

Themenbereich B: Methoden  
Themenblock 2: Analyse- und Bewertungs-Methoden

# B2.1

## DIE ÖKOBILANZ

Ökopool – Institut für Ökologie und Politik GmbH

Autorinnen und Autoren:

Dr. Ulrike Eberle (sustainability workx), Dirk Jepsen (Ökopool), Susanne Volz (Ökopool),  
Laura Ausberg (Ökopool) und Norbert Reintjes (FH-Lübeck)

# DIE ÖKOBILANZ

## Methode und Wirkungskategorien

### Inhalt

- 1 Einleitung
- 2 Die Ökobilanz
  - 2.1 Anwendungsgebiete und Ziele der Ökobilanz
  - 2.2 Der Aufbau einer Ökobilanz
  - 2.3 Ziel und Untersuchungsrahmen
    - 2.3.1 Ziel der Betrachtung und Untersuchungsrahmen
    - 2.3.2 Funktionelle Einheit
    - 2.3.3 Annahmen
    - 2.3.4 Allokation
  - 2.4 Die Sachbilanz
  - 2.5 Die Wirkungsabschätzung
    - 2.5.1 Wirkungskategorien (nach der CML-Methode)
      - 2.5.1.1 Input-bezogene Wirkungskategorien
        - 2.5.1.1.1 Abiotischer Ressourcenverbrauch (ADP)
        - 2.5.1.1.2 Fossiler Ressourcenverbrauch
        - 2.5.1.1.3 Entnahme und Nutzung von (Süß-)Wasser
        - 2.5.1.1.4 Biotischer Ressourcenverbrauch
        - 2.5.1.1.5 Naturraumbeanspruchung
        - 2.5.1.1.6 Kumulierter Energieverbrauch (KEA)
      - 2.5.1.2 Output-bezogene Wirkungskategorien
        - 2.5.1.2.1 Treibhauspotenzial (GWP)
        - 2.5.1.2.2 Ozonabbaupotenzial in der Stratosphäre (ODP)
        - 2.5.1.2.3 Eutrophierungspotenzial (EP)
      - 2.5.1.3 Toxizitätsbezogene Wirkungskategorien
  - 2.6 Die Interpretation der Ergebnisse
- 3 Die Aussagekraft von Ökobilanzen
- 4 Die Screening LCA
  - Literatur

## 1 EINLEITUNG

Für die Ermittlung von Umweltauswirkungen von Produkten und Materialien kann unter anderem die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment – LCA) herangezogen werden. Dabei handelt es sich um ein Analyseinstrument, das die Umweltauswirkungen von Produkten oder Materialien über deren gesamten Lebensweg – „von der Wiege bis zur Bahre“ bzw. „cradle to grave“ – ermittelt und abbildet.

Die Ökobilanz, die dafür mit entsprechender Sorgfalt durchgeführt werden muss, kann durchaus als eines der präzisesten Analyseinstrumente für die Ermittlung von Umweltauswirkungen von Produkten und Materialien bezeichnet werden – dennoch bildet sie nicht die „ökologische Wahrheit ab“.

Dies führt häufig zu Missverständnissen: Die Ergebnisse der Analyse werden in Wirkungskategorien dargestellt (dazu ausführlich weiter unten im Text). Bei diesen Wirkungskategorien handelt es sich dem Klang nach teilweise um scheinbar leicht nachvollziehbare Kategorien wie „Klimawandel“ (*Global Warming Potential – GWP*), „Ozonbildungspotenzial“ (*Ozone Depletion Potential – ODP*) oder „Flächenverbrauch“. Die Ergebnisse stellen sich in der Regel verführerisch klar und präzise dar (vgl. Abbildung 1).

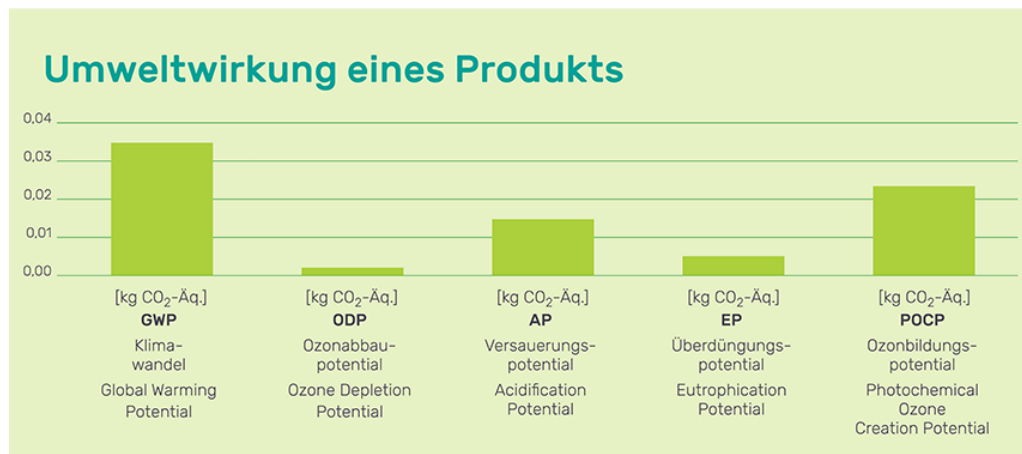


Abbildung 1: Graphische Darstellung verschiedener Umweltauswirkungen eines fiktiven Produktes

(GWP = Klimawandel / Global Warming Potential, ODP = Ozonabbau-potential / Ozone Depletion Potential, AP = Versauerungspotential / Acidification Potential, EP = Überdüngungspotential / Eutrophication Potential, POCP = Ozonbildungspotential / Photochemical Ozone Creation Potential)

Quelle: Eigene Darstellung

Aufgrund dieser vermeintlich leicht verständlichen Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen von Produktsystemen entsteht schnell der Eindruck, Ökobilanzergebnisse in Form von Wirkungskategorien würden eine exakte (ökologische) Wirklichkeit abbilden. Dieser Eindruck wird dadurch verstärkt, dass Umweltauswirkungen von Produktsystemen scheinbar einfach mit entsprechender Software und verfügbaren Datenbanken zu ermitteln sind. Das ist jedoch nicht der Fall.

Dieses Themenpapier soll daher durch die Besonderheiten der Ökobilanz leiten, um ein besseres Verständnis für deren Methode und Ergebnisse zu erlangen. Der Leser wird mit der Systematik der Ökobilanzierung vertraut gemacht sowie mit den Besonderheiten der Datenauswertung und Ergebnisinterpretation. Ausgewählte Wirkungskategorien werden vertieft erläutert, um so ein Verständnis für die Zusammenhänge der Ergebnisauswertung von Ökobilanzen zu schaffen.

## 2.3.2 Funktionelle Einheit

Insbesondere bei Vergleichen (z. B. von Materialien oder Herstellungsverfahren) muss sichergestellt sein, dass eine funktionelle Einheit (FE) gewählt wird, welche die jeweils selbe Funktion erfüllt. Es ist zumeist nicht ausreichend, einfach jeweils 1 kg der zu untersuchenden Materialien zu vergleichen, da u. a. bei der Herstellung unterschiedliche Einsatzmengen der Materialien verwendet werden können.

