

5.1.1 „Klassische“ Ökobilanzen

Liselotte Schebek

Die Erstellung einer Ökobilanz nach ISO 14040 und ISO 14044 gliedert sich in vier Phasen (Abb. 5.3). In der ersten Phase werden Ziel und Untersuchungsrahmen definiert sowie verschiedene grundlegende Festlegungen zu Form und Inhalt der weiteren Arbeiten getroffen. Die zweite Phase, die sogenannte Sachbilanz, dient der Ermittlung aller ein- und ausgehenden Stoffflüsse des untersuchten sogenannten Produktsystems. In der dritten Phase, der Wirkungsabschätzung, werden den ermittelten Stoffflüssen Umweltwirkungen zugeordnet und quantifiziert. Die vierte und letzte Phase, die Auswertung, beinhaltet die Überprüfung der Untersuchungsergebnisse und ihre Aufbereitung zu einer verständlichen Darstellung an die Adressaten der Untersuchung.

Die vier Phasen werden der Reihe nach bearbeitet. Da eine Ökobilanz primär den Charakter eines Analyseinstruments hat, können sich während der Untersuchung neue und detailliertere Informationen über das untersuchte System ergeben. Diese können so weitreichend sein, dass sie eine Anpassung vorangehender Arbeitsschritte bis hin zur

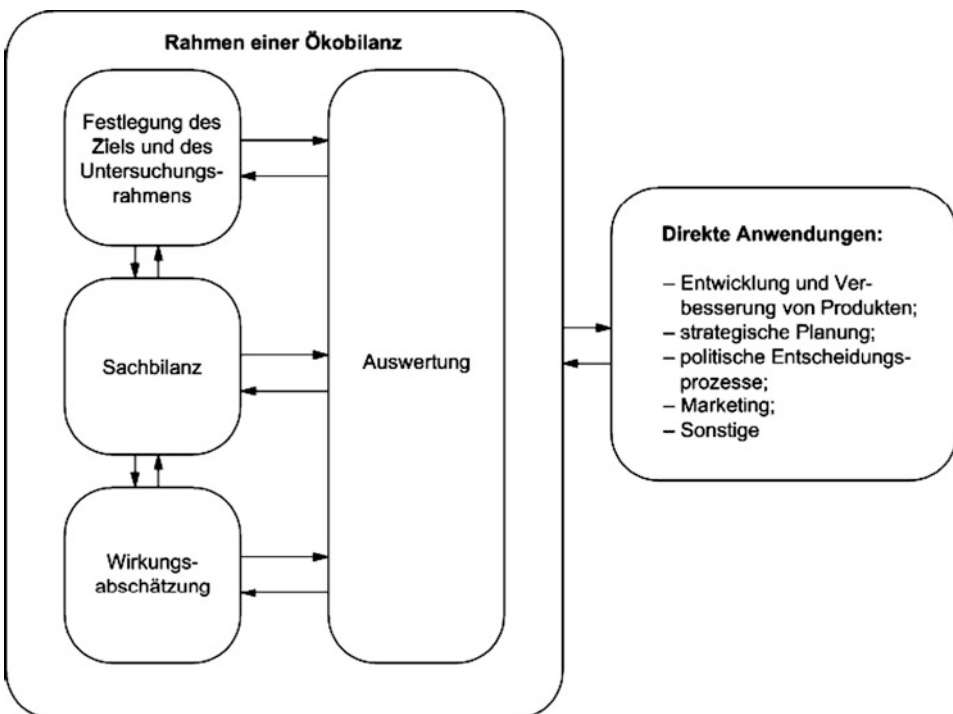


Abb. 5.3 Phasen einer Ökobilanz (nach [5.1])

Modifizierung der ursprünglichen Fragestellung notwendig machen. Dies führt zu einer iterativen Vorgehensweise der Bearbeitung, die in Abb. 5.3 durch die in zwei Richtungen gehenden Pfeile dargestellt ist.

Die generelle Zielstellung einer Ökobilanz ist die Erfassung der Umweltwirkungen von Produkten oder Dienstleistungen [5.1]; bei den in Abb. 5.3 aufgeführten Anwendungsbereichen der Ökobilanz handelt es sich deshalb um eine nicht vollständige Liste von Beispielen.

Ökobilanzen können in vergleichende und nicht-vergleichenden Untersuchungen eingeteilt werden; im ersten Fall bezieht sich die Fragestellung auf die Identifizierung der Prozesse mit maximalen Umwelteinwirkungen innerhalb der Analyse der Prozesskette eines Produkts und im zweiten Fall geht es um einen Vergleich verschiedener Produkte untereinander oder von Produkten mit zweckgleichen Dienstleistungen.

Ökobilanzen können auch danach unterschieden werden, ob sie vergangenheitsbezogen oder zukunftsbezogen sind [5.1]. Erstere Variante bezieht sich auf existierende Produktsysteme unter gegenwärtigen Marktbedingungen und wird als „attributional LCA“ bezeichnet. Letztere untersucht „Umweltauswirkungen von möglichen (zukünftigen) Änderungen zwischen alternativen Produktsystemen“; dies kann eine weitreichende Einbeziehung von Hintergrundsystemen zur Folge haben (z. B. hinsichtlich einer Berücksichtigung zukünftiger Energiesysteme). Hierzu liegt in den Normen bisher keine weitere Detaillierung vor; zukunftsbezogene Anwendungen sind aber unter dem Begriff des „consequential LCA“ ein Forschungsgebiet der Ökobilanz (z. B. [5.15, 5.16, 5.17]).

An Ökobilanzen, deren Verwendung „für zur Veröffentlichung vorgesehene vergleichende Aussagen beabsichtigt ist“, werden besondere Anforderungen an die Kontrolle und Berichterstattung gestellt [5.1]; insbesondere ist eine kritische Prüfung der gesamten Studie und ihrer Ergebnisse durch unabhängige Experten erforderlich [5.1].

Ökobilanzen sind in der ISO 14040 [5.1] und 14044 [5.2] international genormt. Die beiden Normen (d. h. ISO 14040 und 14044) sind das Ergebnis der 2006 erfolgten Überarbeitung und Zusammenfassung der ursprünglich vier Normen zum Life Cycle Assessment, die ab 1997 veröffentlicht wurden. In der deutschen Normenfassung wird das Life Cycle Assessment (LCA) als Ökobilanz bezeichnet. Die DIN EN ISO 14040 [5.1] beschreibt die allgemeinen „Grundsätze und Rahmenbedingungen“ für die Ökobilanz; alle verbindlichen Verfahrensanweisungen zur Durchführung einer Ökobilanz sind in der DIN EN ISO 14044 [5.2] unter dem Titel „Anforderungen und Anleitungen“ zusammengefasst.

5.1.1.1 Definition von Ziel, Objekt und Untersuchungsrahmen

Mit der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen werden die arbeitstechnischen Grundlagen einer Ökobilanz gelegt und dem Anspruch nach Transparenz Rechnung getragen. Klare Angaben zum Ziel, zur voraussichtlichen Anwendung der Untersuchung und zum Adressaten der Ergebnisse (z. B. Unternehmen, Verband, Öffentlichkeit) sind wesentliche Voraussetzung dafür, dass die Angemessenheit des Vorgehens von externen Gutachtern beurteilt werden kann, die Interessen des Auftraggebers offengelegt werden

und die Nachvollziehbarkeit der Ökobilanz gewährleistet ist. Gleichzeitig bilden diese Angaben die Grundlage für die Definition der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen sowie der Abgrenzung des Produktsystems. Ausgehend davon werden nachfolgend die verschiedenen Elemente, die dieser Ökobilanzschritt beinhaltet, diskutiert.

