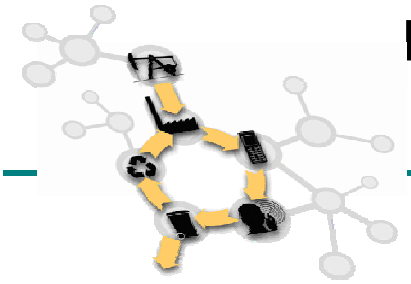


Netzwerk Lebenszyklusdaten

Arbeitskreis METHODIK

GreenDeltaTC

AP 4
Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit

Projektbericht

im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung

GreenDeltaTC GmbH

Berlin Karlsruhe – Mai 2006

Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse –
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme

Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Vorwort

Der vorliegende Projektbericht wird herausgegeben vom Netzwerk Lebenszyklusdaten (www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de).

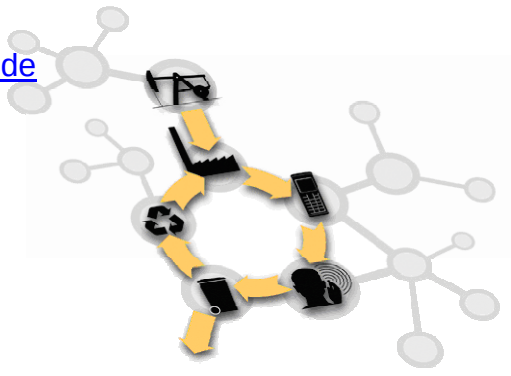
Das Netzwerk Lebenszyklusdaten ist die gemeinsame Informations- und Koordinationsplattform aller in die Bereitstellung und Nutzung von Lebenszyklusdaten in Deutschland involvierten Gruppen – von Wissenschaft und Wirtschaft über Politik und Behörden hin zu Verbraucherberatung und allgemeiner interessierter Öffentlichkeit. Ziel des Netzwerks Lebenszyklusdaten ist es, das umfangreiche Knowhow auf dem Gebiet der Lebenszyklusdaten innerhalb Deutschlands zusammenzuführen und als Basis zukünftiger wissenschaftlicher Weiterentwicklung und praktischer Arbeiten für Nutzer in allen Anwendungsgebieten von Lebenszyklusanalysen bereitzustellen.

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird getragen vom Forschungszentrum Karlsruhe. Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Projektförderung (2004 – 2008) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) „Förderung der Wissenskooperation zum Aufbau und Umsetzung des deutschen Netzwerks Lebenszyklusdaten“ erstellt. Weitere im Rahmen dieser Projektförderung erstellte Studien sind erhältlich unter http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/content/Projektberichte.

Kontakt Netzwerk Lebenszyklusdaten:

E-Mail: info@netzwerk-lebenszyklusdaten.de

Anschrift: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse,
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (ITAS-ZTS)
Postfach 3640
76021 Karlsruhe
www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de



Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung

Bundesministerium für Bildung und Forschung

AP 4
Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit

Autoren:

Andreas Ciroth
GreenDeltaTC GmbH Berlin

Arbeitspaket
Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit
Für das Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik

Andreas Ciroth,
GreenDeltaTC GmbH,
ciroth@greendeltatc.com,

Version 1
Mai 2006

1 Einführung 2

2 Wozu Unsicherheitsmodellierung? 2

3 Sachstand 4

3.1 Unsicherheiten in Ökobilanzen – Beschreibung 5

3.2 Datenqualität und Unsicherheit 5

3.3 Umgang mit Unsicherheiten in Ökobilanzen 6
3.3.1 Unsicherheit im Dateninput 6
3.3.2 Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell 9
3.3.2.1 Monte Carlo Simulation 10
3.3.2.2 Andere Ansätze 10
3.3.2.3 Kombinationen 10
3.3.2.4 Diskussion der verschiedenen Verfahren zur Unsicherheitsberechnung 10
3.3.3 Unsicherheit im Ergebnis und Interpretation der Unsicherheit 11

4 Handlungsoptionen bzw. notwendige Entscheidungen 12

4.1 Auswirkung in der Realität als Entscheidungskriterium 12

4.2 Die notwendigen Entscheidungen im Detail 12

5 Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle 14

5.1 Produkttypen 15

5.2 Art des Stoffflusses 15

5.3 Regionen 17

5.4 Zeitbezug 17

5.5 Umweltwirkungen 18

5.6 Stellung Datensatz im Produktsystem 20

5.7 Stellung eines Stoffflusses im Datensatz 20

5.8 Arten der Datenbereitstellung 21

6 Umgang mit fehlenden Werten 22

7 Bewertung im Hinblick auf die Aufgaben des Netzwerks 22

8 Empfehlungen 24

9 Definitionen / Glossar 25

10 Literatur 26

1 Einführung

Unsicherheiten sind schon lange ein Thema in Ökobilanzen. Das International Journal of LCA widmet ihnen seit 2004 eine spezielle Rubrik; es gibt zahlreiche, sehr unterschiedliche wissenschaftliche Veröffentlichungen und einige Dissertationen speziell zu Unsicherheiten in Ökobilanzen. Ökobilanzkongresse haben ziemlich regelmäßig „Uncertainties in LCA", also Unsicherheiten in Ökobilanzen, als eigene Session[1]. Auf der praktischen, nutzerorientierten Seite ist inzwischen in verschiedenen Ökobilanz-Softwarepaketen eine Unsicherheitsanalyse implementiert, und erste Datenlieferanten bieten Ökobilanz-Datensätze mit Unsicherheitsinformationen an.

Trotzdem scheint man weit von einer allgemein anerkannten „best practice" zu Unsicherheiten und Ökobilanzen entfernt. Praktisch jede Veröffentlichung zu Unsicherheiten und Ökobilanzen beklagt eine Unübersichtlichkeit des Themas, überlappende und inkonsistente Konzepte sowie eine fehlende breite Anwendung. Tatsächlich werden trotz intensiver Beschäftigung mit dem Thema Unsicherheiten bisher selten in Ökobilanzen berücksichtigt, und es existieren immer noch verschiedene Ansätze zu ihrer Erfassung, Weiterverarbeitung und Interpretation. Dabei ist natürlich auch zu fragen, warum und wann denn eine Unsicherheitsmodellierung sinnvoll ist. Unklarheit besteht zudem darin, wie das Thema effizient weiterentwickelt werden sollte.

Ziel dieses Arbeitspaketes ist es, den Stand der Erfassung von Unsicherheiten und des Umgangs mit Unsicherheiten für Ökobilanzen, auf nationaler und internationaler Ebene, darzustellen, zu analysieren sowie Handlungsbedarf und Optionen zur Weiterentwicklung für das Netzwerk Lebenszyklusdaten aufzuzeigen.

In einem ersten Schritt ist zu prüfen, welche Gründe für eine Analyse der Unsicherheit sprechen, und in welchen Fällen auf eine Unsicherheitsanalyse verzichtet werden kann.

2 Wozu Unsicherheitsmodellierung?

Es gibt verschiedene Gründe die für eine Abbildung von Unsicherheit in Modellen sprechen; es gibt auch gute Gründe dagegen. Vor dem Hintergrund, dass in Ökobilanzen Unsicherheit bisher selten spezifiziert wird, zumindest quantitativ, ist nach der Relevanz einer Unsicherheitsmodellierung und -analyse für Ökobilanzen zu fragen, sowie außerdem zu überlegen, wie denn Unsicherheit in Daten entsteht.

Zunächst ist der Begriff der Unsicherheit in diesem Zusammenhang zu klären (eine ausführliche Definition bringt Abschnitt 3.1). Pragmatisch wird hier unter Unsicherheit die Schwankung eines Wertes verstanden, der in einem Modell verwendet wird. Diese Schwankung ist zufällig und kann nicht aus dem Modell heraus erklärt werden; in einer konkreten Anwendung ist die Schwankung (also der aktuelle „Ausschlag" zu einer oder der anderen Seite) nicht bekannt).

Unsicherheiten entstehen dann, wenn Wertänderungen nicht vom Modell kontrolliert werden können oder sollen. Typische Beispiele sind die Aggregation von Daten aus verschiedenen Quellen (deren einzelne methodischen und sonstigen Hintergründe evtl. prinzipiell zugänglich wären, und daher auch im Modell abgebildet werden könnten, worauf jedoch aus Aufwandsgründen verzichtet wird), sowie andererseits die Ausdehnung von Daten über den eigentlichen Geltungsbereich hinaus, etwa bei Prognosen. Letztlich birgt jeder einzelne Messvorgang zufällige Fehler, die oft durch ein komplizierteres Messmodell reduziert, oder durch ein einfacheres Modell erhöht werden könnten. Wertänderungen werden dann im komplizierteren Modell durch Parameteränderungen erklärt, während sie im einfacheren Modell von den zufälligen Fehlern sozusagen aufgefangen werden [Piotrowski 1992].

<u>Ein Beispiel für Aggregation:</u>

> Für das RAINS Modell, ein Modell zur Modellierung der regionalen Wirkungen von Versauerung in Europa[2], geben Riku Suutari und Kollegen als Gründe für Unsicherheit in den Emissionsdaten u.a. an:

[1] Etwa die Setac Europe Annual Meetings 2002 und 2006 sowie der Kongress der IEMS (International Environmental Modelling Society) 2004 und 2006.
[2] http://www.iiasa.ac.at/rains/

„how emission sources are aggregated into certain economic sectors [causes uncertainties] [Suutari et al. 2001, S. 14].

Die Unsicherheit entsteht hier, weil den Gründen für die Unterschiede der Emissionsquellen nicht nachgegangen wird, und diese Unterschiede nicht durch Parameter erklärt werden. Vielmehr werden die Daten „einfach so" aggregiert, unter Vernachlässigung all der Dinge die zu unterschiedlichen Werten führen. Ergebnis ist eine nicht erklärte Streuung oder Unsicherheit in den Angaben pro Wirtschaftssektor.

Ein Beispiel für das Wechselspiel von Messmodell und Unsicherheit:

> Die Menge Mineraldünger, die ein Landwirt für einen Hektar Roggengetreide im Jahr ausbringt, hängt ab von den Bodenverhältnissen, von den Wetterverhältnissen über das Jahr, vom konkret verwendeten Dünger, von der Fruchtfolge in den Vorjahren, von der konkret verwendeten Roggensorte, von den für das Düngen eingesetzten Maschinen (Traktor, Streuer), von anderen eingesetzten, z.B. organischen Düngemitteln, von Bewirtschaftungsprinzipien des Landwirts – ökologischer Landbau, ertragsorientiert, einsatzminimierend, von persönlichen Gewohnheiten, und anderen „Parametern".

Wenn zahlreiche der „Parameter" (Roggensorte, Fruchtfolge usw.) in einem Modell abgebildet werden, lässt sich der Düngerverbrauch für den Einzelfall genauer abbilden. Bei einem weniger aufwendigen Modell werden die real von Landwirten eingesetzten Mengen vom Modellwert abweichen. Aus Modellsicht „schwanken" diese Werte um den vom Modell angegebenen Wert. Es sind zufällige Fehler, und die Unsicherheit entspricht den zufälligen Fehlern.

Wenn allerdings das Modell nicht den Düngereinsatz für den einzelnen Hektar, sondern den mittleren Eintrag z.B. für Deutschland in einem Jahr x darstellen soll, und die Gesamtmenge an Dünger und die gesamte Anbaufläche bekannt sind, dann sind die einzelnen Bewirtschaftungsprinzipien der Landwirte und viele andere Parameter nicht interessant. Sie tragen dann auch nicht zur Unsicherheit bei. Die dem Modell inhärente Unsicherheit hängt also auch von der Fragestellung ab.

→ Letztlich ist Unsicherheit in allen (quantitativen) Daten vorhanden. Sie lässt sich beeinflussen durch die Detailliertheit eines Messmodells, das die Daten liefert; sie hängt außerdem stark vom Ziel des Messmodells ab. Unsicherheit ist allen quantitativen Daten inhärent, sie ist jedoch nicht für alle Daten gleich. Unsicherheitsangaben sind also eine zusätzliche, positive Qualität von Daten und Empfehlungen [Morgan Henrion 2000, S. 3]. Dies wird in Abschnitt 3.2 weiter ausgeführt.