---

Soll zwischen Pappkarton und LDPE-Folie als Verpackung entschieden werden, muss eine FE gewählt werden, die den jeweils selben Zweck erfüllt. Dies könnte z. B. sein: Verpackung von 100 Stück Produkt. Möglicherweise bedarf es bei der LDPE-Folie nur eines Bruchteils der Materialmenge wie beim Pappkarton. Dafür muss ein extra Beipackzettel mit Informationen gedruckt werden, die sonst auf dem Pappkarton abgebildet wären. Bei der Herstellung dieser besonders kunstvollen Kartonverpackung entsteht zum Beispiel mehr Verschnitt beim Zuschnitt der Verpackung und damit mehr Abfall als bei der alternativ gewählten Folienverpackung (mit demselben Werbeeffekt).

---

Diese und andere Kriterien müssen bei der Bilanzierung berücksichtigt werden. Daher reicht ein einfacher kg-pro-kg-Material-Vergleich nicht aus, sondern es muss eine gemeinsame funktionelle Einheit gewählt werden.

---

Beispiel Nussknacker: Beim Vergleich verschieden designter Nussknacker kann als funktionelle Einheit z. B. eine Anzahl oder kg zu knackender Nüsse (Annahme 100 kg) gewählt werden. Während Nussknacker A schon zu Großmutter's Kinderzeiten die weihnachtlichen Nüsse knackte und auch heute noch unverdrossen seine Arbeit tut, ist Nussknacker B eher unhandlich und schlecht verarbeitet und wird bereits nach der Hälfte der durch A geknackten Nüsse ausgemustert. Für dieselbe Anzahl Nüsse muss Nussknacker A daher einmal, Nussknacker B zweimal im Modell berücksichtigt werden – ebenso wie die dazugehörigen Umweltlasten.

---

## 2.3.3 Annahmen

Häufig sind bestimmte Daten nicht zu ermitteln. Hier muss mit Annahmen gearbeitet werden. Möglicherweise ist die Zusammensetzung aus Primär- und Sekundärmaterial bei Metallen nicht bekannt (s. -> **Themenpapier B2 Umweltaspekte von Metallen**). Oder Transportwege von Rohstoffen sind nicht zu ermitteln. Dann müssen Annahmen getroffen werden, die jedoch ein bestimmtes Produkt oder Material nicht bevorzugen und nicht benachteiligen dürfen.

## 2.3.4 Allokation

# B2.1

## 2 DIE ÖKOBILANZ

Die Ökobilanz, die im deutschen auch als Lebenszyklusanalyse und im Englischen als Life Cycle Assessment (LCA) bezeichnet wird, ist eine Bilanz über die mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und Umweltauswirkungen über dessen Lebenszyklus hinweg.

Für die Analyse der Umweltauswirkung von Produkten und Materialien müssen Daten aller Materialien, Inhaltsstoffe und Verarbeitungsprozesse über deren gesamten Lebensweg ermittelt werden: Daten zu Rohstoffabbau und Transporten, Herstellungs- und Verarbeitungsprozessen, Hilfs- und Betriebsstoffen, Nutzungsphase sowie der Entsorgungswege des Produktes bzw. Materials, aber auch aller bei der Herstellung anfallenden Abfälle. Die Regeln dieser Bilanzierung sind in den DIN EN ISO 14040 und 14044 festgelegt.

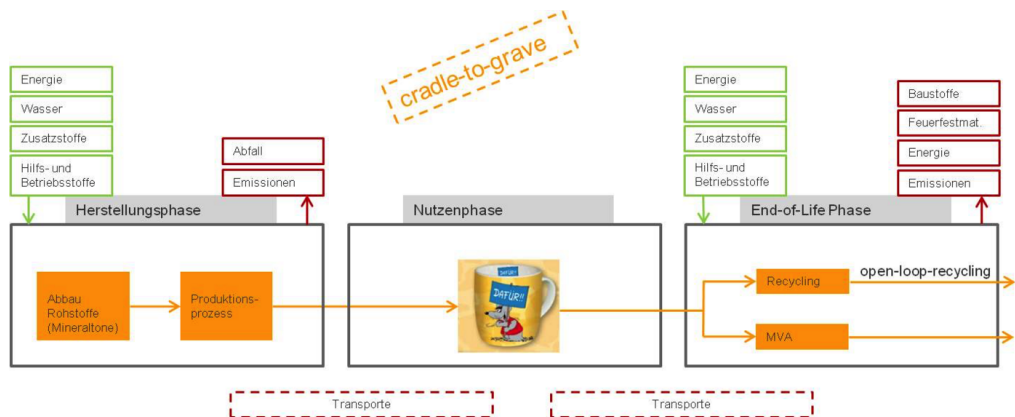


Abbildung 2: Erfassung aller Materialien und Prozesse, von der Wiege bis zur Bahre (schematische Darstellung)

Quelle: Eigene Darstellung

## 2.1 ANWENDUNGSGEBIETE UND ZIELE DER ÖKOBILANZ

Die Ergebnisse von Ökobilanzen können für verschiedene Zwecke eingesetzt werden:

Sie dienen einerseits dem Vergleich verschiedener Produktsysteme untereinander und werden hier oft sowohl zu Forschungszwecken als auch von Unternehmen für werbliche Ziele eingesetzt.

Zuweilen basieren auch Zertifikatssysteme auf Ökobilanzen von Produkten, was einerseits die Umweltleistung des einzelnen Produktes darstellen und andererseits den Vergleich mit anderen Produkten derselben Produktgruppe ermöglichen soll.

Eine weitere Anwendung ist die hier vom Produktdesigner fokussierte: Es können verschiedene Produkt-/Materialoptionen oder Herstellungsverfahren im Vergleich auf ihre Umweltrelevanz untersucht werden. Außerdem kann die Bilanz zur Hotspot-Analyse verwendet werden, um innerhalb eines Produktionsverfahrens besonders umweltrelevante Rohstoffe, Zulieferprodukte oder Verfahren zu ermitteln. In diesem Rahmen können Ergebnisse von Ökobilanzen als Grundlage für strategische Entscheidungen während des Designprozesses von Produkten dienen. Dabei sei darauf hingewiesen, dass es sich bei der Ökobilanz um ein aufwändiges Verfahren handelt. Alternativ kann für eine erste Abschätzung eine Screening LCA (siehe weiter unten) durchgeführt oder der Ecolizer (s. Themenpapier B2.3 Analyse- und Bewertungsinstrumente, Kap. 4 Ecolizer) eingesetzt werden. Dabei sind jedoch erhebliche Abstriche bei der Präzision der Ergebnisse in Kauf zu nehmen.

Wer in der Phase des Produktdesigns z. B. aufgrund des Aufwands keine Ökobilanz erstellen will oder kann, wird möglicherweise bei Recherchen zu bereits bestehenden Ökobilanzen fündig. Manche Unternehmen haben für die hier aufgezählten Zielsetzungen bereits (Teil-) Ökobilanzen erstellen lassen, die teilweise auch frei zugänglich im Internet zu finden sind.