Funktionelle Einheit. Der Vergleich unterschiedlicher Produkte oder Dienstleistungen erfordert, dass ihre Funktion eindeutig definiert und identisch in Bezug auf ihren Nutzen ist. Ein Beispiel für den Vergleich von Produkten mit Dienstleistungen sind Babywindeln, bei dem der Nutzen für den Verbraucher – die Bereitstellung einer sauberen Windel – sowohl durch Einmalwindeln als auch durch die Inanspruchnahme eines Waschklosets für Stoffwindeln erbracht werden kann.

Der Nutzen von Produkt oder Dienstleistung muss also quantitativ beschrieben sein, da die Ökobilanz die Umweltwirkungen quantitativ erfasst. Diese Anforderung wird durch die Definition einer sogenannten funktionellen Einheit umgesetzt: „Die funktionelle Einheit legt die Quantifizierung der angegebenen Funktionen (Leistungskennwerte) des Produktes fest. Hauptsächlich dient eine funktionelle Einheit dazu, einen Bezug zu schaffen, auf den die Input- und Outputflüsse bezogen werden. Diese Bezugsbasis ist notwendig, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Ökobilanzen sicherzustellen“ [5.1]. Daher werden alle Ergebnisse einer Ökobilanz bezogen auf die funktionelle Einheit ausgedrückt.

Für jede funktionelle Einheit wird ein sogenannter Referenzfluss definiert, der die zur Erfüllung der Funktion erforderliche Menge des Produkts angibt. Dies wird am Beispiel einer Ökobilanz zum Vergleich von Ein- und Mehrwegverpackungen deutlich. Die funktionelle Einheit ist definiert als das Volumen der verpackten Flüssigkeit (z. B. 1 Liter). Referenzfluss ist eine Einweg- bzw. eine Mehrwegflasche. Da die Mehrwegflasche jedoch mehrmals im Umlauf gebracht wird, wird sie der funktionellen Einheit nur anteilig zugerechnet; beträgt die Anzahl der Umläufe z. B. 100 Mal, besteht der Referenzfluss für die funktionelle Einheit in 1/100 Mehrwegflasche. Der Systemrahmen der Untersuchung umfasst in diesem Fall aber nicht nur die Herstellung der Flasche, sondern auch Reinigung, Transport vom und zum Ort des Verkaufs und andere Aufwendungen für die Mehrweg-Verwendung.

Systemgrenzen. Die Festlegung des Untersuchungsrahmens beinhaltet die Definition der Systemgrenze für die Sachbilanz. Sie ist durch die konzeptionelle Ausrichtung auf den Lebenszyklus eines Produktes gegeben, der in Abgrenzung zum erwähnten betriebswirtschaftlichen Produktlebenszyklus als Lebensweg bezeichnet wird [5.1, 5.2]. Dabei ist vom Grundsatz her die Erfassung des vollständigen Lebenswegs erforderlich; bei bestimmten Fragestellungen kann es aber ausreichend sein, nur Teile zu erfassen (dies gilt insbesondere dann, wenn verschiedene nutzengleiche Varianten verglichen werden sollen, bei denen Teile des Lebensweges identisch sind und der Einfluss dieser Lebenswegteile bei einem Vergleich das relative Ergebnis der einzelnen Vergleichsvarianten untereinander nicht beeinflussen). Solche Untersuchungen werden explizit nicht als Ökobilanzen im Sinne der Normen bezeichnet und namentlich wie folgt klassifiziert [5.1]:

- Studien „von der Wiege bis zum Werkstor“ (cradle-to-gate),
- Studien „vom Werkstor zum Werkstor“ (gate-to-gate) und
- spezifische Teile des Lebensweges (z. B. Abfallmanagement, Bestandteile eines Produktes).

Daten und Datenqualität. Außerdem sind Anforderungen an Daten und Datenqualität zu formulieren und die zu berücksichtigenden Wirkungskategorien auszuwählen [5.1]. Die Wirkungskategorien müssen deshalb bereits zu Beginn einer Untersuchung ausgewählt werden, da von ihr die in der Sachbilanz zu ermittelnden Informationen abhängen. Soll in der Wirkungsabschätzung beispielsweise nur der Wirkungsbereich „Anthropogener Treibhauseffekt (Klimawandel)“ betrachtet werden, kann sich die Sachbilanz auf die Erfassung der Stoffe mit Klimawirksamkeit beschränken; sollen weitere Wirkungskategorien (z. B. Versauerung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme) einbezogen werden, sind die entsprechend benötigten Daten zusätzlich zu erheben.

Aus der zu untersuchenden Fragestellung ergeben sich noch andere Anforderungen für die Erhebung von Daten in der Sachbilanz (z. B. soll eine bestimmte Region untersucht werden und sind deshalb repräsentative Angaben für diese Region zu ermitteln oder soll ein spezifisches Produkt eines bestimmten Herstellers Gegenstand der Analyse sein und müssen hierzu herstellerspezifische Informationen erhoben werden?).

Verfahrensentscheidungen zur Durchführung. Diese werden in den Normen [5.1, 5.2] – mit Ausnahme der kritischen Prüfung bei vergleichenden Aussagen – im Einzelnen zwar nicht erwähnt, können in der praktischen Durchführung jedoch bedeutend sein. Beispielsweise ist die Einrichtung eines Begleitkreises mit Vertretern unterschiedlicher „interessierter Kreise“ (z. B. Industrievertreter, Umweltverbände) üblich, wenn Untersuchungen für öffentliche Auftraggeber durchgeführt werden und die Ergebnisse ggf. weitreichende Folgen auf umweltpolitische Entscheidungen haben können, oder wenn kontroverse Diskussionen über die Ergebnisse zwischen den „interessierten Kreisen“ zu erwarten sind [5.18].

5.1.1.2 Sachbilanz

Ziel der Sachbilanz ist die Ermittlung aller Stoff- und Energieströme, die aus der natürlichen Umwelt in das durch den Untersuchungsrahmen definierte technische System hineinfließen und dieses in die natürliche Umwelt wieder verlassen. Dazu muss zunächst ein Verständnis dieses technischen Systems entwickelt werden; d. h. die einzelnen Prozesse innerhalb des Systems und ihre Verknüpfung über Zwischenprodukte oder auch Abfälle müssen ermittelt und beschrieben werden. Im Anschluss daran müssen die erforderlichen Daten und Informationen zu Prozessen und Stoffflüssen erhoben werden. Dies stellt i. Allg. den aufwändigsten und arbeitsintensivsten Schritt einer Ökobilanzuntersuchung dar. Auf Basis der ermittelten Daten können dann die notwendigen Berechnungen der gesamten Stoffströme aus der Umwelt in das System und vice versa vorgenommen werden.

Das Ziel der Sachbilanz kann in der in Tabelle 5.1 dargestellten Terminologie beschrieben werden als die Berechnung der Elementarflüsse: „Die Elementarflüsse enthalten die mit dem System verbundene Nutzung von Ressourcen und Emissionen in Luft, Wasser und Boden. ... Diese Daten sind die Sachbilanzergebnisse und bilden den Input für die Wirkungsabschätzung.“ [5.1]. Im Hinblick auf die spätere Wirkungsabschätzung können in der Sachbilanz aber auch solche Informationen quantitativ bilanziert werden, die keine Massen- oder Energieflüsse darstellen (z. B. Landnutzung, Lärmemissionen). Diese werden formal ebenfalls als Input- oder Output-Flüsse ausgewiesen.

