine grössere Differenz zwischen den Schäden einräumen als umgekehrt Personen, die HH höher einschätzen als EQ, zeigen sich keine deutlichen Unterschiede zwischen EQ und HH.

² vgl zu den verwendeten statistischen Tests z.B.(Bortz 1993)

Tab.8: Qualitative Bewertung der Schäden (n=82)

Rangierung	gleich wichtig	etwas wichtiger	deutlich wichtiger	viel wichtiger	sehr viel wichtiger	extrem viel wichtiger
HH>EQ		7	11	3	1	1
EQ>HH		8	8	10	0	1
HH>R		4	8	4	7	4
R>HH		0	1	2	0	0
EQ>R		5	6	7	12	1
R>EQ		1	1	0	0	0
HH=EQ=R	10					
HH=EQ	5					
EQ=R	1					
HH=R	1					
Nicht ausgefüllt	12					

Als letzter Schritt der Bewertung wurde das Zahlenverhältnis vom höchstrangierten Schaden zu den anderen beiden Schäden abgefragt. Aus diesen Angaben wurden relative Gewichte berechnet, d.h. es wurde eine Aufteilung von 100 %-Punkten auf die drei Schäden berechnet. Auffällig bei dieser Frage ist, dass etwa die Hälfte der Panelisten nicht bereit war, ihre Sicht der Schäden in Zahlen auszudrücken. Auf die Gründe für diese Zurückhaltung kann hier nicht weiter eingegangen werden. Es soll aber darauf hingewiesen werden, dass auch im Rahmen der monetären Bewertung von Umweltgütern bei der Erhebung der Zahlungsbereitschaft diese sog. „Protestvoten“ häufig ca. 50% der Antworten ausmachen (Mitchell und Carson 1989, S.34).

Die ermittelten Gewichte sind in Abbildung 1 im Gewichtungsdreieck (vgl. Hofstetter 1999) dargestellt, die Kennzahlen dazu finden sich in Tabelle 9. Eine statistische Analyse der Gewichte zeigt, dass R gegenüber HH und EQ signifikant niedriger gewichtet wird (jeweils $p < 0.001$ im T-Test) während dem zwischen den Gewichten für HH und EQ keine signifikanten Zusammenhänge bestehen ($p=0.21$ im T-Test). Fragt man sich, Um wieviel sich die Gewichte der Schäden HH und EQ gegenüber R sicher unterscheiden, kommt man zum Ergebnis, dass Differenzen von 5%-Punkten für HH und 10%-Punkten für EQ signifikant sind ($p=0.02$ resp. $p = 0.01$), währenddem sich für Differenzen von 10%-Punkten für HH und 15%-Punkten für EQ keine signifikanten Zusammenhänge mehr finden ($p=0.24$ resp. $p=0.13$). Abschliessend kann festgehalten werden, dass der vorgegebenen Schaden an R statistisch signifikant tiefer rangiert wurde als die Schäden an HH und EQ und gegenüber diesen Schäden sicher 5%-Punkte resp. 10%-Punkte tiefer gewichtet wurde. Auch wenn die Aussagekraft der Ergebnisse nicht ausreicht, um für die Gewichte der drei Schäden einen statistisch gesicherten Punktwert anzugeben, sind die gefundenen Zusammenhänge doch insofern äusserst hilfreich, als dass sie den Raum der möglichen Gewichtungen einengen und dadurch eine Auswertung im Gewichtungsdreieck (vgl. Hofstetter 1999) unterstützen.

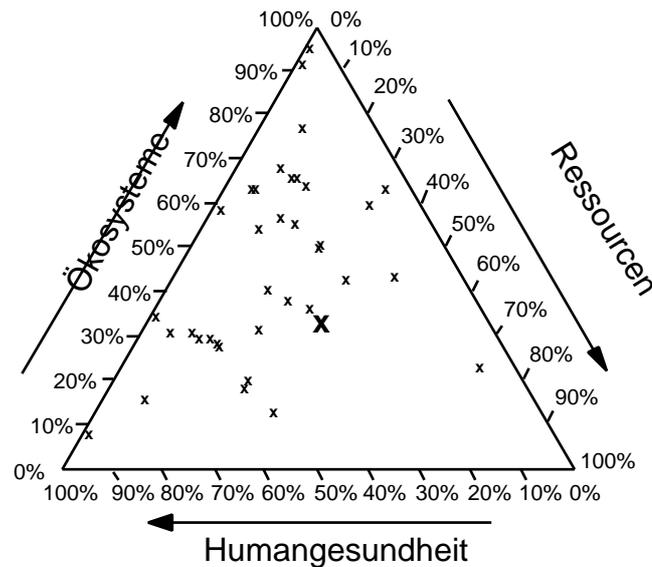


Abb.1: Darstellung der berechneten Gewichte im Gewichtungsdreieck, Jedes Kreuz stellt die Präferenz eines Befragten dar. Das grosse Kreuz in der Mitte markiert 10 Befragte, welche die Schäden gleich stark gewichteten (n=46).

Tab.9: *Quantitative Bewertung der Schäden (n=46)*

Schäden	Mittelwert der Gewichte	Stand. Abweichung	Median ^{a)} der Gewichte
HH	36 %	19 %	33%
EQ	43 %	20 %	33%
R	21 %	14 %	23%

a) Gewichte summieren sich nicht zu 100%.

Es stellt sich im Zusammenhang mit der oben präsentierten Auswertung der Gewichte die Frage, inwiefern die oben erhaltenen Resultate durch die vorgegebenen Schätzungen der beobachtbaren Schäden in Europa beeinflusst waren. Zwei Drittel der Befragten geben an, dass sie ohne Schätzungen dieselben Antworten gegeben hätten (vgl. Tabelle 10). Ein Blick auf die ermittelten Gewichte der beeinflussten Panelisten (vgl. Tabelle 11) zeigt, dass sich ohne Vorgabe von Schätzungen die Werte der Gewichte dieser Personen eher zum Mittelwert hin verschieben und HH tendenziell etwas höher und EQ etwas tiefer gewichtet würde. Es kann aber geschlossen werden, dass eine Mehrzahl der Befragten nicht sensitiv auf die vorgegebenen Schätzungen reagiert. Auf welche Referenz sich das abgegebene Urteil in diesem Fall aber bezieht, kann nicht beantwortet werden. Einer Hypothese, dass sich die Befragten eine Vorstellung der beobachtbaren europäischen Schäden an den Schutzgütern machen, und sich ihr Urteil viel stärker auf diesen Begriff als auf die vorgegebenen Zahlen bezieht, konnte bis jetzt nicht nachgegangen werden.

Tab.10: *Beeinflussung der Befragten durch die angegebenen Schätzungen für europäische Schäden (nur Befragte mit erfasster Gewichtung, n=46)*

Beeinflussung?	Anzahl Befragte	in %
Nicht beeinflusst	31	67.4
Beeinflusst	10	21.7
Nicht ausgefüllt	5	10.9

Tab.11: Gewichtung aufgelistet nach der angegebenen Beeinflussung (n=46)

Beeinflussung	Anzahl Befragte	Gewicht HH	Gewicht EQ	Gewicht R
Unbeeinflusst	31	37%	41%	22%
Beeinflusst:				
HH wichtiger ^{a)}	8	21 %	61 %	18 %
HH weniger wichtig	1	55 %	27 %	18 %
EQ wichtiger	0			
EQ weniger wichtig	6	32 %	59 %	9 %
R wichtiger	3	52%	38%	10 %
R weniger wichtig	0			

a) „HH wichtiger“ meint hier, dass ohne die Angaben von Zahlen die europäischen Schäden am Schutzgut Humangesundheit wichtiger eingestuft worden wären.

5. Bewertung von Schäden im Szenario „Hypothetische Produkte“

Im Szenario „Hypothetische Produkte“ wurden den Befragten drei hypothetische Produkte vorgegeben, welche jeweils nur ein Schutzgut schädigen und sonst keine Effekte verursachen:

- das Produkt „ $P_{\text{Humangesundheit}}$ “, in dessen Lebenszyklus Emissionen von Feinpartikeln entstehen, die zum Vorzeitigen Tod einer Person führen. Diese Person stirbt 10 Jahre früher als er/sie ohne diese Emissionen gestorben wäre.
- das Produkt „ $P_{\text{Ökosysteme}}$ “, mit dessen Lebenszyklus Emissionen eines Herbizids verbunden sind. Diese Emissionen führen dazu, dass y Pflanzenarten in der Schweiz auf die rote Liste gesetzt werden müssen. Weiter wird angenommen, die Wirkung des Herbizids beschränke sich auf 1 Jahr und die Verbreitung der y Pflanzenarten könnte danach ohne weitere Emissionen wieder zunehmen.
- Das Produkt „ $P_{\text{Ressourcen}}$ “, das in seinem Lebenszyklus z mal die jährliche Produktion an Zink verbraucht.