## 2.2 DER AUFBAU EINER ÖKOBILANZ

Der Aufbau einer Ökobilanz, und dadurch auch ein Stück weit das Vorgehen bei deren Erstellung, wird in den Normen [ISO EN 14040/14044] definiert. Danach besteht die Bilanzierung aus vier Phasen:



Die Zieldefinition enthält die genaue Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes inklusive der untersuchten Einheit (so genannte funktionelle Einheit), die Methodenbeschreibung der Modellierung und Wirkungsabschätzung sowie Ziel und Zweck der Bilanz. In der Sachbilanz (Inventar) werden die Input- und Outputströme im bilanzierten System erfasst und bilanziert. Die Wirkungsabschätzung wird ausgehend von der Sachbilanz durchgeführt. In der Phase der Interpretation werden die Ergebnisse erläutert und in Bezug zum Ziel und Zweck der Ökobilanz interpretiert.

Hierbei führen Zwischenergebnisse immer wieder dazu, dass die ursprünglichen Daten ergänzt und verändert werden müssen. Die Erstellung einer Ökobilanz ist ein iterativer Prozess, der in der Regel mehrere Schleifen durchläuft, bis zufrieden stellende Ergebnisse erzielt werden. Um die Glaubwürdigkeit der Studie zu erhöhen, kann eine kritische Prüfung

(engl. critical review) durchgeführt werden. Bei diesem Verfahren wird die Ökobilanz durch externe Experten und/oder andere interessierte Kreise begutachtet. Insbesondere bei der Veröffentlichung von vergleichenden Aussagen ist dieses Vorgehen wichtig.

Der Zweck des vorliegenden Themenpapiers ist es, ein Verständnis vor allem über die Ergebnisse von Ökobilanzen zu erlangen und einschätzen zu lernen, wie diese zu Interpretieren sind. Nur so können z. B. Instrumente wie der Ecolizer (s. Themenpapier B2.3 Analyse- und Bewertungsinstrumente, Kap.4 Ecolizer) oder Ergebnisse aus CAD-integrierten Datenbanken (s. Themenpapier B2.3 Analyse- und Bewertungsinstrumente, Kap. CAD-Systeme mit Umweltkomponenten) Ziel führend eingesetzt werden. Dazu gehört auch das Verständnis über all die Parameter im Lebenszyklus des Produktes, die für ausgeprägte Umweltauswirkungen verantwortlich sind. Weniger wichtig ist für den Produktdesigner hingegen die detaillierte Aufbereitung des Vorgehens bei der Erstellung der Sachbilanz oder Ähnlichem. Entsprechend wird der Fokus in diesem Themenpapier gelegt.

## 2.3 ZIEL UND UNTERSUCHUNGSRAHMEN

Eine Ökobilanz wird immer entsprechend ihres Ziels bzw. der Fragestellung modelliert. Daher sind Ökobilanzen häufig recht umfangreiche Dokumente, in denen zunächst das gesamte Untersuchungsdesign festgelegt und auf die Fragestellung abgestimmt werden muss. In diesem Rahmen kann nicht jeder Aspekt der Ökobilanz in aller Tiefe bearbeitet werden. Eine kurze Darstellung der Parameter soll jedoch zum tieferen Verständnis der Ökobilanzierung beitragen. Nach der Lektüre sollte verstanden worden sein, weshalb bei der Ökobilanz, wie auch bei einer überschlägigen Ökobilanz oder beim Einsatz des Ecolizers (s. Themenpapier B2.3 Analyse- und Bewertungsinstrumente, Kap. 4 Ecolizer), höchste Vorsicht bei der Verwendung der Ergebnisse geboten ist. Gleichzeitig soll eine gewisse Sicherheit bei der Anwendung solcher „überschlägiger“ Methoden gewonnen werden.

### 2.3.1 Ziel der Betrachtung und Untersuchungsrahmen

Das Ziel der Betrachtung und des Untersuchungsrahmens muss sorgfältig formuliert werden, denn es bildet die Grundlage jeden weiteren Vorgehens. Dazu muss z. B. der geographische Rahmen berücksichtigt werden. Außerdem muss die Systemgrenze festgelegt werden, also der Rahmen, innerhalb dessen ein System betrachtet wird bzw. nicht mehr betrachtet wird.

---

Der Untersuchungsrahmen kann entscheidend für das Ergebnis sein. Es macht einen Unterschied, ob lediglich die Materialien Glas und PET oder die Produkte Glasflaschen mit PET-Flaschen verglichen werden sollen.

Außerdem führt es zu erheblichen Unterschieden, ob ein Produkt in Dänemark, Deutschland oder China produziert wird. Alleine die unterschiedliche Energieerzeugung ist für erhebliche Differenzen in den Ergebnissen verantwortlich. Hinzu kommen unter anderem unterschiedliche Bedingungen des Umweltschutzes, die Distributionswege sowie die Entsorgungsverfahren (s. Themenpapier B2 Verwertung und Beseitigung).

---

Als Allokation wird die Zuteilung der Umweltlasten über den Lebensweg bezeichnet, wenn diese auf mehrere Systeme aufgeteilt werden müssen. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn bei dem Herstellungsprozess eines Hauptproduktes Nebenprodukte (sog. Koppelprodukte) entstehen.

---

Ein Koppelprodukt von Weizen ist das verbleibende Stroh, das als Viehfutter, Einstreu oder als Biomasse für Kleinfeuerungsanlagen verwendet wird. Der Bilanzierer entscheidet aufgrund seiner Einschätzung über den Anteil der Umweltlasten, der jeweils auf die einzelnen Produkte angerechnet wird. 90 % auf Weizen und 10 % auf Stroh kann aufgrund der Sachlage genauso richtig sein, wie 70 % der Umweltlasten auf das Korn und 30 % auf das Stroh anzurechnen.

---

Auch bei anschließendem Recycling oder der Wiederverwendung von Produkten müssen die Umweltlasten der Erstherstellung gerecht auf die nachfolgenden Produktsysteme verteilt werden.

Der Ökobilanzierer muss entscheiden, welche Art der Allokation für das definierte Ziel der Ökobilanzstudie die angemessene ist. Es gibt verschiedene Arten der Allokation, beispielsweise nach Masse, nach physikalischen Gesetzmäßigkeiten (Stöchiometrie) oder nach ökonomischen Gesichtspunkten. Welche die jeweils „richtige“ ist, kommt auf das definierte Ziel der Studie an. Verschiedene Ökobilanzen zum selben Produkt können sich im Ergebnis unterscheiden, einfach weil sich die Bilanzierer aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen der Studie für eine jeweils andere Art der Allokation oder eine andere prozentuale Verteilung entschieden haben.

---

Bei der Baumwollproduktion werden sowohl die Baumwollsamenskapseln verwendet – aus ihnen wird Öl gewonnen – als auch die Baumwollfasern für die Textilherstellung. Die Baumwollkapseln haben einen viel höheren Masseanteil, während die Baumwollfasern ökonomisch den wesentlich höheren Wert haben. Bei einer Masseallokation werden daher die Hauptumweltauswirkungen den Baumwollkapseln bzw. dem daraus entstehende Öl zugerechnet. Bei einer ökonomischen Allokation ist klar die Baumwollfaser der hauptsächliche Träger der Umweltlasten. Welche Art der Allokation die „Richtige“ ist, muss im konkreten Fall entschieden werden. Die Entscheidung sowie die Begründung dafür sind in der Dokumentation festzuhalten.