Den schematischen Ablauf einer Sachbilanz zeigt Abb. 5.5. Er beginnt mit der Datenerhebung (d. h. der Ermittlung von Daten und Informationen über das System und seine einzelnen Prozesse). Daraus ergeben sich zwei Zwischenergebnisse:

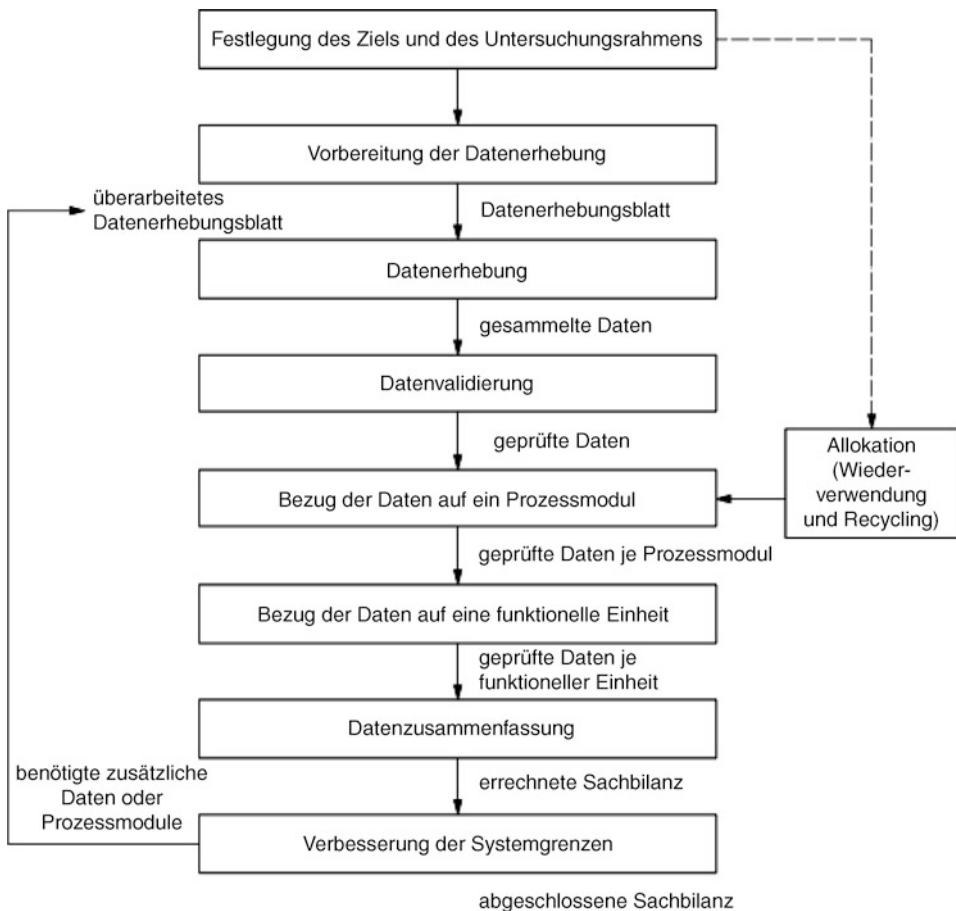


Abb. 5.5 Vereinfachtes Verfahren für eine Sachbilanz (nach [5.2])

- Zum einen ist dies die graphische Darstellung des Systems („Systemflussbild“), die alle Prozesse und ihre Verknüpfung durch Stoffflüsse abbildet.
- Zum anderen erfolgt für jeden einzelnen Prozess eine Zusammenstellung der recherchierten Daten zu Inputs und Outputs, zusammen mit einer Dokumentation aller Informationen, die zur Interpretation dieser Daten nötig sind (z. B. Informationen zu Mess- und Berechnungsverfahren).

Der Prozess der Datenerhebung beinhaltet die Validierung der Daten; dazu werden beispielsweise die Erstellung von Massen- und Energiebilanzen oder vergleichende Untersuchungen von Emissionsfaktoren vorgeschlagen [5.2]. Dabei muss explizit angegeben werden, wenn die Daten die in der ersten Ökobilanzphase (d. h. Ziel und Untersuchungsrahmen) formulierten Anforderungen an die Datenqualität nicht erfüllen [5.2].

Die anschließende Berechnung der Elementarflüsse erfordert verschiedene Arbeitsschritte. Zunächst muss für jedes Prozessmodul ein geeigneter Fluss bestimmt werden, auf den alle ermittelten Input- und Outputdaten bezogen werden (d. h. Referenzfluss des jeweiligen Prozesses). Dann erfolgt die Berechnung aller (Zwischen-)Produktflüsse bezogen auf die funktionelle Einheit des Produktsystems. Abschließend werden alle Teilbeiträge eines Elementarflusses aus allen Prozessen addiert und so die Summen der Elementarflüsse für das Produktsystem ermittelt.

Als Ergebnis der Sachbilanz wird die Gesamtmenge jedes Elementarflusses für den Lebenszyklus aus Herstellung, Nutzung und Entsorgung pro Einheit eines Produktes ausgewiesen.

Die Berechnung einer Sachbilanz wird nachfolgend an einem vereinfachten Beispiel eines Gebäudes dargestellt. Bilanziert wird hier exemplarisch nur die Herstellung (d. h. verkürzter Lebensweg). Als funktionelle Einheit wird „ein Haus“ definiert (für eine vollständige Ökobilanz müsste dies durch konkrete Angaben zu Größe, Konstruktion etc. detailliert werden). Für den Bau dieses Hauses sind die Materialien Ziegel, Beton und Stahl erforderlich; außerdem sind die Aufwendungen für den Baustellenbetrieb zur Errichtung des Hauses zu berücksichtigen. Abb. 5.6 zeigt das Systemflussbild für den so beschriebenen Systemrahmen. Jeder Kasten stellt ein Prozessmodul dar; die Namen von Materialien stehen stellvertretend für deren Herstellungsprozess.

Zunächst müssen nun für jeden betrachteten Prozess Daten erhoben werden. Diese „Rohdaten“ werden beispielsweise durch Befragungen an den Produktionsstandorten der Materialien recherchiert (z. B. im Stahlwerk). Im Ergebnis liegen dann zunächst die unter dem Kasten dargestellten Angaben für die Emissionen (z. B. die Menge an emittiertem Kohlenstoffdioxid in einer bestimmten Zeiteinheit) für einen Produktionsstandort vor. Diese „Rohdaten“ werden dividiert durch die Menge des als Referenzfluss identifizierten Produkts, hier also die Menge an produziertem Stahl pro Zeiteinheit.

Für jedes Prozessmodul wird so eine tabellarische Aufstellung aller Inputs und Outputs bezogen auf eine Einheit des Referenzflusses erzeugt. Abbildung 5.6 zeigt beispielhaft Angaben für Kohlenstoffdioxid für alle Prozesse. Dabei wird deutlich, dass unterschiedliche Typen von Referenzflüssen definiert werden können. Im Fall der Baumaterialien ist