Für die Variablen y und z mussten Zahlenwerte so eingesetzt werden, dass die Schäden an den drei Schutzgütern als gleich wichtig empfunden wurden. Es wurde darauf hingewiesen, dass die Zahlen sehr gross (1'000'000) oder auch sehr klein (0.000001) gewählt werden können.

Diese Fragestellung bereitete den Panelisten etliche Mühe. Nur gerade 21 von 82 Befragten fühlten sich in der Lage oder waren bereit dazu, Zahlen anzugeben. Die eingefüllten Zahlen schwankten stark und erstreckten sich über fünf Grössenordnungen. Die Antworten sind in Tabelle 12 zusammengefasst. Da ein Teil der Antworten viel kleiner als 1 und ein Teil viel grösser als 1 war, eignen sich der Median oder das Geometrische Mittel eher für eine Mittelwertbildung.

Tab.12: Schäden gleicher Wichtigkeit im Szenario „hypothetische Produkte“ (n=21)

	Mittelwert	Stand. Abw.	Geom. Mittel	Median
Verlorene Menschenjahre	10 ^{a)}			
Arten auf roter Liste	23.3	25.6	0.5	1
Verbrauch an Zink	25.6	44.1	0.12	0.1

a) Der Wert von 10 verlorenen Lebensjahren wurde vorgegeben, die anderen Werte mussten relativ dazu gesetzt werden.

Ein Vergleich der Ergebnisse zwischen den beiden verwendeten Szenarien offenbart grosse Unterschiede. Wird davon ausgegangen, dass die hypothetischen Produkte Jahr für Jahr produziert werden, können die 10 verlorenen Lebensjahre im Szenario „hypothetische Produkte“ als 10 DALY's/Jahr interpretiert werden und gemäss dem Median der Antworten einer (immer wieder

ein Jahr) bedrohten Pflanzenart gleichgesetzt werden. Dadurch werden die Unterschiede zum Szenario „Europäische Schäden“ offensichtlich, wo 7 Mio Daly's/Jahr etwa als gleich schädlich eingestuft wurden wie die (dauerhafte) Bedrohung von ca. 800 Pflanzenarten pro Land. Der unterschiedlich definierte Schaden am Schutzgut Ökosystemqualität stellt beim Vergleich ein Problem dar, da im Szenario „hypothetische Produkte“ eine zeitliche Beschränkung auf ein Jahr definiert wurde. Da in den Antworten aber nur sehr wenig Kommentare über diese zeitliche Beschränkung gemacht wurden, kann angenommen werden, dass die Unterschiede vor allem durch den Skaleneffekt hervorgerufen werden. Befragte haben Mühe, vorgegebene Schäden zu bewerten, die für sie nicht in der selben Grössenordnung liegen und in deren Interpretation sie keine Erfahrung haben.

Abschliessend kann festgestellt werden, dass sich bei der Bewertung von Schäden beträchtliche Unterschiede ergeben, je nachdem ob ein Szenario auf einer Makro-Ebene („Europäische Schäden“) oder auf einer Mikro-Ebene („hypothetische Produkte“) vorgegeben wird. Die Befragten bevorzugen zur Beantwortung eher die Makro-Ebene.

6. Wertestrukturen als Determinanten der Bewertung von Schäden?

Eine interessante Frage im Zusammenhang mit der Bewertung von Schäden an Schutzgütern ist, inwiefern sich eine unterschiedliche Sicht der Schäden auf unterschiedliche Wertstrukturen bei den Befragten zurückführen lässt. Können Zusammenhänge zwischen Werten und Bewertung hergestellt werden, kann auf dieser Basis besser entschieden werden, welche Sichtweisen in einen Entscheid miteinbezogen werden sollen. Die dahinterstehende Annahme ist, dass sich aufgrund von Wertestrukturen Gruppen bilden lassen, welche sich in ihrem Urteil über die Schäden unterscheiden und innerhalb derer die Varianz der Einschätzung klein ist. Varianzen in der Bewertung könnten in diesem Fall auf unterschiedliche Werte zurückgeführt werden und die Unsicherheit der Bewertung verringert werden.

Im Rahmen dieser Studie wurde bei zwei Ansätzen getestet, ob sie sich zur besseren Strukturierung der Bewertung von Schäden eignen. Die gewählten Ansätze heissen:

- „*anthropozentrische und ökozentrische Umwelteinstellung*“ (vgl. Thompson und Barton 1994)
- „*Kulturtheorie*“ (Douglas und Wildavsky 1982).

Wie der Name bereits besagt, wird im ersten Ansatz zwischen anthropozentrischen und ökozentrischen Wertvorstellungen unterschieden. Für ökozentrische Personen besitzt die Natur einen intrinsischen Wert. D.h. sie ist an und für sich schützenswert, unabhängig davon, ob auch der Mensch vom Schutz der Natur profitiert. Die Gefühle gegenüber Tieren und Pflanzen rechtfertigen diesen Schutz. Für anthropozentrisch eingestellte Personen steht beim Umweltschutz die Verbesserung der Lebensqualität des Menschen im Vordergrund. Neben diesen Einstellungen wird im Fragebogen von Thompson & Barton (1994) noch eine dritte Dimension erfasst, welche „umweltapathische“ Dimension genannt wird. Hier wird erhoben, wie dringend der Schutz der Umwelt eingestuft wird. Die drei beschriebenen Skalen wurden mit Fragen aus dem Fragebogen von Siegrist (1996) erfasst (vgl. Tabelle 13). Jede Dimension wurde jeweils mit drei Fragen erhoben, welche in der Studie von Siegrist (1996) die grösste Trennschärfe auswiesen. Aufgrund einer Reliabilitätsanalyse wurde in der Skala „anthropozentrische Umwelteinstellung“ eine der Fragen entfernt. Für die Skala „Umweltapathie“ ergab sich kein reliabler Index, diese Dimension wurde daher in der weiteren Auswertung nicht weiter betrachtet.

Die Kulturtheorie geht davon aus, dass aufgrund von zwei Merkmalen nämlich „Group“ und „Grid“ fünf verschiedene kulturelle Perspektiven oder kulturelle Archetypen beschrieben werden können (Douglas und Wildavsky 1982, Thompson *et al.* 1990). Daher wird häufig auch von „Grid/Group-Analyse“ gesprochen. Die Dimension „Grid“ meint den Grad der institutionalisierten Strukturen und Regeln, welche das Leben des Individuums durch Vorschriften und Zwänge bestimmen. Die Dimension „Group“ beschreibt wie stark ein Individuum in festen Gruppen eingebunden ist. Im Rahmen dieser Arbeit kann nur sehr kurz auf die kulturellen Perspektiven eingegangen werden. Eine ausführliche Beschreibung findet sich bei Thompson *et al.* (1990) und im Kontext der Ökobilanz bei Hofstetter (1998). Die in unserem Zusammenhang wichtigen kulturellen Archetypen sind „individualistische Perspektive“, „egalitäre Perspektive“ und „hierarchische Perspektive“.

Die individualistische Perspektive zeichnet sich durch eine niedrige Ausprägung von Group und Grid Dimension aus. Personen dieses Archetyps verfolgen ihre Ziele relativ unabhängig von sozialen Bindungen und institutionellen Schranken, die regulative Kraft des Marktes ist ein zentrales Thema dieser Perspektive. Deshalb wird z.T. als Verbildlichung dieser Perspektive der eigenständige Unternehmer gesetzt.

Die egalitäre Perspektive wird durch die Kombination von hoher Group-Dimension und niedrig ausgeprägter Grid-Dimension beschrieben. Die egalitäre Perspektive beruht auf starker Gruppenidentität und der gleichzeitigen Ablehnung hierarchischer Strukturen, was dazu führt, dass der Gesichtspunkt der Gleichheit der Gruppenmitglieder wichtig ist. Für diese Perspektive ist daher auch die Verteilungsgerechtigkeit ein zentrales Anliegen.

Die hierarchische Perspektive ist durch eine starke Ausprägung der Group- und Grid-Dimension charakterisiert. Eine starke Einbindung in Gruppen und eine starke soziale Kontrolle führen bei dieser Perspektive dazu, dass Entscheide häufig auf übergeordnete Instanzen abgestützt werden.