Darüber hinaus ist die Modellierung der Unsicherheit ein zusätzlicher Modellierungsschritt, der mit zusätzlichen Fehlern (und auch Aufwand) verbunden ist. Der Versuch alle Facetten der Realität in ein Modell einzubringen ist daher nicht sinnvoll. Die Kunst der Modellierung ist auch eine Kunst der Beschränkung. Das ist in allgemeiner Systemtheorie nichts neues, wird jedoch für Ökobilanzen bisher wenig beachtet (Abbildung 1).

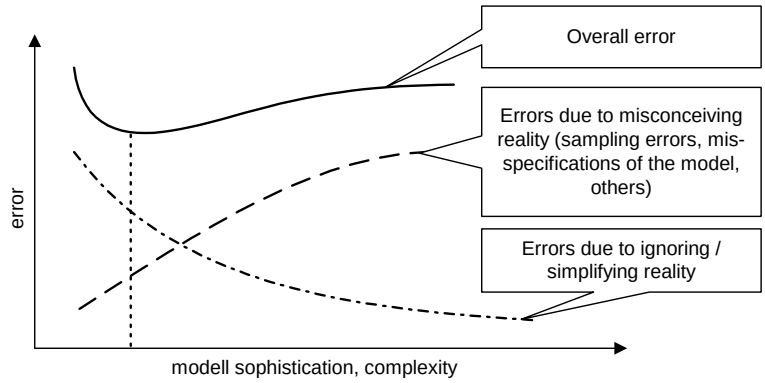


Abbildung 1: Zuviel Komplexität in der Modellierung erhöht den Fehler im Modellergebnis ([Ciroth 2004], nach SRU: Umweltgutachten 1974, Stuttgart 1974, p 208)

Das bedeutet für alle Werte die aus Messungen stammen, auch für in Ökobilanzen verwendete Werte (und auch von Ökobilanzen ausgegebene Werte)

1. Wir wissen den Wert nicht ganz korrekt.
2. Wir können aber (mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit) angeben, in welchem Bereich der Wert liegt. Der Zusatz „mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit“ gilt bei der Verwendung von Konfidenzintervallen und der Modellierung der Unsicherheit über Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen.
3. Die Angabe dieses Bereichs ist mit einem Fehler verbunden.
4. 1 bis 3 sind abhängig von der konkreten Anwendung.

Als Konsequenz aus den Punkten 1 bis 4 folgt:

- Entsteht aus der Modellierung der Unsicherheit ein größerer Fehler als bei Vernachlässigung der Unsicherheit, sollte man die Unsicherheit nicht modellieren.
- Ist die Unsicherheit so groß, dass keine Aussage mehr aus dem Modell ableitbar ist, so ist
    - das an sich bereits eine Aussage (→ keine Unterschiede mehr erkennbar), oder
    - Anreiz, einzelne Daten genauer zu erfassen und so die Unsicherheit zu reduzieren.

Damit sind Gründe für und gegen eine Unsicherheitsanalyse deutlich. Speziell für Ökobilanzen listet sie folgende Tabelle auf[3]:

Tabelle 1: Gründe für und gegen eine Unsicherheitsanalyse in Ökobilanzen [Ciroth 2003]

Gründe dafür	Gründe dagegen
Bessere Entscheidungsunterstützung: “LCA commonly is understood as a decision support tool. Backing the reported figures and results with uncertainty information allows assessing the stability of the result, and in some cases, a ranking order may be changed by considering the underlying uncertainty […]. Evidently, in a decision, information that changes a ranking of alternatives is of high importance, but also information on the stability of the result provided is immensely helpful.” **Transparenz**: “Uncertainty certainly is an unwanted property, the less uncertain data are, the better. The need to provide uncertainty information on data, and on LCA studies, bears the chance to clearly see the quality of data with that respect, and to identify, in a case study, ‘hot spots’ in data quality.“ **Quality competition**: ”Transparency of data quality information entails a competition towards higher quality, less uncertain data. The transparently displayed uncertainty is, especially if it is estimated to be too high, or if high uncertainty in the result does not allow giving a clear recommendation in the valuation, an incentive for reducing it and thus to improve the data quality. This ‘competition’ aspect holds both within a case study and for independent data sources.”	**Aufwand,** um Unsicherheitsinformation zu erhalten, im Modell darzustellen, und im Modellergebnis zu interpretieren **Menschliche Natur:** “What you don’t know won’t hurt you: People seldom behave rationally, facing uncertainty. A common behavior is to give more credit to a single value than to one that explicitly states its underlying uncertainty, especially if the uncertainty is high.” **Mangel an Methoden:** “Many authors state, in recent publications, the infancy, or complete lack, of methods for assessing and calculating uncertainties for LCAs, including also an inability to cope with the uncertainty in the result [8-9] – How should the uncertainty be calculated, and what is needed to be able to state a significant difference between two, uncertain, options? Obviously this question has strong relations to statistical test theory. But are the answers equal for all types of applications, and decision makers?” **Zusätzliche Fehler:** “Adding the uncertainty aspect to an LCA model is some sort of sophistication. In doing so, the original model becomes more complex and error-prone, and especially the representation of uncertainty might be erroneous. Better none than a bad consideration of uncertainty.”

3 Sachstand

Dieses Kapitel ist nicht der erste Versuch, einen Sachstand zu Unsicherheiten in Ökobilanzen zu liefern. Eine gute Zusammenstellung mit Stand Frühjahr 2004 bringt Heijungs [Heijungs 2004].

[3] Zitate aus [Ciroth 2003]

3.1 Unsicherheiten in Ökobilanzen – Beschreibung

Zu Unsicherheit in Ökobilanzen gibt es eine Fülle unterschiedlicher Definitionen und Konzepte, die teilweise aus einer Ignoranz gegenüber gängigen statistischen Methoden „außerhalb der Ökobilanz-Welt“ zu erklären sind.

> *“A practical problem when dealing with uncertainty is that the information is scattered and that terminology is confusingly non-standardized. This already applies to the definition of uncertainty.”* [Heijungs Huijbregts 2004].

Es ist eine Aufgabe dieses Arbeitspaketes, hier für das Netzwerk eine sinnvolle Arbeitsgrundlage bereitzustellen.

Unsicherheit meint, ganz allgemein gesprochen, das Gegenteil von Sicherheit. Für Ökobilanzen betrifft Unsicherheit sowohl das Ökobilanzmodell (Bilden verschiedener Szenarien, Ansetzen unterschiedlicher Allokationsverfahren usw.) als auch quantitative Einzelwerte, z.B. bei Prozessbilanzen und Wirkungsmodellen.

Unsicherheit lässt sich wie folgt definieren: Es gibt einen ‚wahren Wert’ für ein Datum, z.B. den CO2-Ausstoß eines Prozesses; Messwerte dieser Größe stimmen nicht vollkommen mit dem wahren Wert überein, sondern weichen zufällig davon ab. Im engeren Sinn ist Unsicherheit für einen Wert dann der zufällige Fehler der Größe, also hier der zufällige Fehler der CO2-Emission [Ciroth et al. 2004, S. 216]. Diese Definition folgt der klassischen Messtheorie und Statistik [Bevington 1992].

Im englischen Sprachgebrauch wird diese Art von Unsicherheit (engl.: uncertainty) oft als *parameter uncertainty* bezeichnet [Huijbregts 2001, S. 16 ff.], im Unterschied zur *model uncertainty* (Unsicherheit im Modell aufgrund von Annahmen in der Modellierung). Einige Autoren ergänzen als dritte Art von Unsicherheit die *uncertainty due to choices,* die Unsicherheiten aufgrund von subjektiven Werthaltungen, die in die Bilanz eingebracht werden, beschreibt.
Die oben gebrachte Definition geht jedoch über die parameter uncertainty hinaus, da sie auch die Unsicherheit in berechneten Größen erfasst, die aufgrund von in der Modellierung getroffenen Annahmen, also aufgrund von model uncertainty, von einem wahren Wert abweichen.

Unsicherheit lässt sich allgemein für Modelle und auch speziell für Ökobilanzen in drei Bereiche unterteilen [Ciroth 2001; Ciroth et al. 2004; Heijungs Huijbregts 2004]:

1. Unsicherheit im Dateninput (1 in Abbildung 2); Dateninput ist weit gefasst und schließt Modellierungsentscheidungen mit ein;
2. Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell (2);
3. Unsicherheit im Ergebnis und Interpretation der Unsicherheit (3)

Abbildung 2 stellt die drei Bereiche anschaulich dar.

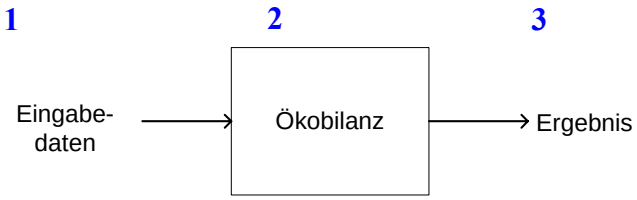


Abbildung 2: Ökobilanz als Input-Output Systembild

3.2 Datenqualität und Unsicherheit

Datenqualität wird in der Entwurfsfassung prEN ISO vom Stand März 2005 als „characteristics of data that bear on their ability to satisfy stated requirements“ definiert. Datenqualität ist damit ein sehr breiter Begriff. Es ist jedoch schwer vorstellbar, dass Verlässlichkeit, Genauigkeit und Zuverlässigkeit in einem Anwendungsfall nicht von einer Ökobilanz verlangt werden. Folgerichtig listet prEn ISO 14040 auf (Abschnitt 5.1.2.3, Data quality requirements):

> *„Data quality requirements specify in general terms the characteristics of the data needed for the study. […] The data quality requirements should adress::*

- *[…]*
- *precision, completeness and representativeness of the data;*
- *[…] uncertainty of the information.*

Where a study is used to support a comparative assertion that is disclosed to the public, the above mentioned data quality requirements shall be addressed.“

Unsicherheit und Datenqualität hängen also eng zusammen. Unsicherheit ist, als *precision*, also als Genauigkeit, und vor allem als *uncertainty of the information*[4], ein wichtiger Teilaspekt der Datenqualität. Eine allgemeine Beschreibung der Genauigkeit und der „Unsicherheit der Information“ wird vom ISO Entwurf für vergleichende, zur Veröffentlichung bestimmte Ökobilanzen stark empfohlen („shall be addressed“).

3.3 Umgang mit Unsicherheiten in Ökobilanzen

3.3.1 Unsicherheit im Dateninput

Unsicherheit in Inputdaten umfasst drei Aspekte:

1. Wie sollte Unsicherheit erhoben werden (Uncertainty Sampling)?
2. Wie sollte Unsicherheit spezifiziert werden, um sie im Modell weiterverarbeiten zu können (Spezifikation)?
3. Für was (welche „Elemente“ des Modells) sollte Unsicherheit spezifiziert werden (Relevanzfrage)?

Sampling: Hier ist zunächst zu unterscheiden zwischen quantitativen Daten und anderen Inputdaten, wie Annahmen der Modellierung.

Quantitative Daten: Statistische Erhebungsmethoden der Stichprobentheorie haben das Ziel, aus einer kleinen Probe von Werten Informationen über eine Grundgesamtheit zu schätzen, einschließlich Informationen über die Genauigkeit der Schätzung. Sie sind seit den 1970er Jahren als sehr ausgereift anzusehen [Cochran 1977]. Dennoch wurden sie bisher kaum für Ökobilanzen diskutiert und selten angewendet. Beispiele aus der Erhebung von Abfalldaten zeigen, dass sich die Verfahren gut auf die Erhebung von Umweltdaten übertragen lassen [Argus 2003]. Im „Cascade“ Projekt [Cascade 2003] wurden grundsätzlich für Ökobilanzen einige statistische Erhebungsverfahren zusammengetragen und diskutiert.

In der ecoinvent Datenbank werden Unsicherheiten für Stoffflüsse ausgewiesen (als Varianz und Mittelwert der Lognormalverteilung z.B.). Diese Unsicherheiten sind zum überwiegenden Teil nicht erhoben, sondern geschätzt bzw. aus Schätzungen und qualitativen Angaben berechnet [Frischknecht et al. 2005], s.a. Abschnitt 5.2.

Von Interesse sind vor allem Erhebungsmethoden, die die Unsicherheit in den Daten möglichst klein halten.