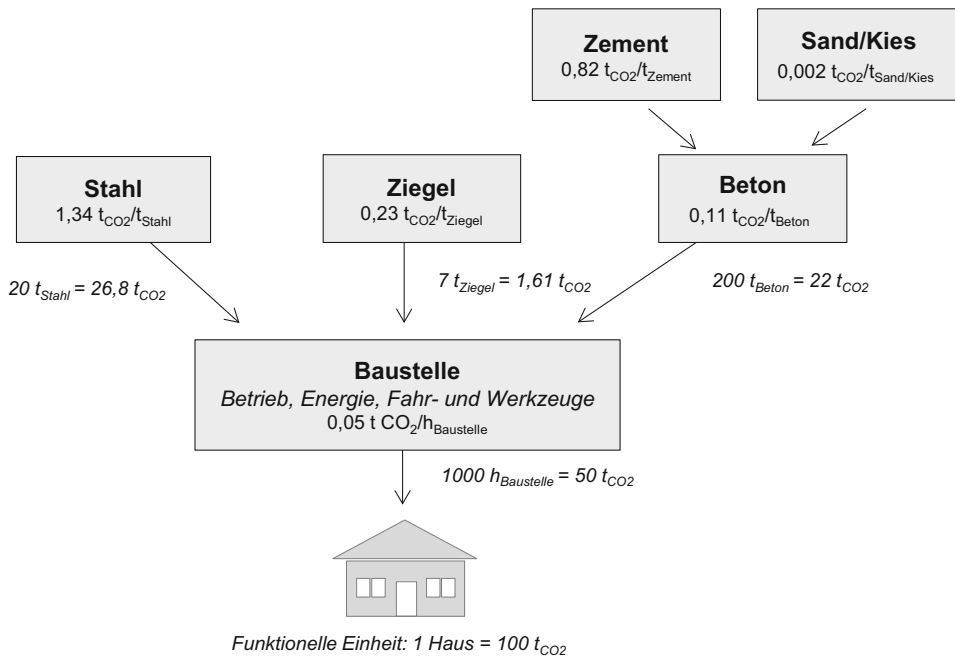


Abb. 5.6 Beispiel: Produktsystem „Herstellung eines Hauses“

dies eine Tonne Material und im Fall des Baustellenbetriebs werden alle Aufwendungen durch Transport und Geräte auf eine Betriebsstunde normiert.

Als nächster Schritt erfolgt die Berechnung aller (Zwischen-)Produktflüsse bezogen auf die funktionelle Einheit des Produktsystems (hier „ein Haus“). Es wird also die Frage beantwortet, „welche Menge eines Vorprodukts ist zur Bereitstellung einer funktionellen Einheit erforderlich?“. In Abb. 5.6 wird dies beispielhaft für die Prozesse Zementherstellung und Sand/Kies-Gewinnung gezeigt. Für den Bau des Hauses werden 200 t Beton benötigt; entsprechend der Rezeptur des Betons entspricht dies 25 t Zement und 159 t Sand/Kies.

Daraus lassen sich nun die Mengen der resultierenden Elementarflüsse für jeden Prozess berechnen. Die tabellierten Angaben der Inputs und Outputs pro Einheit des Referenzflusses werden mit der Menge des zur Bereitstellung der funktionellen Einheit erforderlichen Produktes multipliziert; aus der Angabe 0,11 t CO₂/t Beton und der benötigten Menge von 200 t Beton ergibt sich der Beitrag von 22 t CO₂ aus dem Prozess der Betonherstellung für das hier bilanzierte Haus.

Der gleiche Elementarfluss kann auch bei mehreren Prozessen des Systems entstehen, wie in Abb. 5.6 für den Elementarfluss CO₂ dargestellt ist. Als letzter Arbeitsschritt der Berechnung werden daher alle Beiträge eines Elementarflusses aus allen Prozessen addiert (d. h. alle Materialien sowie Betrieb der Baustelle) und so die Summen der Elementarflüsse

se für das Produktsystem ermittelt. Im diskutierten Beispiel ergibt sich eine Gesamtmenge an CO₂ von 100t für die Herstellung des betrachteten Hauses.

In der Praxis wird eine solche Berechnung nur für einfache und leicht überschaubare Produktsysteme „von Hand“ bzw. mit den „klassischen“ Tabellenkalkulationsprogrammen durchgeführt. Für ein komplexes Produktsystem mit einer großen Anzahl von Prozessen (z. B. Herstellung eines Fahrzeugs) bedient man sich üblicherweise spezieller Softwaretools, deren mathematische Grundlagen (z. B. [5.19]) sich aber prinzipiell am oben beschriebenen Vorgehen orientieren. Auch werden üblicherweise die Informationen und Daten für alle Prozesse nicht direkt ermittelt. Viele Datensätze – insbesondere für Hintergrundprozesse (z. B. Diesel- oder Benzinbereitstellung, Stromerzeugung) – können aus speziellen Datenbanken entnommen werden.

Bei einer derartigen Entwicklung, Datenrecherche und Berechnung eines Produktsystems ergeben sich erfahrungsgemäß typische Problemstellungen, zu deren Behandlung Vorgaben vorliegen oder methodische Hilfen vorhanden sind [5.1, 5.2]. Diese werden nachfolgend diskutiert.

Abschneidekriterien. In einem komplexen Produktsystem ist es innerhalb des vorhandenen Zeit- und Kostenrahmens meist nicht möglich, alle Stoff- und Energieflüsse in den z. T. komplex verzweigten Prozessketten nachzuverfolgen. Dies ist für die Fragestellung einer Ökobilanz auch nicht unbedingt nötig. Das System muss jedoch „vollständig“ beschrieben werden in dem Sinn, „dass alle relevanten Informationen und die für die Auswertung benötigten Daten zur Verfügung stehen und vollständig sind.“ [5.2].

Da die Relevanz einzelner Stoff- und Energieflüsse vor der Durchführung einer Ökobilanzstudie schwer zu beurteilen ist, hilft man sich mit sogenannten Abschneidekriterien; dies bedeutet, dass zunächst nur diejenigen Inputs und Outputs in die Sachbilanz mit einbezogen werden, deren Beitrag einen bestimmten, für den gesamten Input oder Output oder die gesamte Umwelteinwirkung des Systems festgelegten Prozentsatz übersteigt. Inputs und Outputs unterhalb des Schwellenwerts werden „abgeschnitten“, d. h. sie werden nicht berücksichtigt; beispielsweise wird oft festgelegt, dass Stoffströme mit einem Anteil unterhalb von 1 % des kumulierten Werts der Masse aller Stoffströme des Systems nicht berücksichtigt werden. Da die Masse allein allerdings häufig kein geeignetes Kriterium für die Umweltwirkung eines Stoffstroms ist, wird die zusätzliche Heranziehung der Energie und/oder der Umweltrelevanz ausdrücklich empfohlen [5.2]. Dabei ist der Begriff der Umweltrelevanz selbst nicht definiert [5.2]; er ergibt sich implizit aus Stoffcharakteristika, aber auch aus dem Ergebnis der Wirkungsabschätzung. Deshalb ist gerade hier ein iteratives Vorgehen bei der Erarbeitung einer Ökobilanzuntersuchung notwendig, bei dem geprüft wird, ob das Weglassen der „abgeschnittenen“ Stoffströme gerechtfertigt ist (d. h. ob ein signifikanter Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz ausgeschlossen werden kann).

Datenlücken. Bei der Datenrecherche können sich Datenlücken ergeben; z. B. können Daten zu relevanten Stoffströmen nicht ermittelt werden, wenn hierzu beispielsweise noch keine Erkenntnisse vorliegen oder aber gemessene Daten für den Bearbeiter einer Öko-

bilanzstudie nicht zugänglich sind (u. a. aus Vertraulichkeitsgründen). Dies kann für die Ergebnisse einer Ökobilanz ein substanzielles Problem darstellen und muss daher klar ausgewiesen werden [5.2]: „Die Handhabung fehlender Daten muss dokumentiert werden.“ Bei allen Prozessmodulen 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 Prozessmodulen beruht.

Mehr-Produkt-Prozesse. Ein methodisches Problem tritt bei sogenannten Mehr-Produkt-Prozessen auf. Das sind technische Anlagen oder Prozesse, die mehr als ein Produkt generieren; typische Beispiele hierfür sind chemische Prozesse mit Haupt- und Nebenprodukten, Blockheizkraftwerke, die Strom und Wärme liefern, oder die Aufarbeitung von Erzen, aus denen mehrere Metalle gewonnen werden. Für die Berechnung des Produktsystems ist es notwendig, die Input- und Outputflüsse jedes Prozesses auf genau einen Referenzfluss zu beziehen. Um dies für Mehr-Produkt-Prozesse zu ermöglichen, müssen Input- und Output-Flüsse den beteiligten Produkten anteilig zugeordnet werden; man spricht von „Allokation“.