Tab.13: *Verwendete Items der Skalen für die Kulturtheorie und die Umwelteinstellung*

Frage	Individualismus
D10	In einem fairen System sollten diejenigen, welche mehr Fähigkeiten besitzen, auch mehr verdienen.
D14	Geld zu verdienen ist der wichtigste Grund für harte Arbeit.
D16	Eine freie Gesellschaft kann nur existieren, wenn die Unternehmen die Möglichkeit haben sich zu entfalten.
D20	Kontinuierliches ökonomisches Wachstum ist die Antwort um die Lebensqualität zu erhöhen.
	Egalitarismus
D11	Die Diskriminierung von Randgruppen ist ein grosses Problem unserer Gesellschaft.
D12	Ich würde eine Änderung der Steuern unterstützen, die Personen mit grossem Einkommen stärker besteuert als heute.
D15	Der Staat sollte dafür sorgen, dass JedeR einen guten Lebensstandard besitzt.
D18	Was unser Land braucht, ist eine „Fairness-Revolution“ um den Wohlstand besser zu verteilen.
	Hierarchismus
D13	Ich denke, bei der heutigen Jugend müsste mehr Disziplin herrschen.
D17	Ich unterscheide stärker als die meisten Leute was richtig und was falsch ist.
D21	Ich schätze eine tägliche Routine hoch ein.
	Ökozentrische Umwelteinstellung
D1	Um glücklich zu sein, muss ich Zeit in der Natur verbringen können.
D6	Draussen in der Natur zu sein, reduziert bei mir Stress.
D8	Der Schutz der Tiere ist ebenso wichtig wie das Wohlergehen der Menschen.
	Anthropozentrische Umwelteinstellung
D3	Einer der wichtigsten Gründe für den Schutz der Natur ist das Überleben der Menschheit.
D7	Einer der wichtigsten Gründe für den Schutz der Natur ist die Sicherstellung eines hohen Lebensstandards.

Die drei Skalen wurden mit Hilfe von Fragen aus dem Fragebogen von Marris (1996) erhoben, welche ins Deutsche übersetzt wurden (vgl. Tabelle 13). Es wurden pro kultureller Perspektive vier Fragen gestellt. Nach der Reliabilitätsanalyse wurde eine Frage aus der Skala für die hierarchische Perspektive entfernt.

Für alle verwendeten Fragen wurden fünf Antwortkategorien vorgegeben („lehne stark ab“ bis „stimme stark zu“). Die Kategorien wurden mit 1 bis 5 codiert. Für alle Befragten wurde für jede Skala ein Index gebildet, der die durchschnittliche Zustimmung kennzeichnet. Ein Wert von 1 markiert die niedrigste Zustimmung, ein Wert von 5 maximale Zustimmung. In Tabelle 14 sind die Kennzahlen der einzelnen Skalen aufgeführt.

Tab.14: Kennzahlen der verwendeten Skalen (n=78)

Index	Interne Konsistenz ()	Mittelwert	St. Abw.	Median
Anthropozentrische Umwelteinstellung	.62	3.12	1.09	3.00
Ökozentrische Umwelteinstellung	.34	4.07	0.64	4.33
Individualismus	.65	2.70	0.70	2.75
Egalitarismus	.38	3.34	1.17	3.25
Hierarchismus	.63	2.44	0.80	2.33

Eine Korrelations-Analyse ergab einen signifikanten (positiven) Zusammenhang zwischen Individualismus- und Hierarchismus-Skala. Wie häufig in empirischen Untersuchungen der Kulturtheorie angetroffen, separieren die verwendeten Fragen individualistische und hierarchistische Perspektive nur schlecht (C. Marris et al. 1996). Interessanterweise ergab sich auch eine signifikante Korrelation dieser beiden Skalen mit der anthropozentrischen Umwelteinstellung.

Die berechneten Indexe wurden verwendet, um Zusammenhänge zwischen Wertstruktur und Bewertung von Schäden im Szenario „Europäische Schäden“ zu untersuchen. Dabei ging es darum, folgende Thesen zu testen:

- These 1: Personen mit starker ökozentristischer Umwelteinstellung gewichten die Schäden am Schutzgut Ökosystemqualität höher als Personen mit starker anthropozentrischer Umwelteinstellung. Das würde bedeuten, dass für die Bewertung der Schäden am Schutzgut Ökosystemqualität der Aspekt intrinsischer Werte der Natur wichtiger ist als mögliche Rückwirkungen auf die Lebensqualität des Menschen.
- These 2: Personen mit stark egalitärer Perspektive gewichten die Schutzgüter Ökosystemqualität und Ressourcen stärker als Personen mit stark individualistischer Perspektive. Dieser Zusammenhang wird postuliert aufgrund der zentralen Stellung der Verteilungsgerechtigkeit- zwischen Mensch und Natur und zwischen den Generationen- für die egalitäre Perspektive.
- These 3: Personen mit stark individualistischer Perspektive gewichten das Schutzgut Human- gesundheit stärker als Personen mit stark egalitärer oder hierarchischer Perspektive.

Zusätzlich sollte untersucht werden, ob sich aufgrund der drei kulturellen Perspektiven Gruppen bilden lassen, welche sich in ihrem Bewertungsmuster unterscheiden.

7. Sind die postulierten Zusammenhänge messbar?

Um die Thesen 1-3 zu prüfen, wurde als erstes eine Korrelations-Analyse durchgeführt. Aufgrund der Resultate (vgl. Tabelle 15) konnte keine der Thesen gestützt werden. Signifikante Zusammenhänge ergaben sich für die Anthropozentrismus-Skala. Personen mit stärkerer anthropozentrischer Umwelteinstellung gewichteten Schäden an HH stärker und Schäden an EQ schwächer. Ebenfalls signifikant war ein nicht postulierter Zusammenhang, wonach der Index der ökozentrischen Umwelteinstellung mit der Gewichtung von R positiv korreliert.

Tab.15: Korrelation zwischen Skalen und Gewichten für Schäden (n=46)

Gewichtung	Individualismus		Egalitarismus		Hierarchismus		Anthropozentr.		Ökozentrisch	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
Ökosystemqualität	-.25	.104	.04	.78	-.15	.318	-.39*	.009	-.02	.855
Humangesundheit	.25	.095	-.10	.522	.08	.597	.32*	.035	-.24	.119
Ressourcen	-.04	.788	-.08	.618	.09	.558	.08	.591	.38*	.012

In einer weiteren Analyse wurden nur diejenigen Personen berücksichtigt, bei denen eine klare Wertestruktur gemessen wurde, d.h. die z.B. eine stark ausgeprägte individualistische Perspektive und gleichzeitig keine starke hierarchische oder egalitäre Perspektive aufwiesen. Die Schranken für eine starke Ausprägung wurden für die verwendeten Skalen unterschiedlich gesetzt. Bei Skalen, welche einen höheren Mittelwert aufwiesen, wurde die Schranke weniger hoch über dem Mittelwert gewählt, als bei Skalen mit tieferem Mittelwert. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die verschiedenen Perspektiven und Einstellungen nicht gleich häufig in der Stichprobe vertreten sind und höhere Mittelwerte zum Teil dadurch erklärt werden können. Wären die Schranken für alle Skalen beispielsweise 0.5 über dem Mittelwert festgesetzt worden, finden sich immer etwa gleichviel starke Ausprägungen für alle Skalen. Eine starke Ausprägung wurde angenommen, falls die Werte in Tabelle 16 erreicht wurden.

Tab.16: Schrankenwerte, von wo an eine starke Ausprägung auf der jeweiligen Skala angenommen wurde.

Skala	Schrankenwert	Skala	Schrankenwert
Individualismus	3.5	Anthropozentrismus	3.5
Egalitarismus	3.75	Ökozentrismus	4.25
Hierarchismus	3.25		

Von den 46 Befragten, deren Gewichtung der Schäden im Szenario „Europäische Schäden“ bekannt war, konnten 29 eindeutig einer kulturellen Perspektive zugeteilt werden. Diese wurden Individualisten, Egalitaristen und Hierarchisten genannt. Eine anschließende Varianzanalyse, mit der Unterschiede zwischen den Perspektiven getestet wurde, bestätigte These 3 und einen Teil der These 2 (vgl. Tabelle 17). Drei postulierte Zusammenhänge konnten gefunden werden. Es konnte einerseits verifiziert werden, dass Individualisten die Schäden an der Humangesundheit stärker gewichten als Egalitaristen und Hierarchisten. Andererseits wurde gezeigt, dass sich Individualisten und Egalitaristen in der Bewertung von Schäden am Schutzgut Ökosystemqualität unterscheiden. Die postulierte Differenz im Schutzgut Ressourcen wurde nicht gefunden.