Für die Eingangsdaten der Sachbilanz schlagen Weidema und Kollegen eine Strategie vor, die, im Prinzip darin besteht, die Unsicherheit jeweils zu erfassen und dann gezielt dort in den Eingabedaten zu senken, wo sie den höchsten Einfluss auf die Unsicherheit im Ergebnis hat, und falls das nicht möglich ist, auf andere Bereiche auszuweichen [Weidema et al. 2003]. Sie stellen hierzu eine Hierarchie der „uncertainty impacts“ auf, also der Einflüsse auf die Unsicherheit im Ergebnis: An vorderster Stelle steht das Produkt, gefolgt von den Prozessen, der in Prozessen verwendeten Technik, sowie, anschließend, den angesetzten Märkte usw.. Falls sich die Unsicherheit durch Datensammlung jeweils reduzieren lässt, sollte dies getan werden (Abbildung 3).

Diese Hierarchie ist primär aufgestellt für consequential LCAs, die statt durchschnittlicher Technologien die Konsequenzen einer Entscheidung modellieren. Sie deckt sich teilweise mit anderen Untersuchungen, s.a. Abschnitt 5.7).

[4] prEN ISO 14044 von Juni 2005 in der deutschen Fassung übersetzt „uncertainty of the information“ als „Unsicherheit der Information, z.B. Daten, Modelle, Annahmen“ (in Abschnitt 4.2.3.6, „Anforderungen an die Datenqualität“).

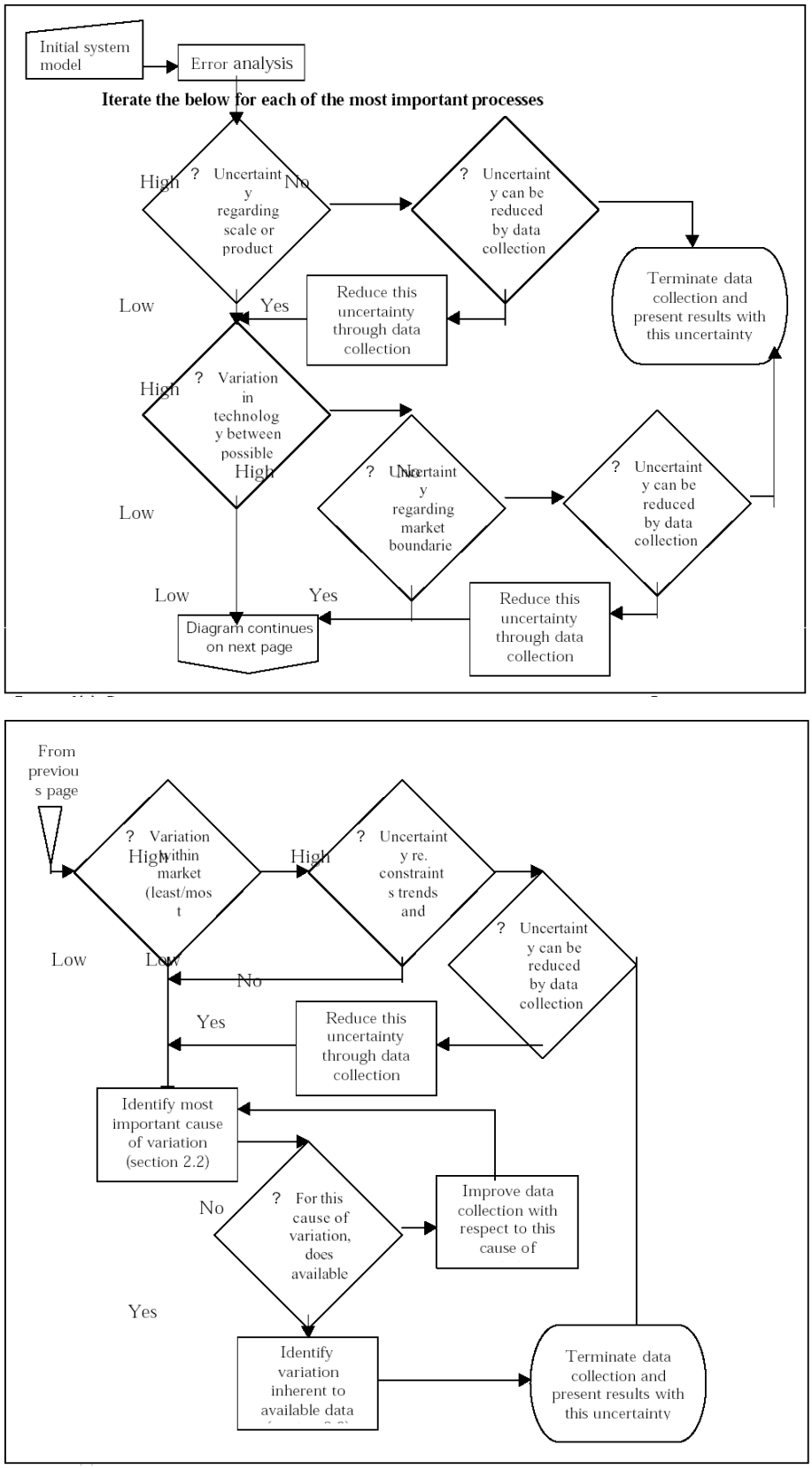


Abbildung 3: Vorschlag einer unsicherheitsreduzierenden Strategie der Datensammlung [Weidema et al. 2003, pp. 26] (Bild aus der Originalquelle)

Andere Daten: Hier bieten sich vor allem Szenarien und Sensitivitätsanalysen für eine Modellierung an.

„Scenarios received some attention for LCAs. Until 2000, there has been a Setac Working Group dedicated to "Scenario Development in LCA" [Pesonen et al. 2000]. The Working Group defines scenarios, for LCA applications, as follows:

> "A scenario in LCA studies is a description of a possible future situation relevant for specific LCA applications, based on specific assumptions about the future, and (when relevant) also including the presentation of the development from the present to the future" [Pesonen et al., p. 23].

This definition is consistent to "standard" scenario literature; it is not modified to better fit into the LCA context. This is interesting because time receives not much attention in LCAs so far […], and also, because the term scenario is quite often, in LCA studies, used to refer to a specific set of LCA model parameter settings, without, necessarily, any time aspect included. E.g., it is quite popular to term basic settings of the LCA model in a study as the "base scenario", even if the LCA model is a static one." [Ciroth 2006]

Szenarien führen (natürlich) zu unterschiedlichen Ergebnissen der Ökobilanz, die für sich Ausdruck der Unsicherheit sind. Eine weitergehende Spezifikation und Fortpflanzungsrechnung ist nicht erforderlich. Dafür sind die Ergebnisse unverbunden und können allenfalls Eckpunkte von möglichen verschiedenen Ergebnissen abdecken.

Sensitivitätsanalysen ähneln Szenarien, haben aber nicht unbedingt einen Zeitbezug; sie variieren eine oder mehrere Inputgrößen, die quantitativ oder qualitativ sein können, und analysieren das Modellverhalten, vor allem das Modellergebnis. Es ist möglich, aber für Ökobilanzen nicht üblich, systematisch Wertebereiche abzudecken durch eine Folge von Sensitivitätsanalysen [Tomovic 1972].

Spezifikation. Die Spezifikation der Unsicherheit richtet sich danach, wie die Unsicherheit im Modell weiter behandelt werden soll.

Monte Carlo Simulationen verlangen die Angabe von Wahrscheinlichkeitsverteilungen für Einzelwerte, sowie zusätzlich die Angabe von Parametern für die Einzelwerte.

Beispiel: Für den Wert „CO2-Emission aus Prozess Traktor 90 kW, pro tkm": Wahrscheinlichkeitsverteilung Lognormalverteilung; Parameter: Mittelwert 0,172 kg, Standardverteilung 1,2.

Die Ermittlung von Wahrscheinlichkeitsverteilungen ist aufwendig. Huijbregts und Kollegen schlagen eine iterative Vorgehensweise vor, die versucht, die wirklich relevanten Größen für die Unsicherheit im Ergebnis zu identifizieren, um nur für diese detailliert Verteilungen angeben zu müssen. Hierzu werden zunächst, sowohl für Einzelwerte als auch für Summenparameter, grob geschätzte Verteilungen implementiert. Eine Sensitivitätsanalyse versucht dann, die jeweils wichtigen Parameter zu identifizieren, für die dann genauere Verteilungen anzugeben sind (Abbildung 4) [Huijbregts et al. 2001, S. 130].

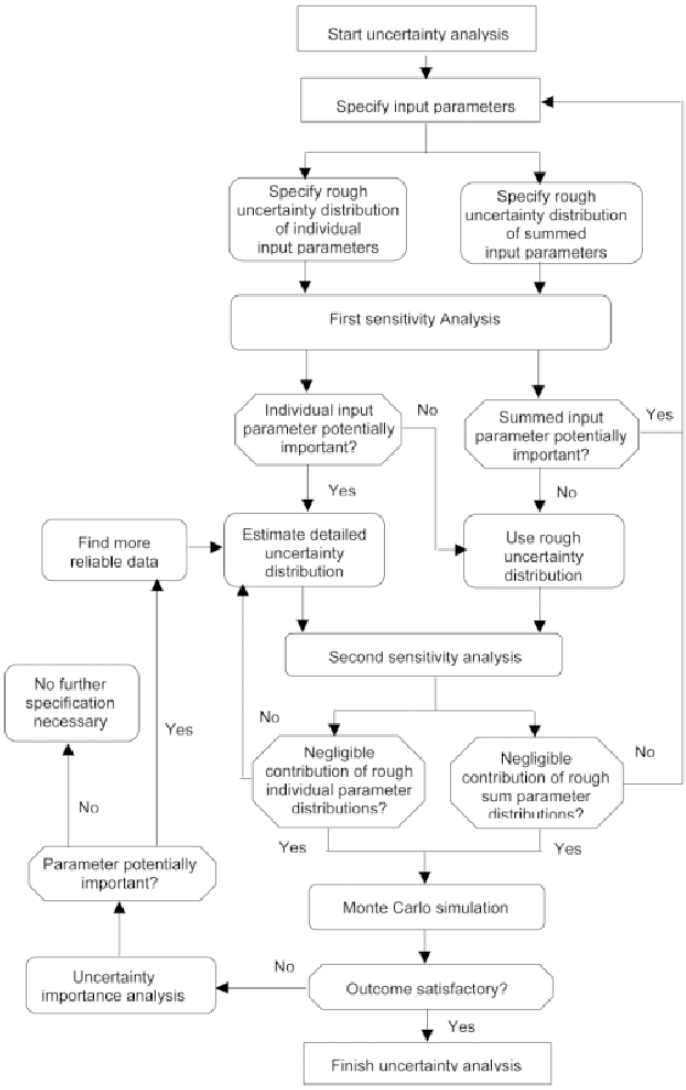


Abbildung 4: Vorschlag einer Strategie zur Ermittlung der relevanten Größen für eine Monte Carlo Simulation [Huijbregts et al. 2001, S. 130]
(Bild aus der Originalquelle)

Für die Simulation sind neben der Wahrscheinlichkeitsverteilung einzelner Größen auch Korrelationen zwischen den Eingangsdaten zu spezifizieren. Hierzu sind in der Regel noch weniger Angaben verfügbar, zudem kann kaum auf Defaultwerte zurückgegriffen werden (von der Annahme: „Keine Korrelation“ abgesehen). Es ist bemerkenswert, dass Huijbregts et al. die Korrelation in ihrem Schema vernachlässigen. Wird eine vorhandene Korrelation nicht angegeben, so ist die Unsicherheit im Ergebnis der Simulation fast immer deutlich zu hoch.

Üblich ist die nicht weiter als mit Expertenwissen begründete Auswahl „relevanter“ Größen, für die Wahrscheinlichkeitsverteilungen spezifiziert werden, während für andere Größen keine Angaben erfolgen und diese Größen daher als sicher in der Analyse gesetzt werden.

Intervallrechnungen sind weniger anspruchsvoll als die Monte Carlo Simulation, sie verlangen die Angabe von Intervallen für unsichere Größen.

Analytische Approximationsverfahren begnügen sich ebenfalls mit der Angabe eines Wertes für den zufälligen Fehler.