Eine derartige Allokation kann unterschiedlich realisiert werden. Dabei liegt die Präferenz auf einer Zuordnung, welche „die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen“ zwischen den Produkten widerspiegelt [5.2]. Praktisch bedeutet dies, dass die Inputs und Outputs des Prozesses im Verhältnis der Massen oder der Energieinhalte der Produkte aufgeteilt werden. Ist dies nicht möglich, „sollten die Inputs zwischen den Produkten und Funktionen so zugeordnet werden, dass sich darin andere Beziehungen zwischen ihnen widerspiegeln.“ Als eine solche Beziehung wird i. Allg. der ökonomische Wert der Produkte bzw. Dienstleistungen herangezogen; ein Vorgehen, das auch in der betrieblichen Kostenrechnung bei der Verteilung von Kosten auf Koppelprodukte üblich ist.

Eine andere Situation ergibt sich, wenn Outputs sowohl als Nebenprodukte als auch als Abfall betrachtet werden können. Dann soll das Verhältnis von Nebenprodukten zu Abfall ermittelt werden, da „die Inputs und Outputs nur den Nebenprodukten zugeordnet werden sollen“ [5.2]. Jedoch gibt die physikalische Beschaffenheit eines Stoffes meist keinen eindeutigen Aufschluss darüber, ob es sich um ein Nebenprodukt oder um einen Abfall handelt. Stattdessen wird oft der wirtschaftliche Wert betrachtet; ist er positiv, handelt es sich um ein Nebenprodukt, und ist er negativ, ist er als Abfall anzusehen.

Das Ergebnis einer Sachbilanz kann vom gewählten Allokationsansatz abhängen. Entsprechend umfangreich und kontrovers wurden und werden die unterschiedlichen Ansätze diskutiert (u. a. [5.20, 5.21, 5.22, 5.23]). Auch deshalb geben die Normen die Empfehlung, eine Allokation nach Möglichkeit zu vermeiden [5.1, 5.2]. Dazu kann ein Prozess zunächst aggregiert dargestellt werden, der in der Realität aber in Unterprozesse unterteilt wird. Ist

dies nicht möglich, kann eine Allokation methodisch ersetzt werden durch die sogenannte Systemerweiterung; d. h. die „Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf Koppelprodukte beziehen“ [5.2].

Eine derartige Systemerweiterung kann durch zwei unterschiedliche Ansätze erfolgen, die hier beispielhaft für die Stromerzeugung in zwei verschiedenen Kraftwerkstypen dargestellt werden. Das Kraftwerk Typ A stellt ausschließlich elektrische Energie bereit und das Kraftwerk Typ B sowohl elektrische als auch thermische Energie (d. h. zwei Produkte).

- Beim ersten Ansatz der Systemerweiterung, dem sogenannten Warenkorbverfahren, wird dem Kraftwerk Typ A (d. h. ohne Wärmeerzeugung) ein zusätzlicher Prozess („Äquivalenzprozess“) zur Wärmeerzeugung gedanklich zugerechnet; d. h. das System muss die gleiche Menge Wärme „einkaufen“, die das Kraftwerk Typ B erzeugt (z. B. durch Einzelheizung in Gebäuden, die beim Kraftwerk Typ B durch Fernwärme beheizt werden). Das Produktsystem für die zusätzliche Funktion (hier: die Erzeugung von Wärme) wird dabei nach dem aktuellen Stand der Technik abgebildet. Die zu diesem Produktsystem gehörigen Elementarflüsse werden zu denen des Produktsystems des Kraftwerks Typ A addiert.
- Beim zweiten Ansatz, der sogenannten Gutschriftenmethode, wird dem Kraftwerk Typ B die Erzeugung von Wärme „gutgeschrieben“; d. h. die Umweltbelastungen aus der Erzeugung von Wärme werden von den Umweltbelastungen des Kraftwerks abgezogen. Dies begründet sich dadurch, dass die zusätzliche Wärmebereitstellung die eigenständige Wärmeerzeugung an anderer Stelle ersetzt; beispielsweise ersetzt die Nutzung der Abwärme eines Kraftwerks für die Fernwärmeversorgung die Erzeugung von Wärme durch Heizungsanlagen in den versorgten Wohnungen. Zum Vergleich muss ebenfalls das Produktsystem für die zusätzliche Funktion – Erzeugung von Wärme – nach dem aktuellen Stand der Technik modelliert werden. Die zu diesem Produktsystem gehörigen Elementarflüsse werden von denen des Produktsystems des Kraftwerks Typ B subtrahiert („avoided burden“).

Hinsichtlich des angestrebten Systemvergleichs führen beide Ansätze prinzipiell zum gleichen Ergebnis. Aus mathematischer Sicht kann es bei der Gutschriftenmethode jedoch zu „negativen“ Emissionen kommen, wenn die Gutschrift höher ist als die Emissionen des Gesamtsystems.

Auch die Systemerweiterung liefert keine einfachen Antworten auf das komplexe Problem der Mehr-Produkt-Prozesse. Beispielsweise kann es ergebnisbestimmend sein, welche Technologie für einen Äquivalenzprozess unterstellt wird. Wird im oben genannten Beispiel Wärme durch alte, ineffiziente Ölheizungen bereitgestellt, fallen die Einsparungen durch Fernwärme wesentlich höher aus als bei einem Vergleich mit modernen Gasbrennwertheizungen oder der zusätzliche Nutzung von Solarkollektoren. Gutschriften können das Ergebnis eines Produktvergleichs auf die eine oder die andere Seite verschieben (u. a. [5.24, 5.25, 5.26]). Deshalb sollte dieses Problem in einer entsprechenden Untersuchung ausführlich diskutiert werden.

Als ein Sonderfall der Mehrproduktsysteme kann das Recycling bzw. die Wiederverwendung von Produkten interpretiert werden [5.2]. In „offenen“ Kreisläufen (d. h. dort, wo das ursprüngliche Produkt bei der Verwertung in ein völlig anderes Produkt überführt wird wie z. B. Glasabfall als Füllmaterial für Straßen) besteht ebenfalls die Frage, wie die Umweltlasten zwischen zwei Produkten aufzuteilen sind. Auch hierzu liegen unterschiedliche methodische Ansätze vor (z. B. [5.5, 5.20]) und die Ergebnisse einer Ökobilanz sind sehr stark vom gewählten methodischen Ansatz abhängig; beispielsweise wird durch die Wahl einer Vorgehensweise der „erste“ oder „letzte“ Akteur einer Recyclingkette bevorzugt oder benachteiligt [5.5].

Datenbanken und Software. Für die Durchführung einer Sachbilanz (und der Wirkungsabschätzung) werden umfangreiche Informationen und eine Vielzahl von Daten benötigt, deren Erhebung meist einen großen Anteil am gesamten Untersuchungsaufwand hat. Je nach Fragestellung, aber auch begrenzt durch die praktisch zur Verfügung stehenden Mittel – und damit die Arbeitszeit der Bearbeiter, werden diese Daten neu erhoben, recherchiert oder aus bestehenden Datenbanken übernommen. Für Vordergrundprozesse (d. h. solche Prozesse, die speziell auf die Belange der Ökobilanzuntersuchung ausgerichtet sind, wie etwa einen bestimmten technischen Prozess an einem definierten Produktionsstandort oder die Eigenschaften eines realen Produktes eines bestimmten Unternehmens) sollen nach Möglichkeit spezifische Daten benutzt werden. Für die Vielzahl von Hintergrundprozessen (u. a. die Bereitstellung von Energie, Infrastruktur oder Grundstoffen) werden die benötigten Informationen meist aus vorhandenen Datenbanken entnommen. Dies erspart Arbeitszeit und damit Kosten, hat aber auch prinzipielle Vorteile: in Datenbanken werden meist qualitätsgesicherte Datensätze für bestimmte repräsentative Randbedingungen bereitgestellt (z. B. Strommix eines bestimmten Landes). Es gibt eine Reihe von Datenbanken, die teilweise in Softwaretools für die Ökobilanzierung integriert sind (u. a. Datenbank ecoinvent [5.27], European Reference Life Cycle Database [5.28]).