Die gefundenen Unterschiede in den Mittelwerten reichen aber nicht aus, um für die drei Perspektiven statistisch signifikante Gewichtungssets zu bilden. So unterscheidet sich insbesondere die Bewertung von Egalitaristen und Hierarchisten in keinem der drei Schäden signifikant. Dies ist u.a. auch auf die kleine Stichprobe von 29 Panelisten zurückzuführen.

Tab.17: *Ergebnisse der Varianzanalyse für Personen mit eindeutiger kultureller Perspektive (n=29)*

Mittleres Gewicht	Individualisten (n=5)	Egalitaristen (n=14)	Hierarchisten (n=10)	$P_{E,I}^a)$	$P_{E,H}$	$P_{I,H}$
Ökosystemqualität	25.9%	47.4 %	37.7%	.032*	.285	.289
Humangesundheit	53.0%	32.6 %	30.2%	.041*	.791	.049*
Ressourcen	21.0%	20.0 %	32.0%	.900	.121	.246

a) Wahrscheinlichkeit, dass zwischen dem Mittelwert für Individualisten und Egalitaristen keine Differenz besteht.

Tab.18: *Ergebnisse der Varianzanalyse für Personen mit eindeutiger Umwelteinstellung (n=23)*

Mittleres Gewicht	Anthropozentristen (n=11)	Ökozentristen (n=12)	$P_{A,O}^a)$
Ökosystemqualität	34.1%	51.5%	.05
Humangesundheit	46.4%	24.2%	.02
Ressourcen	19.5%	24.0%	.54

a) Wahrscheinlichkeit, dass zwischen dem Mittelwert für Anthropozentristen und Ökozentristen keine Differenz besteht.

Eine klare Wertestruktur aufgrund der erhobenen Umwelteinstellung wurde bei 23 Befragten festgestellt. Auch hier wurde mittels Varianzanalyse auf Unterschiede in den Mittelwerten der Gewichte getestet (vgl. Tabelle 18). Es konnten signifikante Unterschiede der Bewertung von Schäden an den Schutzgütern Humangesundheit und Ökosystemqualität zwischen Anthropozentristen und Ökozentristen nachgewiesen werden, was These 1 unterstützt.

8. Schlussfolgerungen

In der durchgeführten Fragebogenstudie wurden bei der Bewertung von Schäden aufgrund eines Europäischen Schadensszenarios signifikante Unterschiede gefunden. Einerseits wird von den Panelisten die Bedeutung der Schäden am Schutzgut Ressourcen geringer eingeschätzt gegenüber Schäden an der Humangesundheit und der Ökosystemqualität. Andererseits konnte gezeigt werden, dass zwischen Gruppen, die aufgrund der kulturellen Perspektiven und der anthropozentrischen bzw. ökozentrischen Umwelteinstellung gebildet wurden, Unterschiede in der Bewertung einzelner Schäden bestehen. Für die Interpretation dieser Ergebnisse ist es zentral, zu verstehen, auf welche Referenz sich die Antworten der Befragten beziehen. Auf welche Informationen stützt sich in der Bewertungssituation ein Urteil? Nachdem über zwei Drittel der Befragten angaben, nicht durch Angaben zur Schadenshöhe beeinflusst worden zu sein, bleibt die Frage, aufgrund welcher Vorstellungen eine Bewertung abgegeben wurde. Diese Frage ist besonders wichtig im Zusammenhang mit einer geplanten neuen Erhebung, welche über den Kreis von Ökobilanz-ExpertInnen hinausreichen soll. Ganz allgemein kommt der Untersuchung situativer Einflüsse in Panelstudien grosse Bedeutung zu. Die Frage, welche Szenarien und Informationen die Grundlage einer Bewertung bilden, stellt sich auch vor dem Hintergrund der Erfahrungen mit der Bewertung des Szenarios „hypothetische Produkte“. Die hier vorgegebenen Informationen waren für die Befragten schwer zugänglich. Die Differenzen zur Bewertung des Szenarios „Europäische Schäden“ lassen die Schlussfolgerung zu, dass eine (lineare) Umrechnung von Gewichten zu einer anderen Referenz problematisch ist. Die einer Bewertung zugrunde gelegte Information sollten also möglichst genau dem späteren Verwendungszweck der Resultate angepasst sein, da in keiner Weise von Linearität in der Bewertung ausgegangen werden kann.

Von den im Fragebogen erhobenen Daten wurde hier nur die Auswertung einer Auswahl vorgestellt. V.a. die ausführlichen und fundierten Kommentare zu Schutzgütern und Schadenindikatoren konnten nicht behandelt werden. Eine ausführlichere Darstellung aller Inhalte des Fragebogens erfolgt an anderer Stelle.

Literatur

- Atteslander P., Methoden der empirischen Sozialforschung. de Gruyter, Berlin, 1993
- Douglas M. and Wildavsky A., Risk and Culture - An Essay on the Selection of Technological and Environmental Dangers. Berkley, 1982
- Goedkoop M., The Eco-indicator 95: Final Report. Pré Consultance, Amersfoort, 1995
- Goedkoop M., Hofstetter P., Müller-Wenk R., Spriensma R., The Eco-indicator 98 explained. The International Journal of Life Cycle Assessment 3 (6),
- Hofstetter P., Dominanzanalyse im Gleichgewichtsdreieck, in Hofstetter P., Mettier Th., Tietje O. (eds.), Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, 9. Diskussionsforum Ökobilanzen, UNS-ETH Zürich (dieser Band)
- Hofstetter P., Perspectives in Life Cycle Assessment: A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere. Kluwer Academic Press, Norwell (MA), 1998
- Kleindorfer P., Kunreuther H., Schoemaker P., Decision Sciences: An Integrative Perspective. Cambridge University Press, Cambridge, 1993
- Kortmann J.G.M., Lindeijer E.W., Sas H., Sprengers M., Towards a Single Indicator for Emissions- An Exercise in Aggregating Environmental Effects. Interfaculty Department of Environmental Science (IDES), Amsterdam, 1994
- Lindeijer E., Results Try-out Japanese/Dutch LCA Valuation Questionnaire 1996. University of Amsterdam, IVAM Environmental Research, Amsterdam, 1997
- Mitchell R.C. and Carson R.T., Using Surveys to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method. Washington DC: Resources for the Future, 1989
- Moosmann L., Befragung zum ethischen Hintergrund bewertender Entscheidungen in Ökobilanzen, Semesterarbeit an der Abteilung Umweltnaturwissenschaften. ETH Zürich, Zürich, 1997 (unveröffentlicht)
- Müller-Wenk R., Depletion of abiotic resources weighted on base of "virtual" impacts of lower grade deposits used in future. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 57, St. Gallen, 1998a
- Murray C.J.L. and Lopez A.D., The Global Burden of Disease - Volume I of Global Burden of Disease and Injuries Series. WHO / Harvard School of Public Health / World Bank, Harvard University Press, Boston, 1996
- Puolamaa M., Kaplas M., Reinikainen T., Index of Environmental Friendliness: A Methodological Study. Statistics Finland, Helsinki, 1996
- Siegrist M., Fragebogen zur Erfassung der ökozentrischen und athropozentrischen Umwelteinstellung. Zeitschrift für Sozialpsychologie 27,290-294
- Steen B. and Ryding S.-O., The EPS Enviro-accounting Method. Swedish Environmental Research Institute, Federation of Swedish Industries, Göteborg, 1992
- Thompson M., Ellis R., Wildavsky A., Cultural Theory. Westview Press, Boulder, 1990
- Thompson S.C.G. and Barton M.A., Ecocentric and athropocentric attitudes towards the environment. Journal of Environmental Psychology 14,149-157

GERTRUDE HIRSCH HADORN

Was können Konsensverfahren für die Objektivität von Ökobilanzen leisten?

In: Hofstetter P., Mettler T., Tietje O. (Hrsg.): Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zürich (1999), 72-76

1. Einleitung

Konsensverfahren dienen dazu, unter den relevanten Anspruchsgruppen in Bezug auf ein bestimmtes Anliegen Konsens - d.h. Übereinstimmung - zu ermitteln. Ich verstehe den Ausdruck "Konsensverfahren" im Folgenden sehr weit und zähle dazu beispielsweise Umfragen, Volksabstimmungen, Mediationstechniken, Delphimethoden etc. Sind Konsensverfahren nicht auf kleine Gruppen beschränkt, dann erzielen sie in der Regel keinen streng allgemeinen, sondern nur einen partikularen Konsens. Damit ist gemeint, dass lediglich die Mehrheit einer begrenzten Zahl von Individuen in einer bestimmten Sache übereinstimmt.