---

## 2.4 DIE SACHBILANZ

Aufgrund des festgelegten Untersuchungsrahmens werden für die Sachbilanz alle Input- und Outputströme innerhalb der definierten Systemgrenze erfasst. Dabei werden für die verwendeten Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie für Rohstoffgewinnung und Herstellungs-, Verarbeitungs- und Transportprozesse vollständige Masse- und Energiebilanzen erstellt. In der Praxis sind viele dieser Daten nicht bekannt, daher wird eine größtmögliche Annäherung versucht. Ökobilanzsoftware (z. B. Umberto<sup>®</sup>, SimaPro<sup>®</sup>, GaBi<sup>®</sup> und mittlerweile auch Open-Source-Software) erleichtern diesen Bearbeitungsschritt enorm, da ein



Produktsystem mit hinterlegten Material- und Prozessmodulen modelliert werden kann. Optimalerweise sind mit der Modellierung der Energie- und Masseströme alle Entnahmen aus der Umwelt und Emissionen und Abfälle in die Umwelt möglichst detailgenau erfasst und in der Sachbilanz nach Sachbilanzparametern aufsummierbar. Die Sachbilanzparameter sind so detailliert wie möglich zu erfassen, um sie dann für die Wirkungsabschätzung klassifizieren zu können.

# B2.1

## DIE ÖKOBILANZ (FORTSETZUNG)

### 2.5 DIE WIRKUNGSABSCHÄTZUNG

Bei der Wirkungsabschätzung geht es darum, Informationen aus der Sachbilanz für die Kommunikation oder Entscheidungsstützung auf wenige Parameter zu verdichten. Dabei unterscheidet sich vor allem die Sichtweise über den Ansatz der Bewertungsmethoden:

- schadensorientiert
- wirkungsorientiert

Es gibt verschiedene Methoden der Wirkungsabschätzung. Einige der bekannteren sind:

- CML 2001<sup>1</sup> (wirkungsorientiert)
- EcoIndicator 99<sup>2</sup> (schadensorientiert)
- ReCiPe 2009<sup>2</sup> (schadensorientiert)
- Methode der ökologischen Knappheit<sup>3</sup>

In der [ISO 14040/44] wird eine Wirkungsabschätzung gefordert, die weitgehend der Struktur der CML-Methode entspricht, in der die Umweltauswirkung bestimmter Stoffe über Umweltproblemfelder (Wirkungskategorien) zusammengefasst werden. Allerdings werden in den ISO-Normen nicht explizit bestimmte Wirkungskategorien empfohlen. Dabei ist hervorzuheben, dass explizit auf potenzielle Umweltauswirkungen abgestellt wird und nicht auf eine tatsächliche Risikoanalyse. Diese Umweltauswirkungen werden zusammengefasst und in verschiedenen Wirkungskategorien dargestellt.

---

Als eine Wirkungskategorie wird beispielsweise die Versauerung herangezogen (s. Themenpapier A1.2 Versauerung von Ökosystemen). Für eine Quantifizierung des Versauerungspotenzials müssen zunächst aus den Sachbilanzergebnissen die einzelnen Schadstoffe mit versauernder Wirkung, also die säurebildenden Gase, identifiziert werden. Über einen Charakterisierungsfaktor bzw. -modell werden diese verschiedenen Emissionen (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, etc.) auf eine Referenzsubstanz bezogen und in die jeweiligen Äquivalente dieser Referenzsubstanz umgerechnet. Im Fall der Versauerung werden die freisetzbaren Protonen aller relevanten säurebildenden Substanzen identifiziert und das Versauerungspotenzial (AP) als Wirkungsindikator SO<sub>2</sub>-Äquivalente berechnet.

---

Bei der Zuordnung von Substanzen zu Wirkungskategorien muss berücksichtigt werden, dass manche Stoffe verschiedene Umweltauswirkungen haben können. Beispielsweise trägt Stickstoff (NO<sub>x</sub>) sowohl zur Versauerung als auch zur Überdüngung bei (s. Themenpapiere A1.2 Versauerung von Ökosystemen bzw. A1.3 Überdüngung von Ökosystemen).

Solche Unterscheidungen erschweren die Auswertung der Sachbilanzergebnisse, jedoch werden die Wirkungskategorieindikatorwerte aus Sachbilanzdaten heute meistens über Software automatisch berechnet, wodurch die Wirkungsabschätzung sehr leicht durchführbar wird. Allerdings sind dadurch die tatsächlichen Hintergründe und Zusammenhänge der Umweltwirkmechanismen oft nicht mehr präsent, was eine Interpretation der Ergebnisse erschwert oder zu falschen Schlussfolgerungen verleitet.

<sup>1</sup> Methode des Institute of Environmental Science (nl. Centrum voor Milieukunde) der Universität Leiden; weitere Informationen unter <http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>.

<sup>2</sup> Eine von Pré Consultants entwickelte Methode; weitere Informationen unter <http://www.pre-sustainability.com/contribution-to-impact-assessment-research>.

<sup>3</sup> Eine vom Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) veröffentlichte und von weiteren Institutionen weiter entwickelte Methode, weitere Informationen unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01750/index.html?lang=de>.

## 2.5.1 Wirkungskategorien (nach der CML-Methode)

Es wird an dieser Stelle betont, dass es sich in jedem Fall um die Ermittlung von *Potenzialen* für Umweltauswirkungen handelt, nicht um die Ermittlung von tatsächlichen Umweltauswirkungen.

---

Ob eine bestimmte Menge Wasser, die in ein Glas eingefüllt wird, das Glas zum Überlaufen bringen wird, hängt davon ab, wie voll das Glas vorher war. Ebenso verhält es sich mit Umweltwirkungspotenzialen. Da die Umweltauswirkung abstrakt berechnet wird, ist in der Regel unbekannt, wie „voll das Glas“ (d. h. wie hoch die Umweltbelastung) bereits ist.

---

Beispiele für potenzielle Wirkungen von Versauerung in der Umwelt sind:

- saurer Regen
- Boden- und Gewässerversauerung.  
Dadurch möglich:
  - Vegetationsschädigungen
  - Hautschäden
  - Fischsterben
  - Remobilisierung von Schwermetallen

---

Beispiel: Emission von 1 kg Chlorwasserstoff (HCl)

Es ist ein Unterschied, ob 1 kg HCl in kurzer Zeit aus einem einzigen Schornstein entweicht und sich in der nahen Umgebung niederschlägt, oder ob über den gesamten Lebensweg des Produktes aus vielen Anlagen, die über ein großes geographisches Areal verteilt sind, kleine Einzelmengen während eines größeren Zeitfensters emittiert werden, die rechnerisch für das Gesamtsystem bezogen auf die funktionelle Einheit jedoch ebenfalls 1 kg betragen.

In der Ökobilanz wird in diesem Fall immer auf 1 kg HCl referenziert. Für die tatsächliche Umweltauswirkung ist hier jedoch die Konzentration entscheidend.