Die Berechnung der Sachbilanzen (und der Wirkungsabschätzung) kann mit Tabellenkalkulationsprogrammen erfolgen. Dies wird bei umfangreichen Bilanzen jedoch schnell unhandlich. Komfortabler ist daher die Verwendung von spezifischer Software für die Ökobilanzierung, welche die Kalkulation der Sachbilanz einfacher und übersichtlicher machen, die Einbindung von Datenbanken ermöglichen sowie unterschiedliche Methoden der Wirkungsabschätzung integriert haben. Neben zahlreichen kommerziellen Softwaretools sind heute auch Open Source Tools verfügbar (z. B. [5.29]) [5.30].

5.1.1.3 Wirkungsabschätzung

Die Phase der Wirkungsabschätzung ist konstituierend für den Anspruch der Ökobilanz, über die quantitative Erfassung von Stoffströmen hinaus auch deren Wirkungen auf die Umwelt zu erfassen. Ziel ist es, eine umfassende Beurteilung aller Umweltwirkungen zu ermöglichen und unterschiedliche Wirkungen auf die Umwelt miteinander vergleichbar zu machen. Eine solche Vergleichbarkeit ist aber letztlich nur erreichbar unter Einbeziehung von Bewertungsschritten. Deshalb besteht diese Phase der Wirkungsabschätzung aus verbindlichen und optionalen Bestandteilen (Abb. 5.7).

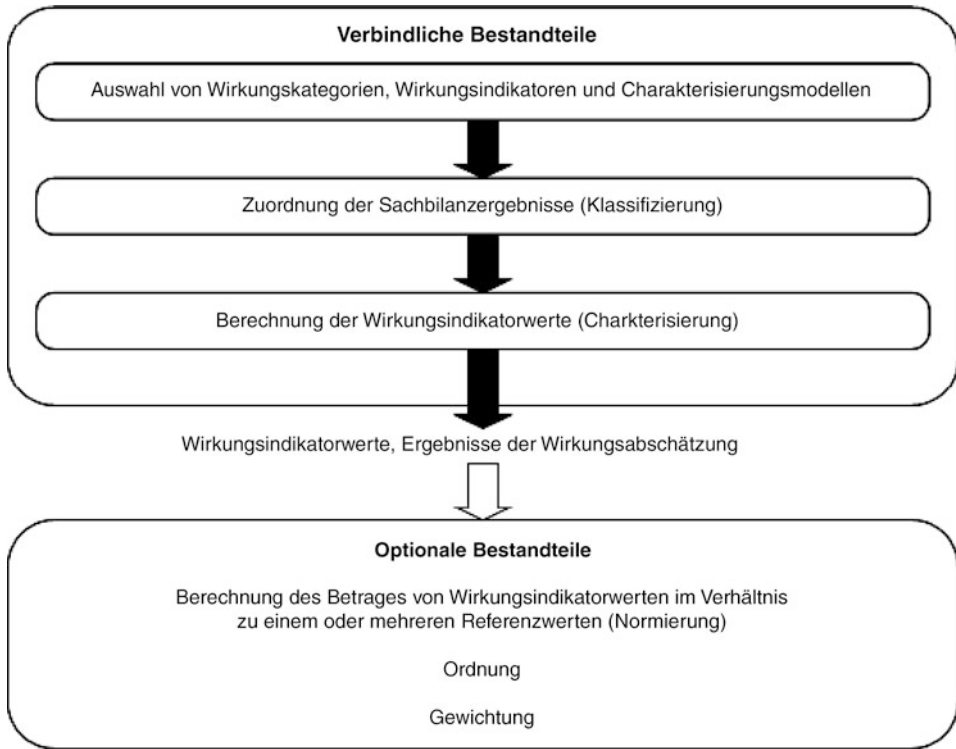


Abb. 5.7 Bestandteile der Wirkungsabschätzung (nach [5.1])

Während die verbindlichen Bestandteile weitgehend auf naturwissenschaftlichen Modellen beruhen und primär der Analyse und quantitativen Bestimmung einzelner Umweltwirkungen dienen, umfassen die optionalen Bestandteile Verfahrensschritte einer Gewichtung verschiedener Umweltwirkungen, die zu einer vergleichenden Bewertung unterschiedlicher Umweltwirkungen führen. Mit diesem Vorgehen sollen die Bereiche einer auf die Naturwissenschaften gestützten Analyse und die einer auf subjektiven Präferenzen beruhenden Bewertung möglichst klar voneinander getrennt werden.

Wirkungsindikatoren. Die obligatorischen Bestandteile der Wirkungsabschätzung beinhalten drei Schritte: Auswahl von Wirkungskategorien, die Klassifizierung und die Charakterisierung. Die in diesen Schritten verwendeten Definitionen zeigt Tabelle 5.2.

Zum besseren Verständnis dieser Begrifflichkeiten sind in Tabelle 5.3 die in Tabelle 5.2 definierten Begriffe am Beispiel der Wirkungskategorie „Klimawandel/anthropogener Treibhauseffekt“ zusammengestellt.

Erster Arbeitsschritt. Der erste obligatorische Arbeitsschritt bei der Wirkungsabschätzung ist die Auswahl von Wirkungskategorien. Jede Wirkungskategorie steht für ein be-

Tabelle 5.2 Begriffsdefinitionen Wirkungsabschätzung [5.2]

Wirkungskategorie	Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können.
Charakterisierungsmodell	Nicht explizit definiert, aber implizit aus der Definition des Charakterisierungsfaktors ableitbar (siehe unten); Modell, das für die Umwandlung des zugeordneten Sachbilanzergebnisses in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird.
Charakterisierungsfaktor	Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wird, das für die Umwandlung des zugeordneten Sachbilanzergebnisses in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird.
Wirkungskategorie-Indikator (kurz „Wirkungsindikator“)	Quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie.
Wirkungsendpunkt	Eigenschaft oder Aspekt der natürlichen Umwelt, der menschlichen Gesundheit oder der Ressourcen, die oder der ein Umweltthema identifiziert, das Grund zur Besorgnis darstellt.

stimmtes Umweltproblem (z. B. Klimawandel/anthropogener Treibhauseffekt, Versauerung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme). Die Auswahl von Wirkungskategorien muss aber schon Bestandteil der ersten Phase der Ökobilanz (d. h. Ziel und Untersuchungsrahmen) sein. Sie muss hier jedoch – im Lichte der Erkenntnisse aus der Sachbilanz – überprüft und ggf. modifiziert werden.