3.3.2 Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell

Einmal in das Ökobilanzmodell eingebracht wird Unsicherheit über die verschiedenen Rechenschritte der Ergebnisberechnung im Modell weitergetragen, sie „pflanzt sich fort“. Je nachdem wie Unsicherheit in den Eingangsdaten spezifiziert worden ist, sind verschiedene Verfahren anwendbar, um diese

Fortpflanzung der Unsicherheit (oder auch Fehlerfortpflanzung, nach Gauss) darzustellen. Die Monte Carlo Simulation nimmt dabei eine Sonderrolle ein.

3.3.2.1 Monte Carlo Simulation

Das Prinzip einer Monte Carlo Simulation ist einfach: Die Simulation variiert Eingansdaten der Modellberechnung zufällig, entsprechend den für die Eingangsdaten spezifizierten Wahrscheinlichkeitsverteilungen, berechnet mit diesen zufällig veränderten Daten das Modell, und speichert das berechnete Ergebnis. Wird diese Übung häufig genug wiederholt, so erhält man eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für das Rechenergebnis. Durch eine Untergliederung der Wertebereiche der Eingangsverteilungen in einzelne Intervalle, und dem abwechselnden Ziehen aus unterschiedlichen Intervallen, dem so genannten Latin Hypercube Sampling, wird eine gleichmäßigere Verteilung der Ergebnisse erreicht, wodurch sich die Zahl der erforderlichen Iterationen reduziert. Dennoch sind in der Regel mehrere Tausend Iterationsläufe erforderlich [Vose 1996].

Die Simulation stellt recht hohe Anforderungen an Rechenleistung und an die Eingangsdaten. Je nach Algorithmus und Ökobilanzmodell kann eine Simulation immer noch merklich Zeit erfordern. Die im Abschnitt 3.3.1 vorgestellten Verfahren zur Auswahl relevanter Größen für eine Simulation sind daher auch unter dem Gesichtspunkt des Zeitbedarfs entwickelt.

Für Ökobilanzen hat eine Monte Carlo Simulation neben Zeit und Datenbedarf häufiger das Problem, dass im Modell spezifizierte Schleifen nicht konvergieren. Grund dafür ist in der Regel, dass zufällig variierte Daten physikalisch unsinnige Sachverhalte erzeugen. Das Problem lässt sich oft durch die Simulationssoftware abfangen.

3.3.2.2 Andere Ansätze

Zu den anderen Ansätzen, die bisher für Ökobilanzen vorgeschlagen wurden, zählen Intervallrechnungen [LeTéno 1999], Fuzzy Logic Ansätze (z.B. [Pohl Ros 1996], [Ros 1998]), Gaussche Fehlerfortpflanzungsformeln [Heijungs 1996], sowie Fehlerfortpflanzungsformeln höherer Ordnung [Ciroth 2001; Ciroth et al. 2004].

3.3.2.3 Kombinationen

In manchen Fällen ist es sinnvoll, unterschiedliche Ansätze der Unsicherheitsberechnung zu kombinieren. Insbesondere lassen sich Näherungsformeln und Monte Carlo Simulation derart kombinieren, dass Näherungsformeln Schätzwerte für Simulationsparameter ermitteln, und die statistischen Momente (wie Mittelwert und Standardabweichung) aus der Simulation in nachfolgenden Näherungsformeln eingesetzt werden. Auf diese Weise kann die Simulation auf die Rechenschritte beschränkt werden, die von Näherungsformeln schlecht abgebildet werden. Dies lässt sich während der Rechnung laufend anhand von Kontrollparametern überprüfen [Ciroth 2001, Ciroth et al. 2004]. Die Überprüfung kann andererseits auch Fälle abdecken, die der Simulation Schwierigkeiten bereiten (aufgrund nicht konvergierender Iterationsschleifen, s. Abschnitt 3.3.2.1), und in diesen Fällen auf die Näherungsformeln ausweichen.

3.3.2.4 Diskussion der verschiedenen Verfahren zur Unsicherheitsberechnung

Verschiedene Verfahren zur Unsicherheitsberechnung haben unterschiedliche Vor- und Nachteile, die sich fast komplementär ergänzen [Ciroth 2003].

Monte Carlo Simulation

\+ gibt in vielen Fällen eine gute Schätzung der Unsicherheit im Ergebnis
\+ einfach anzuwenden (keine komplizierte Mathematik oder Fachbegriffe)
-- hohe Anforderungen an Zeit und Computerressourcen
-- Probleme mit Schleifen im Modell
O Detaillierte Unsicherheitsinformationen im Output / erfordert die Eingabe detaillierter Unsicherheitsinformationen im Input

Näherungsformeln

\+ berechnen das Ergebnis schnell, in einem Rechenschritt
\+ können besser mit Rückkopplungen im Modell umgehen

O die berechnete Unsicherheit stimmt in vielen Fällen gut mit der Unsicherheit aus einer Monte Carlo Simulation überein
O berechnen nur einen Schätzer für die Standardabweichung und sind nicht in der Lage, detailliert die Verteilung der Ergebnisse anzugeben
-- berechnen nur eine Näherung der Unsicherheit
-- zum Aufstellen der Formeln muss der Berechnungsalgorithmus bekannt sein; was bei Standardsoftware, die Matrixinversionsalgorithmen verwendet und dabei auf numerische Rechenpakete zurückgreift, oft zunächst nicht der Fall ist
-- teilweise komplizierte Formeln, die vor einer Anwendung erst in Software zu implementieren sind

Andere Ansätze
-- (verwenden oft ungewohnte Spezialbegriffe)
O Ziel ist oft eher, eine Art Annäherung an die Unsicherheit der Ergebnisse zu bestimmen als die Unsicherheit tatsächlich zu berechnen (Beispiel: In der Fuzzy Logic kann man Unsicherheit darstellen als ‚hoch', ‚mittel', und ‚tief', z.B. [Bandemer Gottwald 1993]).
-- Formeln sind vor einer Anwendung erst zu spezifizieren und in Software zu implementieren

3.3.3 Unsicherheit im Ergebnis und Interpretation der Unsicherheit

In diesen Abschnitt fällt zum einen die Darstellung der ermittelten Unsicherheit im Ergebnis, und zum anderen der Umgang mit dem unsicheren Ergebnis im Prozess der Entscheidungsunterstützung.

Die graphische Darstellung von unsicheren Ergebnissen in Ökobilanzen wurde bisher wenig beachtet:

> *"In combination with parameter variation, one often sees the consecutive presentation of tables and/or graphs for the different sets of parameters or scenarios" [Heijungs Huijbregts 2004].*

An dieser Einschätzung hat sich auch in der Zwischenzeit wenig geändert. Monte Carlo Simulationsergebnisse werden häufig als Histogramme dargestellt, order auch als Box-Whisker Plots wie sie aus der Statistik bekannt sind. Die Box-Whisker Plots enthalten in der Regel eine Angabe des Konfidenzintervalls.

Notten und Petrie [Notten Petrie 2004] schlagen vor, Principal Component Analysis (PCA) einzusetzen, um Informationen im Output, einschließlich der Unsicherheitsinformation, zu aggregieren. Sie verwenden parallel eine von ihnen so genannte 'distinguishability analysis' vor um zu prüfen, ob sich verschiedene Szenarien nennenswert unterscheiden.

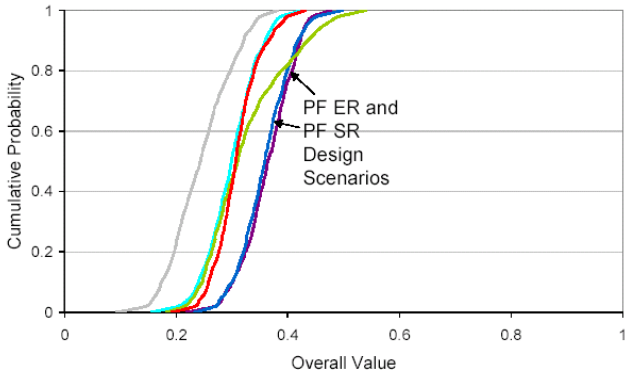


Abbildung 5: Kumulative Wahrscheinlichkeiten verschiedener Designoptionen; overall value: Normalisertes, aggregiertes Ergebnis [Basson Petrie 2004]

Grundsätzlich anwendbar scheinen auch zahlreiche Verfahren aus der multivariaten Statistik, die speziell das Ziel haben, Unterschiede in unsicheren Entscheidungsoptionen zu prüfen und auf Signifikanz zu testen, wie etwa t-Tests, Varianzanalysen und andere Testverfahren. Dies wurde bisher für Ökobilanzen kaum untersucht, obwohl es schon Heijungs und Klein 2001 erwähnen (allerdings eher abschätzig):

"One may even produce test statistics for […] difference with another product alternative (the t test) […] A problem is, of course, that more statistics means more pages of output, and that interpretation should provide a help rather than a bunch of pages filled with statistical information." [Heijungs Kleijn 2001]

4 Handlungsoptionen bzw. notwendige Entscheidungen

Letztlich lässt sich das weite Feld der Unsicherheiten und fehlenden Daten in Ökobilanzen in Antworten auf vier einfach formulierten Fragen vollständig erfassen:

1. Wie soll Unsicherheit definiert werden?
2. Für was soll Unsicherheit berücksichtigt werden in der Ökobilanz?
3. Wie soll Unsicherheit dafür jeweils modelliert, also erfasst, weitergegeben und dargestellt werden?
4. Wie ist mit der dargestellten Unsicherheit umzugehen?

Anders ausgedrückt müssen für Ökobilanzen diese Fragen direkt oder indirekt beantwortet und entschieden werden.

4.1 Auswirkung in der Realität als Entscheidungskriterium

Zur Beurteilung von möglichen Antworten auf die Fragen werden die folgenden beiden, zusammenhängenden Kriterien vorgeschlagen:

- Gibt die Ökobilanz die Realität besser wieder?
  (für den Wechsel von z.B. einer Methode auf eine andere).
- Gibt die Ökobilanz die Realität angemessen wieder?
  (wenn die Antwort, also z.B. die anzuwendende Methode, feststeht.
  Was jeweils unter „angemessen" zu verstehen ist ergibt sich aus Ziel und Rahmen einer konkreten Studie).

Diese Kriterien decken sich mit Standardanforderungen an gute Modellierungspraxis:

„From our point of view, the basic intention of any model is to reflect properties of the real world" [Kruse et al. 1991, S. 3]

"what is called a system's model […] is actually a reflection of the modeller's understanding of reality, its components, and their interrelations" [Kheir 1996, S. 5].

"Constructing models for a slice of reality and studying their properties is really what science is about" [Ljyung 1994, S. 11]

4.2 Die notwendigen Entscheidungen im Detail

Mit Ausnahme der ersten Frage, die allgemein zu beantworten ist (verschiedene Definitionen von Unsicherheit scheinen wenig sinnvoll) müssen die Antworten unterschiedliche Teilaspekte der Ökobilanz berücksichtigen.

1. Frage, Definition: Grundsätzliche, allgemeine Ebene (verschiedene Definitionen für Unsicherheit scheinen wenig sinnvoll).

2. Frage, für was:
Hie sind eine Vielzahl unterschiedlicher Daten und Vorgehensweisen zu prüfen.

Unterschiedliche Modellierungsoptionen
Systemgrenzenziehung, Allokationsverfahren, die konkrete Wahl von Prozessen (Stichwort marginal vs. attributional modelling) sind Entscheidungen im Verlauf der Modellierung, die model uncertainty in das Ökobilanzsystem einbringen können, s.a. Abschnitt 3.1.

Unterschiedliche Arten von quantitativen Daten in der Ökobilanz:

a. Stofffluss
b. Prozess Metadaten (Randbedingungen etc.)
c. Charakterisierungsfaktor sofern anwendbar
d. Normalisierungswert sofern anwendbar
e. Gewichtungsfaktor soweit anwendbar

Die Punkte c bis e entfallen wenn Sachbilanzdatensätze bereitgestellt werden sollen.

Systemspezifisch

a. Stellung des Stoffflusses im Produktsystem
b. Stellung, „Platzierung" des Prozesses im Produktsystem

Diese systemspezifischen Punkte entfallen in der Regel wenn Sachbilanzdatensätze bereitgestellt werden sollen. Die Platzierung des Prozesses im System ist nicht eindeutig, wenn nur der Prozessdatensatz bereitgestellt wird. Eine Ausnahme stellen allerdings aggregierte Sachbilanzdatensätze dar, für die natürlich die Stellung einzelner Prozesse zugänglich ist.