---

Es wird in drei unterschiedliche Arten von Wirkungskategorien unterschieden, nämlich input-bezogene und output-bezogene sowie toxizitätsbezogene Wirkungskategorien:

#### **Input-bezogene Wirkungskategorien**

- Abiotischer-Ressourcen-Verbrauch (ADP)
- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Nutzung von (Süß)Wasser
- Biotischer Ressourcenverbrauch
- Biodiversität
- Naturraumbeanspruchung
- Kumulierter Energieverbrauch KEA (keine echte Wirkungskategorie, sondern eine Kennzahl)

#### **Output-bezogene Wirkungskategorien**

- Treibhauspotenzial, GWP (*Global Warming Potential*)
- Ozonabbaupotenzial in der Stratosphäre, ODP (*Ozone Depletion Potential*)
- Bodennahes Ozonbildungspotenzial, POCP (*Photochemical Ozone Creation Potential*)
- Versauerungspotenzial, AP (*Acidification Potential*)
- Eutrophierungspotenzial, EP (*Eutrication Potential*)

#### **Toxizitätsbezogene Wirkungskategorien**

- Humantoxizität und Ökotoxizität

### 2.5.1.1 Input-bezogene Wirkungskategorien

Diese Wirkungskategorien zielen auf die Erhaltung bzw. den sparsamen Umgang mit natürlichen Ressourcen ab.

Das Problem bei der Ressourcennutzung ist nicht nur oder nicht immer der irreversible Verbrauch der Ressourcen, sondern auch und vor allem die Verschmutzung und Zerstörung der Umwelt bei der Förderung bzw. dem Abbau. Das ist nicht immer leicht auseinander zu halten und führt zu erhöhter Komplexität. Daher werden die Kategorien abiotische Ressourcen und biotische Ressourcen in endliche und regenerierbare Ressourcen unterteilt.

Ressourcentyp	Beispiele
Abiotisch endlich	Mineralien, fossile Rohstoffe
Abiotisch regenerierbar	Grundwasser, Oberflächenwasser, Sauerstoff
Biotisch endlich	Tropenholz aus Primärwäldern, vom Aussterben bedrohte Tier- und Pflanzenarten
Biotisch regenerierbar	Wildpflanzen und-tiere (z. B. Meeresfische), nicht jedoch Agrar-, Zucht- oder Farmprodukte

Tabelle 1: Unterteilung abiotischer und biotischer Ressourcen

#### 2.5.1.1.1 Abiotischer Ressourcenverbrauch (ADP)

Abiotische Ressourcen sind z. B. fossile Brennstoffe, Uranerze, mineralische Rohstoffe (Sand, Ton, Kies, etc.), (Süß-)Wasser, Luft und ihre Bestandteile, etc.

Ein Wirkungsindikator ist nicht leicht zu finden, da eine einfache Aufsummierung aus der Sachbilanz (Verbrauch der Ressourcen pro FE) ein völlig falsches Bild liefern würde. Es gibt dabei vor allem ein wesentliches Problem: Es müssen für erneuerbare und nicht erneuerbare

re Ressourcen völlig unterschiedliche Voraussetzungen angenommen werden. Außerdem muss berücksichtigt werden, ob die Ressourcen verbraucht, „nur“ verschmutzt oder erhitzt werden.

Die Herangehensweise ist, nach der gemeinsamen Wirkung zu forschen, für die dann ein möglichst einfaches und quantitatives Modell gefunden werden muss.

Als gemeinsame Wirkung kann hier die Verknappung angenommen werden. Sowohl Entnahme als auch Verschmutzung führen zu einer Verknappung, auch bei erneuerbaren Ressourcen (wenn der Verbrauch über der Erneuerungsrate liegt). Die Umrechnung erfolgt auf den Wirkungsindikatorwert Antimon (Sb), welches als seltenes Element ausgewählt wurde, Knappheit zu repräsentieren.

### 2.5.1.1.2 Fossiler Ressourcenverbrauch

Der fossile Ressourcenverbrauch ist Teil des abiotischen Ressourcenverbrauchs, wird jedoch als relevante Wirkungskategorie auch einzeln erfasst. Die verschiedenen fossilen Rohstoffe (Steinkohle, Braunkohle, Erdöl, Erdgas, etc.) werden entsprechend ihrer statischen Reichweite, gewichtet mit dem Energiegehalt erfasst. Der Energiegehalt wird auf den Energiegehalt von Rohöl bezogen, und es wird ein Rohöläquivalenzfaktor berechnet. Die Einheit des Wirkungsindikators ist also „Rohöläquivalente“.

### 2.5.1.1.3 Entnahme und Nutzung von (Süß-)Wasser

(Süß-)Wasser ist eine abiotische Ressource. Wasser kann je nach lokalen/regionalen Umständen zu jeder der drei Kategorien gehören:

- fossiles Wasser (Tiefenwasser)
- Grundwasser
- Oberflächenwasser

Grund- und Oberflächenwasser sind regenerierbar. Das fossile Wasser regeneriert sich, in menschlichen Zeiträumen betrachtet, nicht. Es ist regional äußerst unterschiedlich verteilt, daher ist eine lokale Bezugsbasis sinnvoll. Das bedeutet, dass nicht nur der Verbrauch von Wasser als Menge aufsummiert werden sollte, sondern auch die Region des Verbrauchs berücksichtigt werden muss (s. Themenpapier A1.7 Entnahme und Nutzung von Wasser und B2.2 Eindimensionale Methoden und dort unter Kap.3 Water Footprint). Die schlichte Aufsummierung des Wasserverbrauchs im Produktlebenszyklus, ohne Kenntnis der geographischen Herkunft und ohne einen Indikator zur Würdigung der Umweltauswirkungen der Wasserentnahme, ist wenig aussagekräftig.

Datenbankergebnisse können sich hier scheinbar widersprechen. Das liegt unter anderem daran, dass es noch keine einheitliche Definition von „Verbrauch“ gibt. Zunächst meint „Verbrauch“ eine Verschmutzung/Erhitzung des Wassers durch Nutzung, die das Wasser ggf. für eine weitere Verwendung z. B. als Trinkwasser unbrauchbar macht. Aber auch Verdunstung sowie Entnahme (ohne Verschmutzung) kann zu Verbrauch gerechnet werden.

Der Bedarf des Produktdesigners für Ökobilanzen liegt in der praktischen Anwendung, nicht in wissenschaftlicher Korrektheit. Entsprechende Hintergrundinformationen für eine Einschätzung der Ergebnisse gibt (s. Themenpapier B2.2 Eindimensionale Methoden und dort unter Kap.3 Water Footprint).

### 2.5.1.1.4 Biotischer Ressourcenverbrauch

Unter biotischen Ressourcen versteht man solche lebenden Naturschätze, die ohne direktes Zutun der Menschen wachsen, sich vermehren und ihre Rolle in den natürlichen Ökosystemen spielen. Dazu gehören: Fische der Meere, Urwälder und ihre Pflanzen und Tiere, etc. Nicht dazu gehören: Fischzucht, Plantagen, Nutztierhaltung, etc.