Mittels Ökobilanzen werden Produkte und Prozesse daraufhin verglichen, welche Umweltschäden von ihnen ausgehen können. Die verschiedenen Umweltschäden können unterschiedlich gewichtet werden, so dass die Resultate von Ökobilanzen dann auch entsprechend unterschiedlich ausfallen. Die Ergebnisse von Ökobilanzen sind somit von Werturteilen, die nicht allgemein verbindlich sind, abhängig und in diesem Sinne nicht objektiv. Hier stellt sich nun die Frage, was Konsensverfahren zur Objektivität von Ökobilanzen beitragen können, d.h. zur Verbindlichkeit der Werturteile über Umweltschäden in Ökobilanzen.

Wenn es um Konsens in der relativen Gewichtung von Umweltschäden geht, so ist dies meist mit der These verbunden, dass aus der Übereinstimmung in der Gewichtung von Umweltschäden - also letztlich in moralischen Werturteilen - auf die Objektivität dieser Werturteile geschlossen werden kann. Was Ökosysteme, Menschen und Ressourcen als Schutzgüter auszeichnet, kann moraltheoretisch gesehen verschieden aufgefasst werden. Es besteht hier eine Kontroverse, ob Natur auch einen intrinsischen Wert hat unabhängig von ihrer Funktion für Menschen, oder ob der Wert von Natur nur in ihrem Wert für Menschen besteht. Aus anthropozentrischer Sicht hat Natur einen moralischen Wert, wenn sie für ein gutes Leben und für gerechtes Handeln von Relevanz ist.

Bei der relativen Gewichtung von Umweltschäden stehen nun aber nicht die moraltheoretischen Fragen im Vordergrund. Es geht nicht primär darum, warum bestimmte Schutzgüter überhaupt einen moralischen Wert darstellen und somit ein Schutzgut sind, sondern wie hoch der Wert eines Schutzgutes relativ zum Wert eines anderen Schutzgutes ist. Die Objektivität des Werturteils betrifft hier die Frage, ob der entsprechende Wert richtig bestimmt wird.

Ich möchte zur Rolle von Konsensverfahren in Ökobilanzen zwei Fragen aufwerfen. Es lohnt sich, erstens darüber nachzudenken, was uns eigentlich berechtigt, vom Konsens von Subjekten über Werturteile auf die Objektivität dieser Werturteile zu schliessen, also zu schliessen, dass diese Werturteile auch moralisch richtig sind. Es geht mir im Folgenden also nicht um den politischen Wert von Konsens, sondern um den moralischen Wert. So wünschenswert nämlich Konsens für das Funktionieren einer Demokratie ist, so ist damit noch nicht sichergestellt, dass die dann mehrheitlich akzeptierte Politik auch in die richtige Richtung geht - ich erinnere an die Klimapolitik. Zweitens werde ich genauer darauf eingehen, was mit der Objektivität von Werturteilen, die auf Konsens beruhen, genauer gemeint sein kann.

2. Was berechtigt zum Schluss vom Konsens über ein Werturteil auf die Objektivität dieses Werturteils?

Die Frage, was Konsens moralisch auszeichnet, lässt sich verschieden beantworten. Ich möchte zwei Antworten idealtypisch einander gegenüberstellen. Die erste Antwort besagt, dass die Übereinstimmung ein Erkenntniskriterium im Sinne eines Indizes für Objektivität ist: Weil das Werturteil richtig ist, stimmen alle zu. Die Gegenposition dazu lautet, dass die Übereinstimmung der Grund für die Objektivität ist und somit bestimmt, welche Gewichtungsfaktoren objektiv gelten sollen: Weil alle zustimmen, ist das Werturteil richtig.

Die Relevanz des Unterschiedes von Indikator und Grund möchte ich an einem Beispiel illustrieren: Die Anzeige auf einem richtig funktionierenden Thermometer ist ein zuverlässiges Indiz für die Aussentemperatur, jedoch nicht der Grund dafür. Durch die Manipulation der Thermometeranzeige kann ich die Aussentemperatur nicht beeinflussen.

In der Antike galt der Konsens bezüglich einer Sache lediglich als ein Indiz für die moralische Richtigkeit des Werturteils bzw. die Wahrheit der Aussagen. Denn die Auffassung war, dass eine gute Staatsordnung bzw. die Beschaffenheit der Welt nicht Angelegenheiten sind, über die die Menschen nach bestem Wissen und Gewissen selbst bestimmen, sondern die ihnen vorgegeben sind - sei dies von einem Gott oder von einer wie auch immer verstandenen Natur - und die von ihnen erkannt bzw. anerkannt werden müssen. In der Beziehung zwischen Individuen einerseits und kollektiver Ordnung andererseits, ist der Auffassung der Antike zufolge das Handeln der Individuen moralisch legitimationsbedürftig. Hier ist die kollektive Ordnung als das Gute vorausgesetzt und das Handeln der Individuen hat ihr zu entsprechen.

In der Neuzeit kehrt sich das Legitimationsverhältnis um: nun ist die Autonomie des Individuums, d.h. sein Selbstbestimmungsrecht, das letzte Prinzip der Moral, vor der sich jetzt umgekehrt eine kollektive Staatsordnung zu rechtfertigen hat. Das heisst, dass der Grund für die Legitimität eines Staates nun darin besteht, dass die moralisch autonomen Individuen dieser Ordnung zustimmen, und zwar sofern dadurch ihre Autonomie geregelt, aber nicht verletzt wird. Die gute Staatsordnung ist den Menschen nicht mehr vorgegeben, sondern wird von ihnen bestimmt und geschaffen.

Wir neigen heute der zuletzt genannten neuzeitlichen Auffassung zu - auch bei der Bewertung von Umweltschäden. Die neuzeitliche Auffassung besagt, dass es Aufgabe der Menschen ist, den wünschenswerten Umgang mit Schutzgütern zu bestimmen: weil alle zustimmen, ist das Werturteil richtig, der Konsens ist der Grund für die moralische Objektivität der Werturteile. Der Konsens kann jedoch nur dann Grund für die moralische Objektivität von Werturteilen sein, wenn die Autonomie des menschlichen Individuums als Moralprinzip gilt. Dieses Moralprinzip ist heute gerade angesichts der Umweltproblematik sowohl in der Gesellschaft als auch in der Ethik umstritten. Gegenpositionen sind beispielsweise der Biozentrismus, also die Auffassung, dass auch nicht-menschliches Leben moralischen Selbstwert hat, sowie auch der Kommunitarismus, der menschlichen Gemeinschaften einen genuinen moralischen Wert zuordnet und damit die Position der Antike unter den Bedingungen der Moderne neu zu formulieren versucht. Es besteht somit innerhalb der Gesellschaft und auch innerhalb der Ethik ein Dissens über die Rolle von Konsens - Indiz oder Grund.

3. Worin besteht die Objektivität von Werturteilen, die auf Konsens beruhen?

Hier möchte ich drei Probleme hervorheben. Zunächst einmal gilt es, einen Unterschied zwischen faktischer Akzeptanz und moralischer Autorität zu beachten. Sodann ist zu überlegen, was es bedeutet, dass in der Regel nur ein partikulärer und kein streng allgemeiner Konsens erzielt wird. Und schliesslich möchte ich auf eine Schwierigkeit bei der Metrisierung von Werten hinweisen.

Problem 1: faktische Akzeptanz und moralische Autorität

Konsens kann ein Grund für die Objektivität von Werturteilen sein, weil die Präferenzen aller dabei berücksichtigt werden. Besteht ein allgemeiner Konsens über ein Werturteil, dann werden nicht einfach nur bestimmte partikuläre Interessen bevorzugt, sondern das Werturteil ist Ausdruck eines allgemein verbreiteten Interesses. Trotzdem muss gefragt werden, ob dieses über ein Konsensverfahren ermittelte allgemeine Interesse lediglich "den grössten gemeinsamen Nenner" aus den sich widerstreitenden Partikularinteressen darstellt - Rousseau nennt das die *volonté de tous* - oder ob es Ausdruck eines Gemeinwillens ist - der *volonté générale* nach Rousseau -, die auf der Gleichheit der Interessen aller als Menschen beruht, nämlich auf ihrem Interesse an Selbstbestimmung. Nicht jeder faktische allgemeine Konsens ist zugleich auch ein moralisch qualifizierter Konsens, denn nicht jeder faktische Konsens trägt dem Gemeinwillen Rechnung. Auf den Kontext des für uns heute wichtigen Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung übertragen heisst das, dass nicht jeder faktisch erzielte Konsens mit den Prinzipien der intragenerationellen und der intergenerationellen Gerechtigkeit übereinstimmt.