Anwendungsspezifisch:

a. Welche Wirkungskategorie
b. Welche Art von Produkt
c. Bezugsort und Bezugszeit der Daten
d. Datenbereitstellung
e. Angestrebte Anwendung der Ökobilanz (Produktvergleich, interne Studie)

3. Frage, wie soll Unsicherheit modelliert werden:
Optionen für eine Modellierung sind:

- Einsetzen eines diskreten Wertes (evtl. vorhandene Unsicherheit ignorieren);
- Qualitative Verfahren (Punktwerte oder Beschreibungen)
- Intervallrechnung;
- Aufstellen von Mittelwert und Spanne für analytische Formeln;
- Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion als Wahrscheinlichkeitsverteilung und Parameter der Wahrscheinlichkeitsverteilung;
- verschiedene reale (Mess-)Werte.

Reale Werte sind dabei nicht in allen Fällen zugänglich, etwa nicht bei der Modellierung zukünftiger Produktsysteme.

Diese Entscheidungen sind für alle in 2. aufgeführten Ebenen zu treffen. Dabei ist auf eine insgesamt konsistente Modellierung zu achten.

Zwar ist prinzipiell eine abschnittweise Modellierung möglich (s. Abschnitt 3.3.2.3), es ist jedoch zu beachten, dass die einfacheren Unsicherheitsmodellierungen weniger Informationen auswerten und weitergeben und daher zum einen für nachfolgende aufwendigere Modellierungen nicht genügend Informationen bereitstellen und andererseits, wenn aufwendigere Modellierungen vorangehen, die zur Verfügung stehende Information nur teilweise auswerten und damit die Modellierung insgesamt uneffizient werden kann (Beispiel: Intervallrechnung, gefolgt von Wahrscheinlichkeitsdichterechnung über Monte Carlo Simulation, gefolgt von Intervallrechnung). Derartige aufeinander aufbauende Modellierungen treten bei der Berechnung einer vollständigen Ökobilanz auf, aber auch bei der Berechnung aggregierter Prozesse.

Überall eine möglichst feine und genaue Modellierungsmethode anzusetzen ist jedoch nicht unbedingt ratsam. Beispiel: Wahrscheinlichkeitsdichteverteilungen und Simulation – bei Schleifen im Produktsystem sind Simulationen problematisch weil Schleifen nicht immer konvergieren (s. Abschnitt 5.8), außerdem ist die aufwendige Modellierung und Datenbeschaffung oft unangemessen, da mit einer einfachen Methode identische Werte errechnet werden können.

Überall aus Aufwandsgründen eine sehr einfache Modellierungsmethode anzusetzen ist jedoch genauso wenig sinnvoll.

Zur Frage einer effizienten Kombination verschiedener Methoden gibt es bisher sehr wenige Untersuchungen. Letztlich kommt es auf eine *insgesamt* gute, den Zielen der Anwendung entsprechende Wiedergabe der Realität durch die Ökobilanz an, s.a. die Abbildung 1.

4. Frage, Umgang mit der modellierten Unsicherheit:

Die Modellierung der Unsicherheit ist natürlich kein Selbstzweck. Sie geschieht, um die Entscheidungsunterstützung durch die Ökobilanz zu verbessern. Die „Verarbeitung", der Umgang mit der ermittelten Unsicherheit ist daher zentral für eine sinnvolle Anwendung der gesamten Unsicherheitsmodellierung.

Es erstaunt daher etwas, dass die Interpretation von Ergebnissen und auch von Zwischenergebnissen in Ökobilanzen mit ausgewiesener Unsicherheit bisher eher fallstudienweise untersucht worden ist. Allgemeine Handlungsanweisungen und auch allgemeine Untersuchungen zum sinnvollen Umgang mit Unsicherheit fehlen. Eine derartige Untersuchung sollte die reichhaltigen Erfahrungen in Statistik und vor allem Testtheorie berücksichtigen, sie wird jedoch zusätzlich Besonderheiten, wie den Umgang mit unterschiedlich modellierter Unsicherheit, und auch mit nur abschnittsweise modellierter Unsicherheit, zu berücksichtigen haben.

Darüber hinaus ist die Kommunikation der als unsicher ausgewiesenen Ergebnisse für andere Adressaten als Statistiker und Ökobilanzexperten von Relevanz, da es bisher vorkommen kann, dass für „Nicht-Fachleute" als unsicher ausgewiesene Ergebnisse, die aus einer sorgfältig durchgeführten Unsicherheitsanalyse stammen, qualitativ weniger hochwertig scheinen als einzelne, über Expertenschätzung ermittelte Werte. Konkret kann eine Unsicherheitsanalyse fundiert Antwort auf die regelmäßig gestellte Frage geben: Was ist signifikant? Und wann unterscheiden sich zwei Ergebnisse wirklich deutlich?

Für Prozessdatensätze stellt sich außerdem die Frage nach dem passenden Format, in der Unsicherheitsinformationen weitergegeben werden können.

5 Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle

Unsicherheiten sind für unterschiedliche Anwendungsfälle unterschiedlich relevant. Folgende „Parameter" einer Anwendung werden unterschieden:

- *Produktarten* (Großserie – Labormaßstab; Grundstoffe – neu entwickeltes, firmenspezifisches Produkt),
- *Regionen* (örtlicher Bezug der Daten),
- *Zeitbezug* der Daten, wichtig v.a. bei Studien für Produkte mit langer Lebensdauer oder für prognostische Studien,
- *Umweltwirkungen* (Klimawechsel – Toxizitätskategorien),
- *Stellung eines Datensatzes* im Produktsystem (Zentralprozess – Hauptprozesskette -- Nebenprozesskette),
- *Stellung eines Stoffflusses im Datensatz* (Bezugsgröße/funktionelle Einheit – Stofffluss zu anderen Prozessen – Elementarfluss), und
- Art und Weise der *Datenbereitstellung* (Statische Bereitstellung einzelner Datensätze oder einer vollständigen Studie – Berechnung aggregierter Datensätze oder parameterabhängiger Datensätze oder auch einer vollständigen Studie).

Diese Anwendungsparameter lassen sich wie folgt in die eingangs beschriebene Struktur aus Datenerhebung, Berechnung und Interpretation einordnen (Tabelle 2).

Tabelle 2 Zuordnung der Anwendungsparameter zu den Bereichen Datenerhebung, Berechnung, Interpretation einer Ökobilanz

	Datenerhebung und Datenlage (Dateninput)	Berechnung	Interpretation und Darstellung
Produkttypen	x		(x)
Art des Stoffflusses	x		
Regionen	x		
Zeitbezug	x		
Umweltwirkungen	x	(x)	
Stellung Datensatz im Produktsystem		x	x
Stellung Stoffffluss im Datensatz		x	
Arten der Datenbereitstellung		x	x

Anhand von Veröffentlichungen und eigenen Einschätzungen wird jeweils versucht, eine Relevanzreihenfolge aufzustellen. Sofern möglich wird der Vorschlag begründet und auf besondere Sachverhalte hingewiesen. Der Vorschlag ist hier als ein generischer, ohne Bezug auf ein konkretes Produkt, zu sehen.

Diese Reihenfolge ist ein erster Vorschlag; sie wird in nachfolgenden Arbeiten zu überprüfen sein. Sie stützt sich teilweise auf Literaturangaben.

Bei der Verwendung von Literaturangaben ist folgender Punkt anzumerken: Literaturangaben sind in der überwiegenden Zahl Expertenschätzungen; eine Primärquelle (als Referenz einer Untersuchung die Unsicherheiten in Daten geprüft hat) wird kaum angegeben und/oder die Unsicherheiten wurden aus der Auswertung von Angaben oder den Ergebnissen verschiedener Ökobilanzstudien ermittelt – die natürlich ebenfalls interpretierte und weiterverarbeitete Daten enthalten und kaum die Verteilungen der Inputdaten wiedergeben.

5.1 Produkttypen

Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Produkttypen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Landwirtschaftliche Produkte			
4	Handwerklich hergestellte Produkte			
2	Traditionelle Großserienprodukte			Beispiel: Stahl, Kohlekraftwerk
1-4	High-Tech			Beispiel: Chipproduktion

5.2 Art des Stoffflusses

Einige Autoren geben Daumenwerte für Spannen für verschiedene Stoffflüsse an (z.B. [Finnveden 1998]). Es ist zu diskutieren, inwieweit für unterschiedliche Flüsse unterschiedliche Unsicherheitsrelevanzen anzusetzen sind. Die berichteten Spannen zeigen einerseits, dass Energieinputs gut erfasst werden und auf der anderen Seite Schwermetalle und Organik deutlich

Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Art des Stoffflusses	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
1	Energie als Input	[a], [b], [c]		Auswertung von Fallstudien, Expertenschätzung
2	Energiebedingte Emissionen	[a], [b]		Auswertung von Fallstudien
2	Abfall gesamt	[a], [b]		Auswertung von Fallstudien
4	spezifischer Abfallstrom	[a], [b]		Auswertung von Fallstudien
5	Sonstige	[a], [b], [c]		Auswertung von Fallstudien, Expertenschätzung

[a]: Finnveden 1998:

Table 1: Range of the various inventory parameters. The min. value has been set to one (based on FINNVEDEN et al., 1996)

Parameter	Min.	Max.
Inputs		
Energy	1	1,5
Electricity	1	1,7
Limestone	1	500
Water	1	10
NaCl	1	1,8
Air emissions		
CO_2	1	2,4
SO_2	1	11
Nox	1	6,3
CO	1	18
Cl	1	66
HCl	1	17
CH	1	9
Metals	1	71*
Hg	1	7
Chlororganic compounds	1	11
Dioxins	1	41
Water emissions		
COD	1	1300*
BOD	1	24
Nitrogen	1	310*
Dioxins	1	1720
Tot. Solid waste	1	13

*These results are associated with apparent mistakes, see text

Table 2: Rules of thumb for variations that can be expected in results

Inventory parameter	Variation that can be expected
Central, non-substitutable resources	Factor of 2.
Less central and substitutable resources	A factor of 10 or more if they are completely substitutable.
Outflows that are calculated from inflows (e.g. CO_2)	The same as for the corresponding inflow.
Other energy related air emissions	A factor 10.
Other process-specific emissions	Factor 10-100 or higher if mistakes or very different types of technologies can appear.
Total amount of solid waste	Factor 10.
Specific types of solid waste	The variation can be very high partly due to different classification systems in different countries.

[b]: [Geisler 2003, S. 170 ff.], siehe Abschnitt 5.5.

[c]: [Frischknecht et al. 2005]
*Basic uncertainty factors are used for the kind of input and output considered. For instance, it is assumed that **CO2 emissions** generally show a much lower uncertainty as compared to **CO emissions**.*

*While the former is usually calculated from fuel input, the latter depends on numerous parameters such as boiler characteristics, engine maintenance, load factors, etc. These basic uncertainty factors shown in **Table 2** are based on expert judgements.*

Table 2: Examples of basic uncertainty factors (dimensionless) applied for technosphere inputs and outputs and for elementary flows; c: combustion emissions; p: process emissions; a: agricultural emissions

Input / output group	c	p	a
Demand of:			
Thermal energy, electricity, semi-finished products, working material, waste treatment services	1.05	1.05	1.05
Transport services (tkm)	2.00	2.00	2.00
Infrastructure	3.00	3.00	3.00
Resources:			
Primary energy carriers, metals, salts	1.05	1.05	1.05
Land use, occupation	1.50	1.50	1.50
Land use, transformation	2.00	2.00	2.00
Pollutants emitted to air:			
CO_2	1.05	1.05	
SO_2	1.05		
NMVOC total	1.50		
NO_X, N_2O	1.50		1.40
CH_4, NH_3	1.50		1.20
Individual hydrocarbons	1.50	2.00	
Pm>10	1.50	1.50	
Pm10	2.00	2.00	
Pm2.5	3.00	3.00	
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)	3.00		
CO, heavy metals	5.00		
Inorganic emissions, others		1.50	
Radionuclides (e.g. Radon-222)		3.00	
Pollutants emitted to water:			
BOD, COD, DOC, TOC, inorganic compounds (NH_4, PO_4, NO_3, Cl, Na, etc.)		1.50	
Individual hydrocarbons, PAH		3.00	
Heavy metals		5.00	1.80
Pesticides			1.50
NO_3, PO_4			1.50
Pollutants emitted to soil:			
Oil, hydrocarbon total		1.50	
Heavy metals		1.50	1.50
Pesticides			1.20

Diese “basic uncertainty factors” werden mit – per Expertenschätzung bestimmten – Noten von 1 bis 5, die Verlässlichkeit etc. bewerten und die in vergleichbare Werte etwas über 1 umskaliert werden, dazu verwendet, die geometrische Varianz eines Stoffflusses zu berechnen.