Ein Wirkungsindikator ist noch schwerer zu finden als beim abiotischen Ressourcenverbrauch, es wird analog zu den Wirkungsindikatoren des abiotischen Ressourcenverbrauchs gearbeitet.

Der biotische Ressourcenverbrauch wird nur selten und meist in ganz konkreten Fällen als Wirkungskategorie in der Ökobilanz verwendet, da die Quantifizierung sehr schwierig ist.

### 2.5.1.1.5 Naturraumbeanspruchung

Fläche ist eine endliche Ressource und darf nicht nur als freie zur Verfügung stehende Menge betrachtet werden. Die Fläche steht in direktem Bezug zu einem ökologisch bewertbaren Zustand dieser Fläche, daher sind bei der Bewertung einer Fläche unter ökologischen Gesichtspunkten alle flächenbezogenen Umweltbelastungen zu verstehen, wie z. B. Verringerung der Biodiversität, Landerosion, Beeinträchtigung der Landschaft usw.

Standardmäßig wird die Naturraumbeanspruchung lediglich in  $\text{m}^2/\text{Jahr}$  ausgedrückt. Für eine Bewertung der Beeinträchtigung muss aber eigentlich der ursprüngliche Zustand der Fläche bzw. ein Referenzzustand bekannt sein und die Nutzungsdauer berücksichtigt werden.

---

Bei der Bilanzierung für die „Herstellung“ von Rüben genauso wie bei Herstellung von Automobilen wird die verbrauchte Fläche in  $\text{m}^2/\text{Jahr}$  ausgewiesen. Dabei ist es im System gleichgültig, ob die Fläche als Ackerfläche oder als Grundstück einer Automobilfabrik genutzt wird. Es wird nicht berücksichtigt, über welchen Zeitraum die Fläche für den Zweck genutzt wird und ob die Nutzung reversibel ist.

---

Es dürfte auf den ersten Blick klar sein, dass eine reine Aufsummierung der  $\text{m}^2/\text{Jahr}$  nur beim Vergleich nahezu gleicher Produktsysteme zielführend ist (z. B. Agrarprodukte untereinander) und auch da nur einen ersten Überblick geben kann. Beim Vergleich unterschiedlicher Produktsysteme (z. B. Metalle mit Holz) führt dieser Vergleich nicht weiter.

Sofern Naturraumbeanspruchung eine wesentliche Wirkungskategorie für ein Produktsystem ist, muss der Bilanzierung erhöhte Sorgfalt und Detailgenauigkeit gewidmet werden und mit konkreten Daten untermauert werden. Allein die Angabe von  $\text{m}^2$  ist nicht aussagekräftig.

### 2.5.1.1.6 Kumulierter Energieverbrauch (KEA)

Der Energieverbrauch entspricht nach den ISO-Normen keiner Wirkungskategorie, weshalb er nach der Norm streng genommen kein Indikator sein kann. Er ist jedoch eine nützliche und mit relativ geringer Unsicherheit zu ermittelnde Kennzahl, die den gesamten Energieaufwand erfasst.

Der KEA ergänzt in idealer Weise die in den Wirkungskategorien „Ressourcenverbrauch“ und „Klimaänderung“ enthaltenen Informationen zu den fossilen und nuklearen Energieträgern und dient vor allem der Unterstützung und Bewertung von Energiesparmaßnahmen.

## 2.5.1.2 Output-bezogene Wirkungskategorien

Die output-bezogenen Wirkungskategorien beziehen sich auf die Umweltauswirkungen von Emissionen.

- Treibhauspotenzial, GWP (*Global Warming Potential*), Leitindikator CO<sub>2</sub>-Äquivalent
- Ozonabbaupotenzial in der Stratosphäre, ODP (*Ozone Depletion Potential*), Leitindikator R11-Äquivalent bodennahe Ozonbildung, POCP (*Photochemical Ozone Creation Potential*), Leitindikator C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-Äquivalent
- Versauerungspotenzial, AP (*Acidification Potential*), Leitindikator SO<sub>2</sub>-Äquivalent
- Eutrophierungspotenzial, EP (*Eutrofication Potential*), Leitindikator PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-Äquivalent

Im Folgenden werden die einzelnen Wirkungskategorien sowie die Art ihrer Berechnung näher erläutert. Dabei werden einzelne Kategorien exemplarisch ausführlicher behandelt als andere. Zum tieferen Verständnis seien auch die Themenpapiere A1.2 Versauerung von Ökosystemen und A1.3 Überdüngung von Ökosystemen empfohlen.

### 2.5.1.2.1 Treibhauspotenzial (GWP)

Diese Wirkungskategorie hat unterschiedliche Bezeichnungen wie „Treibhauspotenzial“, „Treibhauseffekt“, „Klimawandel“ o. ä. Der Begriff „Potenzial“ taucht hier in der Bezeichnung der Kategorie nicht immer auf, alle Bezeichnungen meinen jedoch dasselbe. Diese Wirkungskategorie steht für die negativen Umweltauswirkungen der anthropogen bedingten Erwärmung der Erdatmosphäre.

Es gibt verschiedene Gase, die zum Treibhauseffekt beitragen. Das wohl bekannteste ist Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>). Aber auch Methan (CH<sub>4</sub>) oder Distickstoffmonoxid (Lachgas, N<sub>2</sub>O) gehören dazu. Die Effekte der Gase in der Atmosphäre bezüglich des jeweiligen *Global Warming Potentials* werden in der Wirkungskategorie zusammengefasst und auf Kohlendioxid umgerechnet in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten ausgedrückt.

---

Eine Tonne Methan hat im Zeitraum von 100 Jahren die Umweltauswirkung von rund 25 Tonnen Kohlendioxid. Die Wirkungen werden für die Wirkungskategorie addiert: Eine Tonne Kohlendioxid plus eine Tonne Methan entfalten zusammen die Umweltauswirkung von 26 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

---

Die Umweltauswirkung der Gase in der Atmosphäre wird jedoch von bestimmten Bedingungen bestimmt, wie die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre. Diese wird bei der Berechnung von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten berücksichtigt; daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke einer Produktökobilanz verwendet werden soll. Es existieren Modellrechnungen für 20, 100 und 500 Jahre.

Die Modellrechnungen über 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis. Üblicherweise (auch UBA-konform) wird jedoch auf 100 Jahresbasis modelliert, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen unseres Handelns widerspiegelt.

Der angewandte Wirkungsindikator ist das Strahlungspotenzial, also die Verstärkung des Strahlungsantriebs durch die absorbierte Infrarotstrahlung (Radiative Forcing).

Details zur Thematik Klimawandel werden ausführlicher im Themenpapier A1.1 Klimawandel ausgeführt.

### 2.5.1.2.2 Ozonabbaupotenzial in der Stratosphäre (ODP)

Das Ozon (O<sub>3</sub>) der Erdatmosphäre schützt Lebewesen auf der Erde vor schädlichen UV-Strahlen, indem es UV-B und UV-C-Strahlung absorbiert. Der Abbau der stratosphärischen Ozonschicht wird u. a. durch Halogene unter speziellen klimatischen Bedingungen verursacht. Unter Berücksichtigung der stratosphärischen Verweilzeit der Gase und vorausgesagter Immissionskonzentrationen wurden so genannte *Ozone Depletion Potentials* (ODP) bestimmt.