Ob ein Konsens lediglich "den grössten gemeinsamen Nenner" aus den sich widerstreitenden Sonderinteressen darstellt oder Ausdruck eines Gemeinwillens ist, ist nicht zuletzt vom Verfahren abhängig, wie der Konsens ermittelt wurde. Es muss somit zuvor ein Konsens über ein moralisch hinreichend qualifiziertes Konsensverfahren erzielt werden. Genügt es dafür, die bestehenden Überzeugungen abzubilden, zum Beispiel durch eine Umfrage, und dann Mehrheiten zu ermitteln oder bedarf es auch argumentativer Strategien wie sie in demokratischen Verfahren üblich sind - wobei das Resultat manchmal trotzdem lediglich den grössten gemeinsamen Nenner der vertretenen Partikularinteressen darstellt? Es ist ferner wichtig zu überlegen, auf welche Weise überhaupt alle am Konsens beteiligt werden können - also auch die künftigen Generationen. De facto können nie alle direkt einbezogen werden, sondern müssen irgendwie repräsentiert werden.

Problem 2: partikularer Konsens und Relativismus

Sobald es um Konsens unter vielen geht, wird sich kein streng allgemeiner Konsens, sondern nur ein partikularer Konsens - d.h. mehr oder weniger ausgeprägte Mehrheiten - ermitteln lassen. Diese Situation kann verschieden interpretiert werden. Wer an der Position des moralischen Universalismus der Neuzeit festhält, kann dies beispielsweise so interpretieren, dass nicht jeder gleichermaßen in der Lage ist, über sein Eigeninteresse auch vernünftig im Sinne des Gemeinwillens hinauszugehen, um dann die Minderheitspositionen der Mehrheitsposition unterzuordnen.

Die Situation kann jedoch auch anders interpretiert werden, nämlich so, dass die Position des moralischen Universalismus falsch ist und statt dessen ein moralischer Relativismus vertreten werden muss. Dem moralischen Relativismus zufolge kann es keine universellen moralischen Überzeugungen geben, sondern moralische Überzeugungen sind immer relativ - zum Beispiel bezüglich einer bestimmten Kultur oder Gesellschaft. Der moralische Relativismus wird häufig als das Ende der Moral verstanden. Die Moral ist am Ende, wenn nur noch kulturelle oder individuelle Vorlieben und Abneigungen vertreten werden können, aber keine Urteile über gut oder schlecht. Ein mora-

lischer Pluralismus bedeutet nicht zwingend das Ende der Moral. Denn es ist denkbar, dass jeweils nur innerhalb einer bestimmten Kultur moralisch geurteilt wird, und diese Urteile auch nur innerhalb dieser Kultur gelten.

Nun kann dieses Toleranzmodell eines moralischen Pluralismus aber nur aufrecht erhalten werden, solange moralisch verschiedene Kulturen einander moralisch nicht relevant berühren. Sobald ich mich beispielsweise in verschiedenen moralischen Kulturen bewege, stehe ich vor dem Problem, mit welcher Moral ich es nun halten soll. Wenn ich aber eine moralische Überzeugung habe, dann kann ich sie gerade nicht wie Kleider mit der Mode wechseln. Sobald ferner die Folgen der moralischen Praxis in einer bestimmten Kultur die moralischen Werte anderer Kulturen verletzen, hat der tolerante moralische Pluralismus ein Ende. Unter den heute gegebenen Bedingungen der Globalisierung neige ich deshalb zu der beliebten Maxime: So wenig Universalisierung wie nötig, so viel Pluralismus wie möglich.

Problem 3: Metrisierung von Werten

Dieses Problem hat mit dem moralischen Wert von Konsensurteilen indirekt zu tun. Mit der Objektivität der aus Konsensverfahren resultierenden Werturteile kann auch gemeint sein, dass Konsensverfahren, sofern sie den Wert von Schutzgütern metrisieren, indem sie zum Beispiel Güter monetarisieren oder indem sie Schäden in DALYs ausdrücken (siehe Mettier in diesem Band), den jeweils individuellen Wert oder Schaden zum Zweck des intersubjektiven Vergleichs auf einer objektiven Mess-Skala abbilden. Die Metrisierung heterogener Phänomene setzt voraus, dass sie eine gemeinsame Dimension haben: kleinen Leuten und grossen Leuten ist die Dimension der Länge gemeinsam, und deshalb können sie hinsichtlich ihrer Länge metrisiert - d.h. gemessen und relativ zueinander eingeordnet werden. Im Falle der Metrisierung von Schutzgütern ist diese gemeinsame Dimension nicht eine gemeinsame Eigenschaft der Schutzgüter selbst, sondern eine zusätzliche Dimension, zu der sie in Beziehung gesetzt werden, und zwar komparativ: So wird beispielsweise mit der Monetarisierung die relative Knappheit eines Schutzgutes auf dem Markt zum Ausdruck gebracht. Diese ändert sich natürlich mit dem Markt - d.h. der relativen Verfügbarkeit des Gutes (siehe auch Kytzia und Seidl in diesem Band).

Hier stellt sich zunächst einmal die Frage, ob nicht nur Experten, sondern auch die Bevölkerung in der Lage ist, den Wert, den sie Schutzgütern zuschreiben, komparativ in monetären Kosten angemessen auszudrücken. Aus ökonomischer und ökologischer Sicht angemessen ist diese Bewertung dann, wenn sie den wechselnden Knappheiten Rechnung trägt. Wenn der Wert von Schutzgütern mit wechselnden Knappheiten wechselt, bekommt er eine mehr oder weniger lange "Halbwertszeit".

Eine zweite Frage ist, ob die verschiedenen Werte, die die Schutzgüter für die Gesellschaft haben, sich überhaupt angemessen auf eine Dimension, in diesem Falle ihren ökonomischen Wert, abbilden lassen. Denn Natur erfüllt verschiedene Funktionen für die Gesellschaft. Sie liefert Ressourcen für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen und nimmt Emissionen und Abfälle auf und hat somit wirtschaftlich-technische Funktionen. Die Gesellschaft ist sodann auf eine Vielzahl indirekter Ökosystemfunktionen angewiesen, die mit der Regeneration der Natur und den natürlichen Bedingungen des menschlichen Lebens wie z.B. der Temperatur, Feuchtigkeit, Sonneneinstrahlung etc. zu tun haben, also auf physiologische Funktionen. Schliesslich hat Natur aber auch kontemplative und symbolische Funktionen, als Freude an der Schönheit der Natur, als Ehrfurcht vor der Schöpfung sowie der Identitätsstiftung, zum Beispiel als Heimat.

Zwar ist die Gesellschaft bereit, für die kontemplativen und symbolischen Funktionen von Natur Geld zu bezahlen, denn der dafür erforderliche Naturschutz kostet etwas und verhindert andere Nutzungen. Doch drücken diese Kosten nicht den Wert aus, den diese Naturfunktionen für die Gesellschaft haben - so wie das Geld, das die Lebensversicherung bezahlt, nicht dem Wert des

Ehegatten entspricht. Natur ist hinsichtlich ihrer kontemplativen und symbolischen Funktionen kein ökonomisch handelbarer Wert. Dies schliesst nicht aus, dass diese Naturfunktionen Anlass geben für verschiedenste wirtschaftliche Tätigkeiten oder diese sogar voraussetzen - beispielsweise eine entsprechende Infrastruktur, um eine Landschaft erreichen und sich an ihrer Schönheit erfreuen zu können. Diese Inkommensurabilität der verschiedenen Werte von Schutzgütern spricht dagegen, die komparative Gewichtung von Schutzgütern methodisch so zu lösen, dass diese Werte auf eine Dimension abgebildet werden.