5.3 Regionen

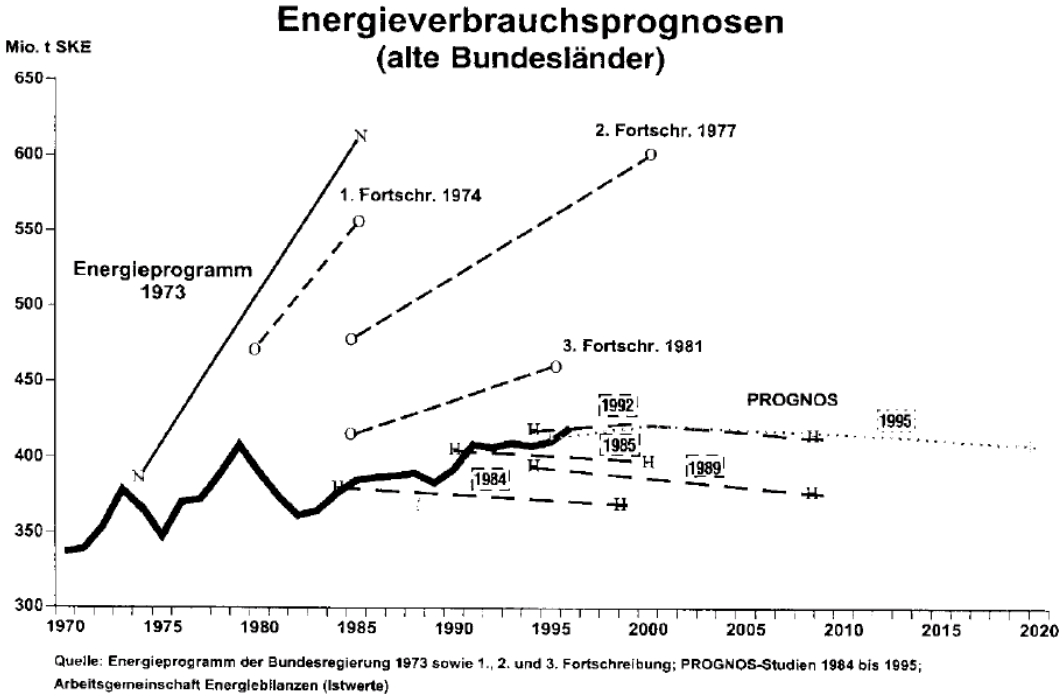
Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Regionen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Sonstige Regionen			
4	China und Indien			
4	Mittel- und Südamerika			
2	USA, Australien			
1	Deutschland, Europa, Japan			

5.4 Zeitbezug

Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Zeitbezug (ab heute)	Quellen, Begründungen	Direkte Erhe-	Bemerkung

			bung?	
5	100 Jahre und mehr			
3	Über 30 Jahre			
2	Über 10 Jahre			

Zahlreiche Quellen mit ähnlicher Aussage, z.B. [Schiffer 2002, S. 385].



5.5 Umweltwirkungen

Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Umweltwirkungen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Humantoxizität, Ökotoxizität	[a], [b], [d]	Nein	In [b] Analyse der möglichen Unsicherheiten
4	Ressourcenverbrauch	[a]	Nein	Modellierung und Datenlage
4	Land use	[a], [c]	Nein	Modellierung eher als Datenlage
3	Sommer Smog	[a], [b]	Nein	
2	Versauerung; Eutrophierung	[a], [b]	Nein	
1	Klimawechsel	[a], [b]	Nein	
1	Energie	[a], [b]	Nein	(keine direkte Umweltwirkung aber nützlicher Indikator)

[a]: [Finnveden 2000]

Klimawechsel — ***Climate change*** *is usually covered fairly well because CO2 is usually fairly well covered. However, data for other pollutants, which in special cases can be of significance, is sometimes missing*

Terrestrische Versauerung und Eutrophierung — ***Acidification and eutrophication of terrestrial systems*** *are often fairly well covered.*

Sommersmog — ***Photo-oxidant formation*** *is normally covered to some extent but often has data gaps for organic compounds which nearly always is expressed as a general parameter.*

Flächenverbrauch — *Impact categories related to* ***land use*** *will continue to pose a problem for*

	some time, partly because there is currently no agreement on how to describe land use in an inventory analysis.
Ressourcenverbrauch	***Energy** as an input is included in most cases and without severe data gaps. **Other raw materials** are often covered but with severe data gaps.*
Humantoxizität, Ökotoxizität	***The human and ecotoxicological impact categories** will probably never be described without significant data gaps. This is because a comprehensive evaluation is prohibited by the sheer number of chemicals used in society, combined with a lack of knowledge of the behaviour of all these chemicals in technical processes. It will for example, not be possible to analyse more than a fraction of the organic pollutants present in landfills.*

[b]: [Geisler 2003, S. 170 ff.]

Table 6-10: Inherent characteristics of impact categories influencing the uncertainty in the results. The number of elementary flows comprised and the range of characterisation factors refer to the product comparison of the plant growth regulators.

impact category	variety of fate, exposure, effect pathways	number of elementary flows	range of characterisation factors [a)]	generic disperison factor (cf. Annex C)	sum parameters relevant ?
primary energy demand	low	36	10^8	1.2 - 2.0	no
global warming potential	low	14	10^4	1.4	no
acidification potential	low	16	3	2.2	no
eutrophication potential	low	27	10^2	1.8	no
photooxidant creation potential	medium	65	10^3	1.2-2.1	yes
human toxicity potential	high	165	10^{31}	50	yes
freshwater ecotoxicity potential	high	154	10^{17}	50 / 100	yes
terrestrial ecotoxicity potential	high	153	10^{25}	500 / 1000	yes
marine water ecotoxicity potential	high	152	10^{18}	50 / 200	yes

[a)] Calculated as ratio of maximum and minimum characterisation factor, cf. Section 3.1.

"With increasing variety of fate, exposure and effect pathways in an impact category, the number of elementary flows assessed also increases. Likewise, the range of characterisation factors increase with rising numbers of elementary flows assessed. For example, only 14 elementary flows assessed in the plant growth regulator case study contribute to the global warming potential with characterisation factors ranging over four orders of magnitude. In the toxicity impact categories up to 165 different elementary flows are assessed and characterisation factors range over 18 to 31 orders of magnitude. The more elementary flows are assessed in an impact category, the stronger is the tendency to use sum parameters in the LCI. For instance, unspecific sum parameters like VOC emissions and metals are assessed in the toxicity impact categories, whereas these sum parameters have no relevance for the global warming potential.

A last inherent characteristic of an impact category is the magnitude of the generic dispersion factors. If the variety of fate, exposure and effect mechanisms comprised in an impact category is high, also the dispersion of the characterisation factors in this impact category is high. This characteristic is also illustrated by contrasting the generic dispersion factors for the global warming potential (1.4, cf. Table 6-10) with those for the toxicity impact categories (50 - 1000). "

Der "dispersion factor" ist das 97,5% Perzentil geteilt durch den geometrischen Mittelwert [Geisler 2003, S. 233]. Geisler berechnet ihn direkt aus den Stoffflüssen einer Fallstudie:

Table C-2: Dispersion factors (k; cf. Equation C.1-1) for selected elementary flows derived from the comparison of several LCIs of sodium hydroxide and benzene production (cf. Table C-1); n indicates the number of datasets, in which the elementary flow was inventoried. The median dispersion factors were calculated considering all elementary flows in each group.

energy demands					air emissions					water emissions				
	NaOH		benzene			NaOH		benzene			NaOH		benzene	
	k	n	k	n		k	n	k	n		k	n	k	n
coal	1.7	8	1.3	5	chlorine	11	5	7.2	2	mercury	13	7	49	3
oil	1.3	9	189	2	mercury	10	7	6.0	3	lead	2.6	7	36	3
natural gas	1.9	8	1.3	5	benzene	1.1	6	68	2	metallic ions	3.5	7	7.9	5
hydropower	1.5	9	8.8	5	CO_2	1.4	9	2.6	6	TOC	2.1	6	31	2
nuclear energy	1.6	9	1.8	5	N_2O	3.3	7	30	4	BOD	4.3	9	1.4	5
total energy	1.4	9	4.0	6	ammonia	2.6	6	1110	4	COD	2.3	9	1.4	6
					lead	1.6	7	12	6	AOX	1.4	6	-	1
oil (feedstock)	none		2.2	6	metals	-	1	2.8	3	nitrate	2.1	7	6.4	5
					heavy metals	3.1	6	1.4	2	NH_4^+	9.2	2	1.4	5
					VOC	5.0	9	2.8	6	N-tot	1.5	7	1.5	4
					SO_x	3.4	9	1.5	6	phosphate	1.1	6	13	2
					NO_x	2.8	9	1.3	6	P_2O_5	-	1	1.9	2
median	2		2			3		3			2		3	

[c]: [Frischknecht et al. 2005] (s. Abschnitt 5.2)

[d]: [Tukker 1998]
"In our view, until approaches have been worked out that deal with paradigmatic, modelling and data uncertainty, all current methods for ***toxicity impact assessment*** *should be very carefully applied. Practitioners that simply state that LCIA is unable to draw conclusions about toxic effects for the moment probably do a better job than those performing an impact assessment and presenting results unconscious of their weaknesses."*

5.6 Stellung Datensatz im Produktsystem

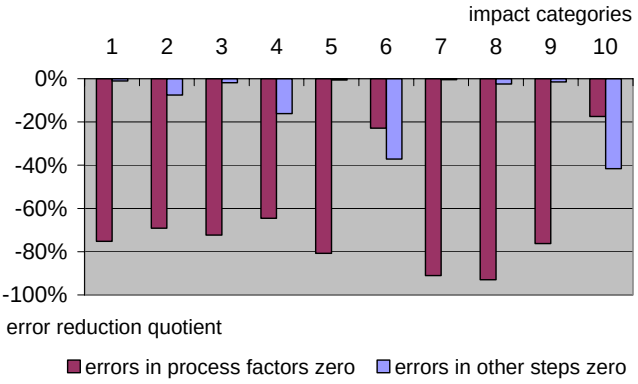
Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Umweltwirkungen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
3	Zentraler Prozess			
2	Hauptprozesskette			
1	Nebenprozesskette			

5.7̃ Stellung eines Stoffflusses im Datensatz

Unsicherheitsrelevanz (5=hoch, 1 = niedrig)	Umweltwirkungen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Funktionelle Einheit	[a]	X	Analyse an Testsystem
4	Bezugsgröße	[a]	X	Analyse an Testsystem
3	Stoffffluss zu anderen Prozessen	[a]	X	Analyse an Test-

				system
2	Elementarfluss	[a]	X	Analyse an Test-system

[a]: [Ciroth 2000]
Beispiel: Reduktion der Fehler in den prozessverbindenden Stoffflüssen auf 0 (dunkelrot – „process factors“) im Vergleich mit der Reduktion aller anderen Fehler im Testsystem auf 0 (lila, „other steps“), Vergleich der Änderung der berechneten Fehler in zehn Wirkungskategorieergebnissen.



5.8 Arten der Datenbereitstellung

Die Art der Datenbereitstellung beeinflusst weniger, wie relevant eine Unsicherheitsdarstellung für die Daten ist, sie beeinflusst vielmehr die sinnvoll einsetzbaren Modellierungsmethoden für Unsicherheit.

Bei einer Berechnung aggregierter Datensätze, parameterabhängiger Datensätze oder auch einer vollständigen Studie sind Simulationen aus zwei Gründen kritisch. Sie brauchen zum einen Zeit. Zum anderen bergen bei Simulationen Schleifen (Loops) bei der Berechnung von Produktsystemen die Gefahr, nicht zu konvergieren (wenn Eingabewerte für die Simulation zufällig verändert werden). Aus dem entsprechenden System müssen für eine Simulation dann die kritischen Schleifen entfernt werden; notfalls kann die Inputwahrscheinlichkeit geändert werden, so dass kritische, nicht konvergierende Werte vermieden werden. Andererseits kann aber auch für die Schleifen, abschnittsweise, eine analytische Berechnung der Unsicherheit durchgeführt werden [Ciroth 2003].