Die ODP beziehen sich auf die Vergleichssubstanz FCKW 11. Auch hier können die Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Zeithorizonte bestimmt werden

#### **Bodennahe Ozonbildungspotenzial (POCP)**

Die Bildung von bodennahem Ozon ist ein Prozess, der nicht nur bestimmte Schadgase, sondern auch eine geeignete Wetterlage benötigt. Neben

- reaktiven Stickstoffoxiden NO<sub>x</sub> (=NO + NO<sub>2</sub>) und
- reaktiven flüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC, bestimmte Alkene) und/oder CO ist außerdem eine
- intensive Sonneneinstrahlung mit hohem UV-Anteil (normaler Sommersonnenschein reicht) notwendig, weswegen Ozonbelastung in der Regel im Sommer auftritt („Sommersmog“).

Zur Verminderung des Sommersmogpotenzials ist die Reduktion der VOC (Volatile Organic Compounds), des Kohlenmonoxids (CO) und gleichzeitig der NO<sub>x</sub>-Emissionen unerlässlich.

Der Wirkungsindikator ist die Sommersmogbildung, meist gemessen an der Bildung der Leitsubstanz Ozon. So wie beim Klimawandel die Substanzen auf CO<sub>2</sub>-Äquivalente umgerechnet werden, gilt beim Ozonbildungspotenzial POCP (*Photochemical Ozone Creation Potential*) das Ethen als Leitsubstanz, dem der Wert 1 zugeordnet wird.

Sofern Ozonbildung für die umweltliche Bewertung eines Materials oder Produktes eine wesentliche Wirkungskategorie ist, können Regionalisierungsmodelle angewendet werden, die nicht nur allgemein das Ozonbildungspotenzial errechnen, sondern die konkreten lokalen Umstände berücksichtigen. Voraussetzung sind Detailkenntnisse bei der Modellierung bezüglich der Emissionsquellen (auch anderer Quellen, die zusätzlich zur produzierenden Anlage in der näheren Umgebung emittieren), der klimatischen Verhältnisse u. a. m.

#### **Versauerungspotenzial (AP)**

Sowohl terrestrische als auch aquatische Systeme können von einer Versauerung betroffen sein. Verantwortlich sind die Emissionen säurebildender Substanzen. Die säurebildenden Substanzen stammen aus Emissionen in der Luft (Industrieanlagen) und aus der Landwirt-



schaft.

Die Auswirkungen der Versauerung sind in ihrem vollen Ausmaß noch nicht bekannt. Jedoch gehören dazu

- Schäden an der Vegetation (z. B. Waldschäden)
- Auswaschung von Nährstoffen
- Remobilisierung von Schwermetallen

Als einfachste Charakterisierung der Schadwirkung ist das Versauerungspotenzial der Schadstoffe geeignet, die auf Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)- Äquivalente umgerechnet werden.

Die Thematik der Versauerung ist umfangreich und der Einsatz als Wirkungskategorie ist komplex. Detaillierte Hintergründe zum Thema Versauerung werden daher im Themenpapier A1 Versauerung von Ökosystemen dargestellt.

### 2.5.1.2.3 Eutrophierungspotenzial (EP)

Eutrophierung ist ein Überangebot an Nährstoffen in Böden und Gewässern. Da es sich bei den verursachenden Stoffen nicht um Schadstoffe handelt, sondern um Nährstoffe, ist die Berechnung dieser Wirkungskategorie mit spezifischen Schwierigkeiten behaftet, ebenso wie die Interpretation der Ergebnisse.

Die Eutrophierung hat häufig die landwirtschaftliche Düngung als Ursache, was insbesondere bei der Intensivlandwirtschaft ein Problem darstellt. Aber auch durch die Luft, aus Industrieemissionen, können diese Emissionen verteilt und abgelagert werden.

Zu den Wirkungen der Überdüngung gehört zunächst die Erhöhung der Sauerstoffzehrung in Gewässern (aerobe Abbauprozesse), was über die Entwicklung von anaeroben Tiefenschichten im Gewässer bis zu dessen Absterben (Umkippen) führen kann.

Das Eutrophierungspotenzial wird in Phosphat-Äquivalenten angegeben.

Die Benennung von Umweltschäden durch den Eintrag eutrophierender Substanzen in die Umwelt ist mit Schwierigkeiten behaftet. Die Einbeziehung des Eutrophierungspotenzials als Wirkungskategorie ist oft sinnvoll, muss jedoch mit Bedacht verwendet werden. Wie auch bei der Versauerung sind detaillierte Hintergründe im Themenpapier A1.3 Überdüngung von Ökosystemen dargelegt.

### 2.5.1.3 Toxizitätsbezogene Wirkungskategorien

Toxizitätsbezogene Wirkungskategorien werden in der ökobilanziellen Praxis nur sehr gezielt und für bestimmte Abschätzungen eingesetzt. Dies ist zum Beispiel der Fall für Produkte und Materialien, die in besonderem Maße durch Schadstoffeinsatz gekennzeichnet sind. Dies liegt daran, dass hierbei keine einfache „Aufrechnung“ von Schadstoffen möglich ist bzw. kein Bezug auf einen gemeinsamen Wirkungsindikator. Die Toxizitätswirkungen von Schadstoffen sind unterschiedlich und abhängig von Parametern wie Konzentration, Art der Verteilung bzw. Verfügbarkeit für den Organismus, chemischen Reaktionen, Persistenz in der Umwelt oder akutem oder genetischem Schadpotenzial, was einen Vergleich der Schädlichkeit über die rein emittierten Mengen nicht möglich ist. Darüber hinaus besteht keine Einigkeit in der Ökobilanzforschung sowie der Ökobilanzpraxis, wie methodisch mit diesen Kategorien umgegangen werden kann.

Die Ermittlung von Toxizitätspotenzialen ist daher methodisch sehr schwierig; mit einer der schwierigsten Punkte sind die Kombinationswirkungen von Schadstoffen, die rein bilanziell so nicht abgebildet werden können.

Schließlich sind Expositionsdauer, Konzentration und Kontaktart usw. für eine Auswirkung relevant, können aber in der Sachbilanz gar nicht bekannt sein.

Sofern diese Wirkungskategorien für bestimmte Materialien und Produkte von Bedeutung sind, wird die Bilanzierung sehr individuell vorgenommen und die Interpretation der Ergebnisse erfolgt sehr sorgfältig und auf den konkreten Fall abgestimmt. Dabei wird häufig zwischen Kategorien Humantoxizität und Ökotoxizität unterschieden.

---

Es ist schwer, einen gemeinsamen Wirkungsindikator toxischer Stoffe zu definieren, da sich die Stoffe in ihren Eigenschaften zu sehr unterscheiden. Beispielsweise kann ein hochtoxischer Stoff ggf. „nur“ akute Vergiftungswirkung entfalten und ist dadurch für den Arbeitsschutz relevant. Durch die Verdünnungswirkung ist er dagegen vielleicht in der Umwelt kein Risiko. Ein gering toxischer Stoff dagegen hat eventuell eine hohe Persistenz, d. h. er ist schlecht abbaubar und daher lange in der Umwelt enthalten, und ist daher auch bei geringer Konzentration ein erhebliches potenzielles Umweltgift.