4. Schluss

Ich fasse meine Ausführungen in den folgenden Thesen zusammen:

1. *Mit der faktischen Akzeptanz ist ein Konsens über ein Werturteil noch nicht hinreichend moralisch qualifiziert. Damit ein Konsens auch moralisch qualifiziert ist, müssen moralische Kriterien in das Konsensverfahren einbezogen werden.*
2. *Der moralische Wert von Schutzgütern ist nicht auf ihren ökonomischen Wert beschränkt. Monetarisierende Verfahren sind nicht geeignet, den nicht-ökonomischen Wert von Schutzgütern zu ermitteln. Es bestehen berechtigte Zweifel, ob metrisierende Verfahren für den Vergleich von Schutzgütern bzw. Schäden als ein Konsensverfahren auch in der allgemeinen Anwendung, d.h. nicht nur unter Experten, zu zuverlässigen Ergebnissen führen.*

Literatur

- Bayertz 1996 Bayertz, K., Moralischer Konsens. Überlegungen zu einem ethischen Grundbegriff, in Bayertz, K. (Hrsg.), *Moralischer Konsens. Technische Einriffe in die menschliche Fortpflanzung als Modellfall*, Frankfurt am Main: Suhrkamp, p.60-79
- Nida-Rümelin 1997 Nida-Rümelin, J. Über die Vereinbarkeit von Universalismus und Pluralismus in der Ethik, in Lütterfels, W. & Mohrs, Th. (Hrsg.), *Eine Welt - eine Moral? Eine kontroverse Debatte*, Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, p.104-117

Gruppendiskussionen

Thema 1: Fassbare Schadensgrössen

TeilnehmerInnen: R. Müller-Wenk (Leitung), N. Egli, R. Frischknecht, E. Franov, I. Heinzer, B. Hess, P. Hofstetter, C. Lehmann, F. Schläpfer

Das Thema fassbare Schadensgrössen schliesst an die durchgeführte Panel-Befragung an, deren erste Resultate von Thomas Mettier am Diskussionsforum vorgestellt wurden. Hier sollte zentral die Frage diskutiert werden, aufgrund welcher Informationen Befragte Schäden besser beurteilen können und somit eine valide Bewertung ermöglicht wird.

Die nachfolgende Zusammenfassung ist nicht als Gruppenmeinung zu verstehen sondern umfasst die im Poster festgehaltenen Punkte und eine Auswahl der Äusserungen in der Diskussion.

Bei der Frage, welches der beiden vorgegebenen Szenarien (vgl. den Beitrag von Mettier) leichter zu bewerten ist, wird das Szenario auf Makro-Ebene („Europäische Schäden“) allgemein als leichter beantwortbar eingestuft. Die gestellte Frage auf Mikro-Ebene („hypothetische Produkte“) wird als verfälschend empfunden aufgrund der vorgegebenen Werte (Skaleneffekt, kleine und sehr grosse Werte) und der zeitlichen Beschränkung des Schadens am Schutzgut EQ, welcher zu einer Verharmlosung führen kann. Die Fragen auf Makro-Ebene werden auch bevorzugt, da sie in der Ökobilanzwelt eher bekannt sind. Die Frage auf Mikro-Ebene wurde von zwei Teilnehmern als nicht beantwortbar bezeichnet. Angesichts der geringen Wirkung eines einzigen Produkts sind die vorgegebenen Schäden in diesem Szenario nicht nachvollziehbar. Bei der Frage auf Makro-Ebene sollte man nicht nur bei "E", sondern in allen drei Fällen den einen Schaden in Prozenten von etwas angeben, damit dieser besser erfassbar werde. Nach Meinung eines Teilnehmers ist vor allem der Schadensindikator in PetaJoule für "R" zu abstrakt, er sollte in Bezug zu einem geeigneten Energieverbrauch gebracht werden. Interessant ist, dass auf die Frage nach der Manipulierungswirkung solcher Angaben von Referenzschäden niemand mit Bedenken reagierte.

Zur Frage, ob der Schutzgutansatz die Gewichtungsfrage gegenüber dem Umweltproblemansatz vereinfache, ergab sich kein klares Bild. Vier TeilnehmerInnen waren der Ansicht, dass eine Gewichtung von Schutzgütern leichter sei als von Umweltproblemen, vier waren unentschieden und ein TeilnehmerIn war gegenteiliger Meinung.

Es ist nicht so, dass die in der Befragung vorgeschlagenen Schadensindikatoren allgemein akzeptiert worden sind. So wurde für "E" auch die Verbreitung nicht-gefährdeter Arten als wesentlicher Schadensindikator genannt, sowie die Ästhetik und der Erholungseffekt. Ein Teilnehmer vermisste eine genügende Begründung für die getroffene Wahl der Schadensindikatoren. Ein weiterer Teilnehmer hätte gerne die mensch-bezogenen Schadensindikatoren "HH" und "R" und den natur-bezogenen Indikator "EQ" klar getrennt.

Die ins Auge gefasste Verwendung der geäusserten Meinungen zur Gewichtung unter den Schadensindikatoren gab Anlass zu Bedenken. Jeder Entscheidungsträger (Käufer) müsse selbst entscheiden können, wie er "HH", "E" und "R" gewichten wolle, meinte ein Teilnehmer, also solle keine Gesamt-Aggregation gemacht werden.

Allgemein wurde bemerkt, dass die Art der Schadensangabe manipulieren könne und daher weitere Vortests sinnvoll wären.

Thema 2: Vor- und Nachteile der Bewertungsansätze

TeilnehmerInnen: A. Braunschweig (Leitung), W. Krewitt (Leitung), S. Brodbeck, G. Doka, T. Eberle, D. Forni, M. Hermann, R. Hischier, B. Hofer, A. Ostermayer, A. Röder, W. Staber, M. Tschurr, L. Weber, L. Wegmann, R. Zürcher

Diese Diskussionsgruppe beschäftigte sich mit den Vor- und Nachteilen der in den Präsentationen vorgestellten Ansätze zur Bewertung von Schäden. Aus der Diskussion entstand ein Mind-Map, das hier wiedergegeben wird.

Thema 3: Korrelation zwischen Werturteil und Werthaltung

TeilnehmerInnen: T. Mettier (Leitung), R. Bretz, G. Caduff, G. Hildesheimer, T. Hirsch, T. Köllner, P. Mouron, R. Neuburger, D. Quack, O. Tietje

Das Thema dieser Diskussionsgruppe bezieht sich ebenfalls auf die Panel-Befragung. Im Zentrum der Diskussion standen die Fragen, ob ein Zusammenhang zwischen Werthaltung und Wahrnehmung der drei Schutzgüter Humangesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen zu erwarten ist, welche Bedeutung dies für die Methodenentwicklung und –anwendung hat und wie ein solcher Zusammenhang untersucht werden könnte.

Allgemein wird ein Zusammenhang zwischen der Werthaltung und der abgegebenen Bewertung der Schutzgüter gesehen, d.h. es wird eine gewisse Korrespondenz zwischen Werthaltung und Urteil angenommen. Dieser Zusammenhang wird aber eher am Rand diskutiert, da die Anwesenden viel stärker die Frage beschäftigt, ob ein Urteil über die Schäden überhaupt notwendig ist und wie ein solches Urteil zu Stande kommt. Zwei Statements zum Zusammenhang zwischen Werthaltung und dem Urteil über die Wichtigkeit von Schäden sollen hier stellvertretend für diesen Teil der Diskussion angeführt werden:

- Die Werthaltungen, die in eine Beurteilung der Schäden einfließen sind situationsgebunden und können in anderen Kontexten unterschiedlich sein. Bei der Erfassung der Werthaltungen muss die Situation daher stark mitberücksichtigt werden.
- Die Bewertung der Schäden an Schutzgütern wird als stark kulturell beeinflusst eingeschätzt, sodass eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Kulturkreise nicht gemacht werden darf. Ergebnisse von schadensorientierten Ökobilanzen sind aus dieser Sichtweise nur für den Kulturkreis bestimmt, wo die Methode entwickelt wurde.

Ein wichtiger Teil der Diskussion handelte von persönlichen Erfahrungen beim Ausfüllen des Fragebogens. In der Eintrittsrunde wurde oft darauf hingewiesen, dass die vergleichende Bewertung der Schutzgüter ein unangenehmes Gefühl verursachte und diese Fragen nicht, oder nur ungern ausgefüllt wurden. Die Abwägung der Schutzgüter wurde als schwer und unangenehm empfunden, die Situation als neu, komplex, künstlich, nicht mit der Alltagserfahrung vereinbar und den Umweltproblemen nicht angemessen beschrieben. Oft wurde auch überlegt, ob dieser Vergleich überhaupt notwendig sei. Einige DiskussionsteilnehmerInnen hatten die Fragen daher nicht beantwortet, da alle Schäden ihnen wichtig waren und sie die Schäden nicht vergleichen wollten. Andere kamen zum Schluss, dass eine Bewertung schlussendlich hilfreich und notwendig sei und beantworteten die Fragen. Als Grund für ein unangenehmes Gefühl wurde auch mehrfach die unsichere Beziehung zwischen den Schutzgütern erwähnt, d.h. die Bewertung von logisch verknüpften Attributen bereitete Mühe. Es wurde auch das Problem angesprochen, ob wir versuchen, uns mit unserer intuitiven Abneigung gegenüber solchen Fragen dem schwierigen Problem der adäquaten Beurteilung von menschlichem und nicht-menschlichem Leben zu entziehen.