Die Normen [5.1, 5.2] fordern generell eine Orientierung an der Relevanz für die Umwelt und eine Vollständigkeit im Hinblick auf die Fragestellung der Ökobilanz: „Unter

Tabelle 5.3 Begriffsbeispiele der Wirkungsabschätzung [5.2]

Begriff	Beispiel
Wirkungskategorie	Klimaänderung.
Sachbilanz-Ergebnisse (LCI)	Menge an Treibhausgas pro funktioneller Einheit.
Charakterisierungsmodell	Szenario „Baseline“ über 100 Jahre des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change).
Wirkungsindikator	Verstärkung der Infrarotstrahlung (W/m ²).
Charakterisierungsfaktor	Treibhauspotenzial (GWP 100) für jedes Treibhausgas (kg CO ₂ -Äquivalente/kg Gas).
Wirkungsindikatorwert	Kilogramm CO ₂ -Äquivalente pro funktioneller Einheit.
Wirkungsendpunkte	Korallenriffe, Wälder, Ernten.
Umweltrelevanz	Die Verstärkung der Infrarotstrahlung steht stellvertretend für mögliche Wirkungen auf das Klima, die von der integrierten atmosphärischen Wärmeaufnahme, hervorgerufen durch Emissionen und die Verteilung über die Dauer der Wärmeaufnahme, abhängen.

Berücksichtigung des Ziels und des Untersuchungsrahmens muss die Auswahl der Wirkungskategorien einen umfassenden Satz von mit dem zu untersuchenden Produktsystem verbundenen Umweltthemen widerspiegeln.“ [5.2]. Die Relevanz von Umweltthemen für eine bestimmte Fragestellung ist aber nicht immer eindeutig zu ermitteln und auch naturwissenschaftlich begründete Aussagen zu Umweltwirkungen können widersprüchlich sein. Die Auswahl von Wirkungskategorien stellt daher eine erste normative Entscheidung im Rahmen der Wirkungsabschätzung dar, die subjektive Einschätzungen und Präferenzen des Bearbeiters widerspiegelt und die Ergebnisse der Untersuchung maßgeblich beeinflusst.

Für jede ausgewählte Wirkungskategorie müssen Charakterisierungsmodell und Wirkungsindikator bestimmt werden. Das Charakterisierungsmodell beschreibt die vollständige Ursache-Wirkungs-Kette von den in der Sachbilanz ermittelten Elementarflüssen bis hin zu den Wirkungsendpunkten. Meist existieren aber unterschiedliche Modelle zur Beschreibung solcher Ursache-Wirkungs-Ketten für ein bestimmtes Umweltthema. Deshalb ist keines dieser Modelle verbindlich vorgeschrieben [5.1, 5.2]; die Auswahl wird dem Bearbeiter überlassen. Es werden aber allgemeine Empfehlungen gegeben (u. a. das Charakterisierungsmodell soll wissenschaftlich begründet und international akzeptiert sein).

Innerhalb des gewählten Charakterisierungsmodells wird nun der Wirkungsindikator festgelegt. Dieser „sollte umweltrelevant sein“ und möglichst „die aggregierten Wirkungen von Inputs und Outputs des Produktsystems auf den oder die Wirkungsendpunkt(e) darstellen“ [5.2]. Er kann „frei zwischen den Sachbilanzergebnissen und Wirkungsendpunkten entlang des gesamten Umweltwirkungsmechanismus gewählt werden“ [5.2]. Dieses Konzept der Wirkungsindikatoren zeigt Abb. 5.8.

Auch für die Wahl des Wirkungsindikators hat der Bearbeiter einer Ökobilanz also einen Ermessensspielraum. Modelle für die Wirkungsabschätzung bieten als Wirkungsindikatoren sowohl Mid-Point- als auch End-Point-Indikatoren an.

- Ein Mid-Point-Indikator gibt ein Maß für einen naturwissenschaftlich beschreibbaren Effekt an, der eine Beziehung zum Wirkungsendpunkt hat, diesen aber nicht selbst beschreibt.
- Ein End-Point-Indikator dagegen stellt ein direktes Maß für den Wirkungsendpunkt selbst dar; dies ist i. Allg. hinsichtlich der dafür eingesetzten Modelle und Annahmen deutlich anspruchsvoller.

Zweiter Arbeitsschritt. Im zweiten Schritt der Wirkungsabschätzung, der Klassifizierung, wird jeder in der Sachbilanz ermittelte Elementarfluss einer Wirkungskategorie zugeordnet. Dabei tragen i. Allg. mehrere oder sehr viele Flüsse zu einer Wirkungskategorie bei. Ein Elementarfluss kann aber auch zu mehreren Wirkungskategorien beitragen. Dabei müssen sowohl parallele als auch serielle Mechanismen beachtet werden.

- Bei parallelen Mechanismen treten mehrfache Wirkungen des gleichen Stoffes auf. Beispielsweise tragen Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), die als Kältemittel oder

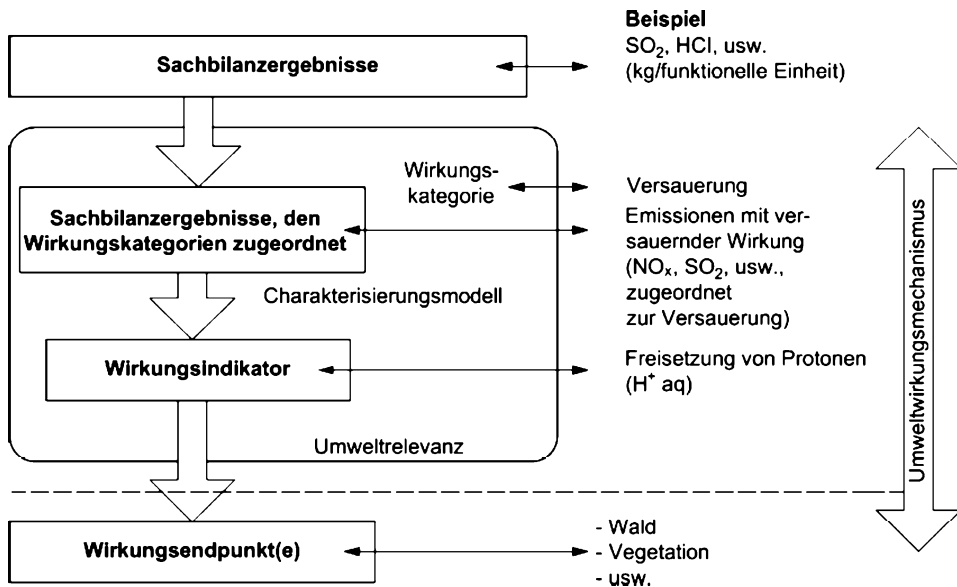


Abb. 5.8 Konzept der Wirkungsindikatoren (nach [5.2])

Treibgase Verwendung fanden, sowohl zum stratosphärischen Ozonabbau als auch zum Klimawandel/anthropogenen Treibhauseffekt bei.

- Bei seriellen Mechanismen ist der Stoff selbst einer Umweltkategorie zuzuordnen; er wird aber in der Umwelt umgewandelt in einen weiteren Stoff, der einer zweiten Umweltkategorie zugeordnet werden kann. Beispielsweise tragen Stickstoffoxide zur Versauerung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen bei; sie sind aber auch beteiligt am Bildungsmechanismus für bodennahes Ozon, das der Wirkungskategorie „Smog“ zuzuordnen ist.

Dritter Arbeitsschritt. Der dritte Schritt, die Charakterisierung, dient der Berechnung von Werten des ausgewählten Wirkungsindikators („Wirkungsindikatorwerte“) für die einzelnen einer Kategorie zugeordneten Elementarflüsse. Dabei wird für jeden Elementarfluss das Ergebnis der Sachbilanz mit dem Charakterisierungsfaktor dieses Stoffes für die jeweilige Wirkungskategorie multipliziert. Im Ergebnis werden alle einer Wirkungskategorie zugeordneten Elementarflüsse in eine gemeinsame Einheit umgewandelt. Die Summe aller Teilbeiträge der einzelnen Elementarflüsse ergibt das Ergebnis für die Wirkungskategorie. Ein Beispiel einer solchen Berechnung zeigt Tabelle 5.4.