---

## 2.6 DIE INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

Die Ergebnisse von Ökobilanzen alleine sagen noch wenig aus – sie müssen immer im Gesamtzusammenhang betrachtet und in Bezug auf die gesetzten Systemgrenzen interpretiert werden.

Haben bestimmte Ergebnisse nur im Zusammenhang mit bestimmten getroffenen Annahmen Bestand? Ist das Produkt mit der positiveren Klimawirkung oder dem besseren Eutrophierungspotenzial „umweltfreundlicher“? Müssen andere Materialien verwendet werden oder kann eine langlebigere Gestaltung positiv beitragen? Ist die Datenqualität für eine verbindliche Aussage gut genug und sind die Ergebnisse signifikant? Die Auswirkung von Datenqualität auf die Ergebnisse lassen sich am leichtesten anhand eines selbst gerechneten Beispiels nachvollziehen (s. Themenbereich C1 Nachvollziehbare Detailbeispiele).

Die Interpretation kann nicht durch die Anwendung bestimmter Bilanzierungsinstrumente ersetzt werden – sie obliegt dem Bilanzierer.

## B2.1

# 3 Die Aussagekraft von Ökobilanzen

Die Ökobilanz wird erstellt, um die Umweltauswirkung eines Produktes über dessen Lebensweg hinweg zu modellieren. Aufgrund der Komplexität eines solchen Lebensweges liegt es in der Natur der Sache, dass häufig Annahmen getroffen und Durchschnittswerte herangezogen werden müssen.

Dazu kommen methodische Unsicherheiten. Viele Zusammenhänge bei den Wirkungskategorien sind noch unbekannt, insbesondere in den Bereichen der toxizitätsbezogenen Wirkungskategorien. Die Berechnung von Indikatoren und die modellierte Wirkung basieren auf zum Teil starken Vereinfachungen. Die Ergebnisse einer Ökobilanz können daher nie die Wirklichkeit abbilden und sind darüber hinaus immer im Zusammenhang mit den formulierten Zielen und dem Untersuchungsrahmen zu sehen.

Ergebnisse sind daher keinesfalls absolut zu sehen und es müssen immer gewisse Standardabweichungen berücksichtigt werden. Wie groß diese Standardabweichungen sind, hängt vom konkret modellierten System ab (wie „gut“ sind die verwendeten generischen Datensätze, wie sicher konnten Annahmen getroffen werden, welche primären Daten standen zur Verfügung, etc.). Unterschiede zwischen den Ökobilanzergebnissen verglichener Materialien oder Produkte sollten daher immer ausreichend groß sein, bevor Schlussfolgerungen gezogen werden können.

**Werden diese Besonderheiten bedacht, haben ökobilanzielle Berechnungen einen unbestreitbaren Wert für eine umweltfreundlichere Produktgestaltung.**

---

Die besondere Stärke der Ökobilanz für den Produktdesigner zu Beginn des Entwurfsprozesses liegt in der Vergleichsmöglichkeit der Materialien, Herstellungsprozesse und Produktsysteme. Die Bilanzierung hilft bei der Abschätzung und dem Vergleich von Umweltauswirkungen bei der Verwendung unterschiedlicher Materialien oder Verfahren. Auch wenn die Ökobilanz keine ökologischen Wahrheiten abbildet, können die Ergebnisse hier hilfreiche Entscheidungsgrundlagen sein. Hierbei ist zu beachten, dass die Verbesserung in einer Wirkungskategorie (z. B. durch den Austausch eines Materials) die Verschlechterung in einer anderen nach sich ziehen kann.

---

# B2.1

## 4 DIE SCREENING LCA

Bei einer „Screening LCA“ handelt es sich um eine Ökobilanz mit überschlägigen Abschätzungen und entsprechend „unscharfen“ Ergebnissen.

Die Screening LCA folgt weitestgehend den Regeln einer umfassenden Ökobilanz – Ziel und funktionelle Einheit werden sorgfältig definiert, der Untersuchungsrahmen wird festgelegt, die Kategorien der Wirkungsabschätzung werden ausgewählt etc. Was eine Ökobilanz jedoch so aufwändig und zeitintensiv werden lässt, ist die akribische Datenrecherche nach primären und sekundären Daten, das sorgfältige Modellieren des Lebensweges und vor allem die Erfassung möglichst *aller* Parameter, die der Bilanzierer erfassen kann.

Eine überschlägige Ökobilanz gibt sich damit zufrieden, die für das Produktsystem wirklich relevanten Parameter konkret zu erfassen und weniger entscheidende erst einmal außen vor zu lassen bzw. zielsicher abzuschätzen. Die Entscheidungen, welche Parameter relevant sind und welche nicht, sind jedoch wiederum mit großer Sorgfalt zu treffen.

Allgemeine Regeln gibt es dafür wenige – Erfahrung, etwas Hintergrundwissen und vor allem gesunder Menschenverstand können jedoch erheblich zur Zielfindung beitragen. Häufig sind auch bereits existierende Ökobilanzen für gleiche oder ähnliche Produkte hilfreich. Mit deren Hilfe kann eruiert werden, welche Parameter erheblich zum Ergebnis beitragen und welche weniger. Entsprechend können Produktmengen, Transportwege oder Energieverbräuche erst einmal gut geschätzt oder doch besser konkret ermittelt werden.

---

Beispielsweise kann bei der überschlägigen Bilanzierung eines Staubsaugers die grundsätzliche Auswahl der Kunststoffe weniger „spielentscheidend“ sein. Vorsicht ist jedoch bei Schadstoffen in den Kunststoffen geboten – hier sollte nicht allzu überschlägig vorgegangen werden.

Relevanter als die Auswahl der Kunststoffe sind zum Beispiel eine grundsätzliche Materialeffizienz sowie der Energieverbrauch. Ob und in welchem Maße der Energieverbrauch während der Gebrauchsphase die entscheidende Rolle spielt (im Vergleich zur Herstellung) hängt wiederum davon ab, ob dem Anwender unterstellt wird, einmal oder zweimal wöchentlich die Wohnung zu reinigen. Auch die angenommene Produktlebensdauer ist entscheidend.

---

Selbstverständlich sind die Ergebnisse der Screening LCA entsprechend zu bewerten – bei Material- oder Produktvergleichen haben „knappe“ Ergebnisse keine Aussagekraft.

# B2.1

## LITERATUR

DIN EN ISO 14040, 2006: Umweltmanagement, Ökobilanz, Grundsätze und Rahmenbedingungen.

EN ISO 14044, 2006: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.

Klöpffer, Walter; Grahl, Birgit (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH.

## Impressum

Erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes  
im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens FKZ 371295303

durch

Ökopol – Institut für Ökologie und Politik GmbH, Nernstweg 32–34, 22765 Hamburg  
Tel.: +49 (0)40/39 100 2-0; Fax.: +49 (0)40/39 100 2-33; Internet: [www.oekopol.de](http://www.oekopol.de)