Im weiteren wurde die Bedeutung verschiedener Gewichtungssets, die verschiedene Werthaltungen repräsentieren, für die Anwendung der Ökobilanz diskutiert. Es wurde festgestellt, dass Pluralismus - sowohl der Bewertungsmethoden als auch der Gewichtungen innerhalb einer Methode – mehr Sicherheit erzeugen kann, indem ein Gefühl für die Unsicherheit der Methoden entwickelt werden kann. Als politisch besonders relevant wurde der Überschneidungsbereich unterschiedlicher Werthaltungen erachtet, d.h. der Bereich, der von verschiedenen (Wert-) Standpunkten her tolerierbar ist.

Anhang A. Referentinnen und Referenten des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen

PD Dr. phil. Gertrude Hirsch Hadorn

Departement Umweltnaturwissenschaften der ETH Zürich / Fachgruppe Philosophie der Universität Konstanz

ETH Zürich HAD

CH - 8092 Zürich

hirsch@umnw.ethz.ch

Gertrude Hirsch studierte an der Universität Zürich Pädagogik und Philosophie. Sie promovierte 1989 an der Philosophischen Fakultät I der Universität Zürich mit der Arbeit "Biographie und Identität des Lehrers" und habilitierte sich 1998 an der Universität Konstanz für Philosophie mit der Arbeit "Natur und Moral in der Umweltdebatte". Seit 1990 ist sie am Departement Umweltnaturwissenschaften der ETH Zürich im Bereich Umweltphilosophie tätig.

Dr. sc. nat. Patrick Hofstetter

Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS)

ETH-Zentrum HAD F1

CH - 8092 Zürich

hofstetter@uns.umnw.ethz.ch

Patrick Hofstetter schloss 1989 das Studium zum Dipl. Maschineningenieur ETH ab. Seit 1989 ist er selbständiger Berater in Energie- und Umweltfragen (Büro für Analyse & Ökologie). Seit 1990 ist er teilzeitlicher wissenschaftlicher Mitarbeiter an der ETH Zürich (seit 1.7.97 bei Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften); Forschung im Bereich der Ökoinventar- und Bewertungsmethodik für Ökobilanzen, Sommer 1998 Dissertation mit dem Titel "Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere, and valuesphere".

Dr.-Ing. Wolfram Krewitt

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER)

Universität Stuttgart

Hessbrühlstr. 49a

D-70565 Stuttgart

wk@ier.uni-stuttgart.de

Studium des Maschinenbaus mit der Fachrichtung Energietechnik an der RWTH Aachen. Nach dem Studium kurze Zeit Mitarbeiter am Lehrstuhl für Reaktortechnik der RWTH, Arbeiten auf dem Gebiet der Nutzung von Hochtemperaturprozesswärme zur Wasserstoffherzeugung. Anschliessend Mitarbeiter der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) in einem Projekt zur Nutzung erneuerbarer Energiequellen in ländlichen Gebieten Kolumbiens. Seit 1990 wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), 1996 Promotion über den Vergleich der Gesundheitsrisiken verschiedener Stromerzeugungstechnologien. Seit 1995 Leiter der Fachgruppe *Technikbewertung* am IER mit Schwerpunkten der Forschungsarbeiten auf dem Gebiet der Quantifizierung und Bewertung von Umweltschäden, vor allem durch Energie- und Verkehrssysteme, sowie der Ökobilanzierung.

Dr. oec. Susanne Kytzia
EAWAG
Abteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik
CH - 8600 Dübendorf
kytzia@eawag.ch

Dr. Susanne Kytzia, geb. 1966, erwarb das Lizentiat der Ökonomie an der Hochschule St. Gallen in der Studienrichtung Quantitative Wirtschafts- und Unternehmensforschung. Sie promovierte mit einer Arbeit zum Thema "Die Ökobilanz als Bestandteil des Betrieblichen Informationsmanagements". Seit 1995 ist sie wissenschaftliche Mitarbeiterin der Abteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik an der EAWAG in Dübendorf.

Dipl. Natw. Thomas Mettier
Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS)
ETH Zentrum HAD
CH - 8092 Zürich
mettier@uns.umnw.ethz.ch

Thomas Mettier schloss 1997 das Studium der Umweltnaturwissenschaften an der ETH Zürich ab. Seit Dezember 1997 beschäftigt er sich als Doktorand an der Professur Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS) mit dem Bewertungsschritt in Ökobilanzen. Seine Arbeit befasst sich mit Panel Methoden zur Unterstützung normativer Schritte in der Ökobilanz.

Adrian Scheidegger
INFRAS
Gerechtigkeitsgasse 20
CH - 8002 Zürich
as@infras.ch

Adrian Scheidegger schloss im Herbst 1992 das Studium der Umweltnaturwissenschaften an der ETH Zürich mit einem Schwerpunkt im Bereich der Physik aquatischer Systeme ab. Seit 1993 arbeitet er beim Umwelt- und Wirtschaftsberatungsbüro INFRAS in Zürich. Wichtige Arbeitsgebiete sind die Ökobilanzierung (Methoden und Anwendung), Landwirtschaft und Gewässerschutz sowie Organisationsberatung.

Dr. oec. Irmi Seidl
Institut für Umweltwissenschaften der Universität Zürich
Winterthurerstr. 190
CH - 8057 Zürich
iseidl@umwinst.unizh.ch

Dr. Irmi Seidl studierte in München, Aix-en-Provence und Paris Volkswirtschaftslehre bzw. Sciences Economiques. 1993 erfolgte die Promotion an der Universität St. Gallen zum Thema „Unternehmenskultur ein Einflussfaktor auf die Ökologieorientierung von Produktinnovationen. Empirische Untersuchungen am Beispiel der Ciba-Geigy AG". Seit 1995 arbeitet sie als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Umweltwissenschaften der Universität Zürich im Bereich der Ökologischen Ökonomie und Umweltökonomie, insbesondere zu Biodiversität und Umweltpolitik.

Anhang B. Tagungsprogramm

'Diskussionsforum Ökobilanzen', 4. Dezember 1998

Tagungsort ML D 28, ETH Zürich

Begrüssung und Einführung durch Thomas Mettier	9:45
Teil A: Der Bewertungsschritt - Einordnung der methodischen Probleme	
• Dominanzanalyse im Gewichtungsdreieck - Ein graphisches Instrument zur Entscheidungsunterstützung bei Produktvergleichen <i>Patrick Hofstetter, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich</i>	9:55
• Der Bewertungsschritt aus der Sicht der Multikriteriellen Analyse <i>Olaf Tietje, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich</i>	10:20
Pause (Kaffee, Tee und Gipfeli)	10.45
Teil B: Ansätze zur Abbildung von gesellschaftlichen Präferenzen	
• Der Umgang mit politischen Zielwerten - Erfahrungen aus der Überarbeitung der Methode der ökologischen Knappheit <i>Adrian Scheidegger, Infrac</i>	11.00
Diskussion der drei Referate (Leitung Thomas Mettier)	11.30
Mittagessen (einige Plätze in der Chemiebar reserviert)	11.50
• Monetarisierung - ein Weg für die vergleichende Bewertung von Umweltschäden? <i>Irmi Seidel, Institut für Umweltwissenschaften, Universität Zürich</i> <i>Susanne Kytzia, Abteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, EAWAG</i>	12.50
• Die Monetarisierung von Umweltschäden - Erfahrungen aus dem Projekt ExternE <i>Wolfram Krewitt, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart</i>	13.25
• Der Vergleich von Schutzgütern - Ausgewählte Resultate einer Panel-Befragung <i>Thomas Mettier, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich</i>	13.50
• Was können Konsensverfahren für die Objektivität von Ökobilanzen leisten? <i>Gertrude Hirsch, Departement Umweltnaturwissenschaften, ETH Zürich</i>	14:15
Diskussion der vier Referate (Leitung Patrick Hofstetter)	14.30
Pause (Tannenbar)	14.50
Teil C: Gruppendiskussionen (Leitung: Olaf Tietje)	
• Diskussionsgruppen: (I) Fassbare Schadensgrössen	15.05
• (II) Korrelation Werturteil mit Werthaltung	
• (III) Vor- und Nachteile der Bewertungsansätze	
• Posterrunde	16.15
• Schlusswort	16:40