Durch eine abschnittsweise analytische und simulierende Berechnung lässt sich die erforderliche Zeit verkürzen, wobei allerdings keine durchgängige Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung mehr erzeugt wird [Ciroth 2001, Ciroth 2004].

Darüber hinaus existieren Vorschläge zur analytischen Abschätzung von Simulationsergebnissen im Verlauf einer Simulation, die versprechen, gleichwertige Simulationsergebnisse wesentlich schneller erreichen zu können. Diese Vorschläge sind bisher kaum eingehend untersucht.

Bei einer statischen Bereitstellung einzelner Datensätze oder einer vollständigen Studie können diese Arbeiten sozusagen offline durchgeführt werden; Simulationen sind daher in diesem Fall einsetzbar; ggf. nach einer „Bereinigung“ des Produktsystems um Schleifen.

Wird die Berechnung von Datensätzen durch Nutzereingaben gesteuert, werden die Daten also *interaktiv bereitgestellt,* so ist eine Simulation zeitkritisch wenn die Daten über eine Website angeboten werden. Außerdem ist die Aufbereitung eines Produktsystems für eine Simulation ein anspruchsvolles Unterfangen; sie wird bei einer Bereitstellung über eine Website für Nutzer kaum möglich sein; Simulation mit nicht konvergierenden Schleifen verbraucht erhebliche Rechenressourcen und verbietet sich daher für Webserver.

Sofern also Datensätze über eine Website interaktiv über eine Website zusammengestellt, berechnet und ausgegeben werden sollen, ist eine Simulation der Unsicherheit nicht angebracht. Stattdessen ist auf analytische Verfahren auszuweichen.

6 Umgang mit fehlenden Werten

Bisher wird in Ökobilanzen oft ein fehlender Wert mit einem Nullwert gleichgesetzt[5]. Das belohnt fehlende Angaben und bietet damit für Datenlieferanten den Anreiz, kritische Daten eher unter Verschluss zu halten.

Fehlende Werte und Unsicherheiten hängen eng zusammen [Huijbregts et al. 2001]: Im Prinzip ist eine fehlende Angabe wie ein Nullwert, der anstelle eines anderen Wertes angegeben wird. Es gibt dennoch einen Unterschied: Ein fehlender Wert, vor allem wenn er nicht in einem vorgegebenen Raster als fehlend / nicht vorhanden ausgewiesen ist sondern z.B. als Stoffffluss nicht aufgeführt ist, fällt deutlich weniger auf, und es ist erhebliches Fachwissen erforderlich um erkennen zu können, dass eine Angabe fehlt[6].

Betroffenen sind davon sowohl diskrete Einzelwerte als auch Angaben zu Unsicherheiten von Datengaben.

Möglich ist natürlich das Festsetzen eines Defaultwertes, der fehlende Angaben bestraft. Je nachdem wie viele Angaben mit diesem Strafwert belegt werden besteht dabei allerdings die Gefahr, dass vollkommen unrealistische Werte in die Bilanz eingebracht werden. Letztlich ist hier also abzuwägen zwischen dem Fehler durch Nichtangabe und dem Fehler durch Defaultwerte. Weniger drastisch ist das Einsetzen eines plausiblen Ersatzwertes, aus anderen Quellen oder aus Prozessrechnungen.

Die prEN ISO 14044 fordert für fehlende Daten (4.2.3.6, Anforderungen an die Datenqualität, Stand Juni 2005):

> *„Die Handhabung fehlender Daten muss dokumentiert werden. Bei allen Daten und für jede Datenquelle, an denen fehlende Daten nachgewiesen werden, sollte die Bearbeitung der fehlenden Daten und von Datenlücken Folgendes ergeben:*
> - *einen „Nichtnullwert", der erläutert ist;*
> - *einen „Nullwert", falls begründet oder;*
> - *einen errechneten Wert, der auf aufgezeichneten Werten aus mit ähnlicher Technologie arbeitenden Modulen beruht"*

Vom ÖkoInstitut kommt der Vorschlag, für bestimmte Prozesse Defaultangaben zu verlangen. Dies scheint verfolgenswert, da so der von ISO erwähnte Nachweis fehlender Daten deutlich vereinfacht wird. Es ist denkbar, dieses Konzept z.B. für das Review von Datensätzen zu verwenden, als eine Art Checkliste gegen die Datensätze geprüft werden.

→ Die Handhabung fehlender Daten muss dokumentiert werden. Fehlende Werte sollten möglichst ergänzt werden. Verbleibende fehlende Werte sollten mindestens als solche gekennzeichnet werden (nicht bekannt / keine Angabe, o.ä.) und nicht mit Null bezeichnet werden, da sich sonst echte Nullwerte nicht von fehlenden Angaben unterschieden lassen[7].

7 Bewertung im Hinblick auf die Aufgaben des Netzwerks

Dieser Text führt als These ein, dass eine Ökobilanz dann gut ist wenn sie, als Modell der Umweltauswirkungen eines Produkts über dessen Lebenszyklus, einerseits realitätsnah und andererseits mit vertretbarem Aufwand zu erstellen ist. Diese These kann sich auf eine lange Tradition in Systemanalyse und Modellierung berufen. Sie ist für Ökobilanzen dennoch neu und daher im Netzwerk kritisch zu diskutieren.

Diese Realitätsnähe wird damit zum Kriterium, um über das methodische und praktische Vorgehen in Ökobilanzen zu entscheiden.

Unsicherheit betrifft für Modelle den Input, die „Verarbeitung" des Inputs, sowie das Modellergebnis bzw. die Modellergebnisse. Unsicherheit lässt sich definieren als nicht kontrolliertes, als zufällig empfundenes, Abweichen von „Elementen" im Modell von einem tatsächlichen, wahren Wert. Element

[5] So in der ProBas Datenbank des Umweltbundesamtes bis 1/2006, www.probas.umweltbundesamt.de
[6] Es gibt allerdings auch den umgekehrten Fall, Angaben die eigentlich nicht bei einem Prozess vorkommen sollten und trotzdem aufgeführt sind, z.B. Aluminiumverbrauch bei Frischmilchverpackungen.
[7] Dies ist auch in ProBas jetzt erfolgt.

kann dabei ein quantitativer Wert, ein angenommener Zusammenhang, sowie sonstige getroffene Annahmen sein. In dieser allgemeinen Form deckt die Definition verschiedene bisher verwendete Konzepte ab, sowohl das Konzept der parameter und model uncertainty (aus Politikwissenschaften und einigen Ökobilanzquellen) als auch das Verständnis von Unsicherheit als zufälliger Fehler (aus Messtheorie und Statistik und anderen Ökobilanzquellen).

Für Unsicherheiten in Ökobilanzen gilt:

Alle quantitativen Werte von Ökobilanzen sind in der Realität unsicher, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Ein konkreter Wert für die Unsicherheit ist abhängig von der konkreten Anwendung. Das Ausmaß der Unsicherheit für Daten in Ökobilanzen ist bisher kaum direkt bestimmt worden, es liegen vor allem Abschätzungen aus Metaanalysen von Ökobilanz(Teil-)ergebnissen sowie Expertenmeinungen vor.

Expertenschätzungen tendieren für konkrete Studien dazu, einen überschaubaren, relativ kleinen Bereich für die Unsicherheit anzugeben[8]. Metaanalysen, andererseits, ergeben oft viel höhere Unsicherheiten. Das ist jedoch oft darauf zurückzuführen, dass aus der Meta-Perspektive Dinge als unsicher erscheinen die für eine einzelne Studie keine Unsicherheiten sind, indem etwa unterschiedliche Ziele und Randbedingungen von Studien nicht berücksichtigt werden.

Der Einfluss auf das Ergebnis ist ebenfalls verschieden. Für bestimmte Elemente der Ökobilanz und für bestimmte Elemente von Datensätzen scheinen sich die Unsicherheiten so stark auf das Ergebnis auszuwirken, dass fehlende Unsicherheitsangaben fehlenden Werten gleichkommen.

Das trifft vor allem dann zu, wenn Produkte mit unterschiedlicher Unsicherheitscharakteristik verglichen werden, also Produkte für die die Unsicherheit unterschiedlich relevant und unterschiedlich ausgeprägt ist. Ein prägnantes Beispiel ist der Vergleich von biogenen Produkten (erneuerbare Energieträger etc.) mit durchgängig großtechnisch hergestellten Produkten. Für weitere Beispiele siehe die Vorschläge zur Einschätzung der Unsicherheitsrelevanz in Kapitel 5.

Folgende Abbildung 6 zeigt ein allgemeines, eingängiges Beispiel für Unterschiede in der Unsicherheit für zwei Entscheidungsoptionen.

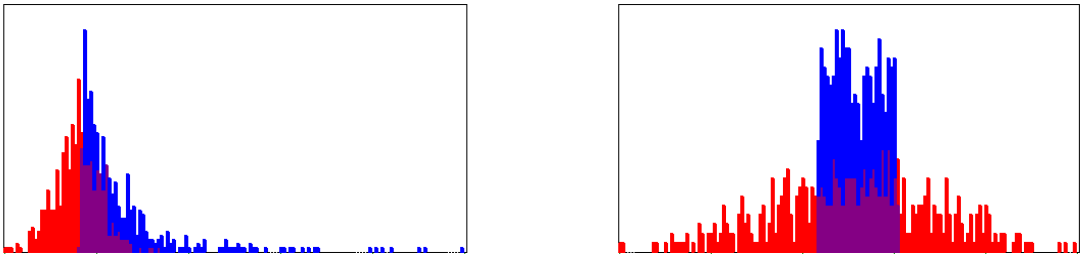


Abbildung 6: Vergleich von zwei Entscheidungsoptionen (rot und blau), mit unterschiedlichen Unsicherheiten; Fall a (links): Schiefe vs. symmetrische Verteilung; Fall b (rechts): Breite vs. schmale Verteilung. Der Median ist in allen Fällen für alle Optionen fast gleich

Für das Netzwerk ist es eine strategische Entscheidung, ob die Unsicherheit in den Daten berücksichtigt werden soll oder nicht. Pauschale, nicht weiter als mit Expertenwissen begründete Abschätzungen der Genauigkeit bzw. Unsicherheit von einzelnen Angaben oder vom Gesamtergebnis einer Ökobilanz sind derzeit durchaus noch Stand der Technik. Diese Angaben werden von den Adressaten der Ökobilanz auch kaum hinterfragt.

Verschiedene Entwicklungen deuten jedoch auf eine „wissenschaftlichere“ Anwendung der Ökobilanzen hin; eine stärker wissenschaftlich fundierte Anwendung von Ökobilanzen bietet für das Netzwerk eine Möglichkeit, sich gegenüber anderen Anwender- und Entwicklerkreisen deutlich erkennbar her-

[8] „*Insgesamt dürfte laut Betz die Genauigkeit von Ökobilanzen bei plus/minus 10% liegen*“, Öko-Initiative für den Dieselbus, VDI nachrichten, 2. Juni 2006, ein Bericht über das CUTE EU Projekt zum praktischen Test und zur Beurteilung der Umweltrelevanz über den Lebenszyklus von kompletten Brennstoffzellenbussen. Zur Beurteilung der Umweltrelevanz wurden Ökobilanzen eingesetzt.
Es ist natürlich zu beachten dass dies in der Quelle zwar als Zitat gekennzeichnet ist, dort jedoch – durch einen Stille-Post-Effekt – möglicherweise nicht vollkommen korrekt wiedergegeben wurde.

vorzuheben und auszuzeichnen. Letztlich scheint es nur eine Frage der Zeit, dass angemessene, fundierte Fakten an die Stelle pauschaler Schätzungen treten, im Sinne einer Evolution der Ökobilanzmethode, s.a. Tabelle 3.

Tabelle 3: Eigenschaften von Wissenschaft, Politikanalyse und Ökobilanzen im Vergleich

Feature of science [Morgan Henrion 1990, S. 22]	Features of policy analysis [Morgan Henrion 1990, S. 22]	Eigenschaften von Ökobilanzen
Empirical testing	Testing often impractical	Empirische Tests allenfalls für Teilbestandteile (Wirkungsmodelle z.B.), für gesamte Ökobilanzen keine empirischen Tests
Full documentation	Documentation typically inadequate	Vollständige Dokumentation (angestrebt)
Reporting of uncertainty	Uncertainty usually incomplete or missing	Unsicherheit kaum aufgeführt, teilweise pauschale Abschätzung
Peer review	Review not standard and in some cases ardous	Für vergleichende Ökobilanzen Standard, für Datensätze in Entwicklung
Open debate	Debate hindered by the above problems	Offene Debatte (manchmal erschwert durch Datenlage)

Folgende Elemente zusammen sind in einem konsistenten „Uncertainty Framework“ erforderlich:

- Erhebung
- Ablage (→ Datenformat!)
- „Weiterverarbeitung“ im Ökobilanzmodell
- Interpretation
- Capacity building zum Umgang mit Unsicherheiten, für Ökobilanzanwender und -Adressaten
- empirische Tests zur Unsicherheit, genutzt für ein Feedback
- Einbinden in das Review (Beurteilen von Unsicherheiten und von Erhebungsmethoden für Unsicherheit, Erkennen von relevanten Unsicherheitsangaben)

Ein derartiges konsistentes Konzept ist neu. Es sollte iterativ verfeinert werden. Ausgehend von einem zunächst formulierten Rahmenkonzept sollten einzelne Elemente entwickelt und theoretisch und praktisch geprüft werden, und anschließend im Zusammenspiel getestet und verbessert werden.

8 Empfehlungen

1. Definition von „Unsicherheit“ im Zusammenhang mit Ökobilanzen, für das Netzwerk
   - Siehe Glossar und Abschnitt 3.1.
2. Kritische Diskussion des Kriteriums der „Realitätsnähe“ für Ökobilanzen
   - Siehe Abschnitt 4.1.
3. Durchführen einer Untersuchung zu Unsicherheiten in Ökobilanz-Datensätzen und zur Erhebnung der Unsicherheit
   - Siehe Abschnitt 3.3.1.
4. Erstellen einer Defaultliste für Angaben in Sachbilanz-Datensätzen zum Erkennen von fehlenden Angaben
   - Siehe Abschnitt 6.
5. Kritische Diskussion, Überprüfung und Verfeinerung der Relevanzrankings für Unsicherheit in Sachbilanz-Datensätzen
   - Siehe Abschnitt 5
6. Anwenden der Relevanzrankings
   - Siehe Kapitel 5 und die Diskussion in Kapitel 7.
7. Schaffen von Strukturen für das Erheben von Unsicherheit und für angemessene Interpretation der Unsicherheit (Datenformat; Fallstudien – auch Tests verschiedener Vorgehensweisen möglich und sinnvoll; Review von Studien und von Datensätzen)
   - Siehe Kapitel 7.

8. Optional: Entwicklung einer Methode zur optimalen Berechnung der Unsicherheit, auch durch Kombinationen verschiedener vorhandener Berechnungsmethoden, in Abhängigkeit von netzwerkspezifischen Anwendungen
    - Siehe Abschnitt 3.3.2.4.

9 Definitionen / Glossar

Input für allgemeines Glossar AK Methodik?

Unsicherheit:

Definition: Unsicherheit ist das zufällige Abweichen einer Größe von einem wahren Wert.

Erläuterung: Es gibt einen ‚wahren Wert' für ein Datum, z.B. den CO2-Ausstoß eines Prozesses; Messwerte dieser Größe stimmen nicht vollkommen mit dem wahren Wert überein, sondern weichen zufällig davon ab. Im engeren Sinn ist Unsicherheit für einen Wert dann der zufällige Fehler der Größe, also hier der zufällige Fehler der CO2-Emission. Diese Definition erfasst auch die Größen, die aufgrund von in der Modellierung getroffenen Annahmen von einem wahren Wert abweichen. Sie erfasst außerdem die Annahmen in der Modellierung (für Annahmen lässt sich ein wahrer Wert ansetzen, von dem konkret getroffene Annahmen zufällig abweichen).

Unsicherheit ist allen quantitativen Daten inhärent, sie ist jedoch nicht für alle Daten gleich. Sie lässt sich beeinflussen durch die Detailliertheit eines Messmodells, das die Daten liefert; sie hängt außerdem stark vom Ziel des Messmodells ab. Unsicherheitsangaben sind eine zusätzliche, positive Qualität von Daten und Empfehlungen.

10 Literatur

[Argus 2003]: Argus (Arbeitsgruppe Umweltstatistik GmbH): Untersuchung des Berliner Restabfalls aus der Systemabfuhr; Durchführung von Sieb- und Sortieranalysen; Repräsentative Beprobung von Siebfraktionen für die anschließenden Bestimmung chemisch-physikalischer Parameter, im Auftrag der BSR, Berlin 2003.

[Bandemer Gottwald 1993]: Bandemer, H., Gottwald, S.: Fuzzy Methoden; Akademie, Berlin 1993.

[Basson Petrie 2004]: Basson, L., Petrie, J.G.: An Integrated Approach for the Management of Uncertainty in Decision Making Supported by LCA-Based Environmental Performance Information, iEMS conference 2004, proceedings, 14-17 June 2004, Osnabruck, Germany.

[Bevington 1992]: Bevington R., Robinson D.K.: Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences, WCB/McGrawHill, Boston 1992.

[Braam et al. 2001]: Braam, J., Tanner, T.M., Askham, C., Hendriks, N., Maurice, B., Mälkki, H., Vold, M., Wessman, H., de Beaufort, A.S.H.: SETAC-Europe LCA Working Group 'Data Availability and Data Quality', Energy, Transport and Waste Models, Availability and Quality of Energy, Transport and Waste Models and Data, 6 LCA (3) 135-139 (2001)

[Cascade 2003]: Weidema, B., Masoni, M. Cappellaro, F., Carlson, R., Notten, P., Pålsson, A., Patyk, A., Regalini, E., Sacchetto, F., Scalbi, S.: Procedural guideline for collection, treatment, and quality documentation of LCA data; Task 2.3 of the Cascade project on Standards or Modelling LCA data, EU Contract No. G7RT-CT-2001-05045.

[Ciroth 2000]: Ciroth, A.: A new model for the propagation of errors in LCAs, shown in a case study, Präsentation Case Study Symposium, Brüssel 2000.

[Ciroth 2001]: Ciroth, A.: Fehlerrechnung in Ökobilanzen, Dissertation TU Berlin 2001.

[Ciroth 2003]: Ciroth, A.: Uncertainty calculation for LCI data: Reasons for, against, and an efficient and flexible approach for doing it, proceedings, International Workshop on Quality of LCI Data, 20 – 21 October 2003, Forschungszentrum Karlsruhe.

[Ciroth et al. 2004]: Ciroth, A., Fleischer, G., Steinbach, J.: Uncertainty Calculation in Life Cycle Assessments - A Combined Model of Simulation and Approximation, Int J LCA 9 (4) 216 – 226 (2004).

[Ciroth 2006]: Ciroth, A.: Prospective and descriptive analysis. Modelling changes in LCA, Paper, for the Setac UNEP Task Force 3, Mai 2006.

[Cochran 1977]: Cochran, W.G.: Sampling Techniques, Wiley Series in Probability and Statistics, 1977.

[Finnveden 1998]: Finnveden, G.: Data Quality of Life Cycle Inventory Data – Rules of Thumb, Letter to the Editor, Int. J. LCA 3 (2) 1998.

[Finnveden 2000]: Finnveden, G.: On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General, Dissertation, Beschreibung in Int. J. LCA 5 (4) 229 – 238 (2000).

[Frischknecht et al. 2005]: Frischknecht, R., et al.: The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework, Int J LCA 10 (1) 2005, 3-9.

[Geisler 2003]: Geisler, G.: Life Cycle Assessment in the Development of Plant Protection Products: Methodological Improvements and Case Study, Dissertation ETH Zürich, 2003

[Heijungs 1996]: Heijungs R: Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. J Cleaner Prod 4 (3–4) 159-166 (1996).

[Heijungs Kleijn 2001]: Heijungs, R., Kleijn R.: Numerical Approaches Towards Life Cycle Interpretation, Int J LCA 6 (3) 2001.

[Heijungs Huijbregts 2004]: Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J.: A Review of Approaches to Treat Uncertainty in LCA, iEMS conference 2004, proceedings, 14-17 June 2004, Osnabrück, Germany.

[Huijbregts 2001]: Huijbregts, M.A.J.: Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment, academisch proefschrift, University of Amsterdam, 2001.

[Huijbregts et al. 2001]: Huijbregts, M.A.J., Norris, G., Bretz, R., Ciroth, A., Maurice, B., von Bahr, B., Weidema, B., de Beaufort, A.S.H.: Framework for Modelling Data Uncertainty in Life Cycle Inventories, Int J LCA 6 (3) 2001 127-131.

[Kheir 1996]: Kheir, N.A. (Hrsg.): Systems Modeling and Computer Simulation, 2nd ed., Dekker, New York 1996.

[Kruse et al. 1991]: Kruse, R., Schwecke, E., Heinsohn, J.: Uncertainty and Vagueness in Knowledge Based Systems, Numerical Methods, Springer, Berlin 1991.

[LeTéno 1999]: Le Téno JF: Visual Data Analysis and Decision Support Models for Non-Deterministic LCA. Int J LCA 4 (1) 41–47 (1999).

[Ljung 1994]: Ljung, L., Glad, T.: Modeling of dynamic systems, Prentice Hall, Englewood Cliffs 1994.

[Morgan Henrion 1990]: Morgan M.G., Henrion M.: Uncertainty – A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press, NY 1990.

[Notten Petrie 2004]: Notten, P., Petrie, J.G.: Enhanced Presentation and Analysis of Uncertain LCA Results with Principal Component Analysis, iEMS conference 2004, proceedings, 14-17 June 2004, Osnabruck, Germany.

[Pesonen et al.]: Pesonen, H.-L., et al.: Framework for Scenario Development in LCA, report of the Setac Working Group on Scenario Development in LCA, 5 LCA (1) 21-30 (2000)

[Piotrowski 1991]: Piotrowski, J.: Theory of Physical and Technical Measurement, PWN, Warszawa, Elsevier, Amsterdam, 1992.

[Pohl Ros 1996]: Pohl Chr., Ros M. (1996): Sind Ökobilanzen zu präzise? In: Intelligente Methoden zur Verarbeitung von Umweltinformation. 2. Bremer KI Pfingstworkshop (Tagungsband), metropolis, Marburg, S. 121–136.

[Ros 1998]: Roš, M. Unsicherheit und Fuzziness in ökologischen Bewertungen. Orientierung zu einer robusten Praxis der Ökobilanzierung. PhD thesis, ETH Zürich, Zürich 1998.

[Schiffer 2002]: Schiffer, H.-W., Energiemarkt Deutschland, 8. Auflage, TÜV, Düsseldorf 2002.

[Suutari et al. 2001]: Suutari, R., Amann, M., Cofala, J., Klimont, Z., Posch, M., Schöpp, W.: From Economic Activities to Ecosystem Protection in Europe. An Uncertainty Analysis of Two Scenarios of the RAINS Integrated Assessment Model. EMEP CIAM/CCE Report 1/2001, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Österreich.

[Tomovic 1972]: Tomovic, R., Vukobratovic, M.: General Sensitivity Theory, American Elsevier, New York 1972.

[Tukker 1998]: Tukker, A.: Uncertainty in Life Cycle Impact Assessment of Toxic Releases, Int. J. LCA 3 (5) 246 – 258 (1998).

[van den Berg et al. 1999] van den Berg, N., Huppes, G., Lindejier, E., van der Ven, B.L., Wrisberg, M.N.: Quality Assessment for LCA, CML report 152, 1999.

[Vose 1996]: Vose D.: Quantitative Risk Analysis: A Guide to Monte Carlo Simulation Modelling. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore 1996.

[Weidema et al. 2003]: Weidema, B., Fress, N., Petersen, E.H., Olgard, H.: Reducing Uncertainty in LCI, Developing a Data Collection Strategy, Environmental Project No. 862 2003, Danish Environmental Protection Agency, 2003.

[Weidema Wesnæs 1996]: Weidema B.P., Wesnæs M.S.: Data quality management for life cycle inventories: an example of using data quality indicators. J Cleaner Prod 4 (3-4) 167-174(1996).