Weitere Aspekte. Um eine klare Trennung zwischen dem Bereich der auf die Naturwissenschaften gestützten Analyse und der nachfolgenden optionalen, auf subjektiven Präferenzen beruhenden Bewertung zu erreichen, wird eine ausführliche Dokumentation der Ergebnisse gefordert [5.1, 5.2]. „Nach der Charakterisierung ... werden die Inputs und Outputs des Produktsystems z. B. auf folgende Weise dargestellt:

Tabelle 5.4 Beispiele zur Charakterisierung von Ergebnissen der Sachbilanz (Wirkungskategorie „Klimawandel“/„anthropogener Treibhauseffekt“) [5.31]

Wirkungskategorie	Treibhauseffekt		
Wirkungsmodell	GWP _{100years} [5.31]		
Wirkungsindikator	Erhöhung des Infrarotstrahlungsantrieb (W/m ²)		
Elementarfluss	Ergebnisse Sachbilanz in kg Emission/funktionelle Einheit	Charakterisierungsfaktor (Global Warming Potential) in kg CO ₂ -Äquivalent/kg Emission	Indikatorwert in kg CO ₂ -Äquivalent/funktionelle Einheit
CO ₂	5	1	5,00
CH ₄	0,5	25	12,50
N ₂ O	0,01	298	2,98
Ergebnis der Charakterisierung für die Kategorie „Klimawandel“/„anthropogener Treibhauseffekt“			20,48

- durch eine Zusammenstellung der einzelnen Wirkungsindikatorwerte der Wirkungsabschätzung für verschiedene Wirkungskategorien, bezeichnet als Wirkungsabschätzungsprofil;
- durch einen Satz von Sachbilanzergebnissen, die Elementarflüsse sind, jedoch nicht den Wirkungskategorien zugeordnet wurden (z. B. aufgrund mangelnder Umweltrelevanz) und
- durch einen Satz von Daten, die keine Elementarflüsse darstellen.“ [5.2]

Der optionale Bereich der Wirkungsabschätzung umfasst die drei Schritte Normierung, Ordnung und Gewichtung (Tabelle 5.5). Sie werden nachfolgend diskutiert.

- Die Normierung vergleicht das Ergebnis der Charakterisierung mit einem Referenzwert und zeigt so den jeweiligen spezifischen Anteil eines Produktes oder einer Dienstleistung auf. Der aus der Charakterisierung hergeleitete Wert wird durch den für das Referenzsystem geltenden Wert dividiert. Meist wird das für das betrachtete Produkt/die untersuchte Dienstleistung errechnete Ergebnis einer Kategorie in Beziehung gesetzt zu den gesamten Wirkungen der Kategorie in einem Bezugsraum (z. B. ein Land, eine Region). Dazu muss der Gesamtverbrauch des entsprechenden Produktes im Bezugs-

Tabelle 5.5 Optionale Schritte der Wirkungsabschätzung [5.2]

Normierung	Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorwerte in Bezug auf Referenzdaten
Ordnung	Einteilung von Wirkungskategorien in eine oder mehrere Klassen
Gewichtung	Verfahren zur Umwandlung der Indikatorwerte verschiedener Wirkungskategorien unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen

raum (z. B. Deutschland) bekannt sein. So kann im Beispiel der Wirkungskategorie „Klimawandel“/„anthropogener Treibhauseffekt“ die Menge der auf das Produkt zurückzuführenden CO₂-Äquivalente in Beziehung gesetzt werden zur Gesamtmenge der in Deutschland emittierten Treibhausgase, berechnet ebenfalls als CO₂-Äquivalente. Möglich ist auch eine Normierung auf den Einwohner (d. h. pro-Kopf-Werte).

- Die Ordnung unterteilt die Ergebnisse der Charakterisierung in mehrere Gruppen und ordnet diese nach Relevanz. Möglich ist z. B. eine Ordnung in Bezug auf die geographische Relevanz (lokal, regional, global). Oder die Wirkungskategorien selbst werden nach Dringlichkeit der Umweltproblematik geordnet. Ziel dieser Gruppenbildung ist eine Prioritätenbildung; die Gruppen können beispielsweise nach einer hohen, mittleren oder niedrigen Priorität oder allgemein nach einem ordinalen System geordnet werden. Dieser Schritt beinhaltet eine Wertung, die dadurch sichtbar wird, dass das Ergebnis dieser Wertung verbal transportiert wird (z. B. durch tabellarische Zuordnung der Wirkungskategorien zu den jeweiligen Gruppen).
- Bei der Gewichtung werden im Gegensatz dazu die auf den Wirkungsindikatoren basierenden Ergebnisse mittels numerischer Größen in Zahlenwerte umgewandelt. Dies kann für jedes einzelne Indikatoren- oder Normierungsergebnis mittels Gewichtungsfaktoren durchgeführt werden. Es ist aber auch möglich, Ergebnisse über Wirkungskategorien zu aggregieren; letztlich ist hier eine Zusammenfassung aller Ergebnisse der Ökobilanz bis hin zu einem einzelnen Indikator möglich. Dieser Schritt wird besonders kritisch gesehen [5.1, 5.2]; „Die Gewichtungsschritte beruhen auf Werthaltungen und sind nicht wissenschaftlich begründet.“ [5.2] Es ist daher besonders wichtig, für eine transparente Dokumentation zu sorgen; insbesondere wird gefordert, dass „Daten und Indikatorwerte oder normierte Indikatorwerte, die vor der Gewichtung erhalten wurden, ... zusammen mit den Gewichtungsergebnissen verfügbar gemacht werden (sollten).“ [5.2]

Die Phase der Wirkungsabschätzung wird abgeschlossen durch eine Analyse der Datenqualität, die ein „besseres Verständnis der Zuverlässigkeit der Sammlung der Indikatorwerte, des Wirkungsabschätzungsprofils“ sicherstellen soll [5.2]. Die Ergebnisse dieser Wirkungsabschätzung werden meist zusammenfassend in einem sogenannten Wirkungsabschätzungsprofil dokumentiert; dies kann entweder auf der Basis der Ergebnisse der verbindlichen Arbeitsschritte erfolgen oder aber nach einer Normierung („normiertes Wirkungsabschätzungsprofil“).

Methoden der Wirkungsabschätzung. Seit den 1990er Jahren wurden für eine Reihe von Wirkungskategorien Charakterisierungsmodelle entwickelt. Während die frühen Methoden Wirkungsindikatoren als Mid-point-Indikatoren definieren, bieten die später entwickelten Ansätze auch End-Point-Indikatoren an; letztere orientieren sich an Schutzgütern bzw. Schadenskategorien (englisch als „safeguard subject“, „area of protection“ oder „damage category“ bezeichnet) [5.20]. Die methodischen Vorgaben der Normen [5.1, 5.2] beschränken sich dabei nur auf die Beschreibung des Konzepts der Wirkungskategorien, nennen aber keine konkreten Methoden der Wirkungsabschätzung.

Tabelle 5.6 zeigt häufig verwendete Wirkungskategorien sowie Schutzgüter bzw. Schadenskategorien. Als Strukturierungsmerkmal wird die Unterscheidung in „Input-bezogene“ Kategorien (z. B. Ressourcenverbrauch) und „Output-bezogene“ Kategorien (z. B. Sommersmog) herangezogen. Die letztgenannten bilden solche Umweltwirkungen ab, die auf der Emission von Schadstoffen in die Umwelt beruhen.

Die Arbeiten zur Wirkungsabschätzung haben jedoch nicht nur Charakterisierungsmodelle für einzelne Kategorien bereitgestellt, sondern auch zur Entwicklung von Methoden geführt, die eine Reihe von Wirkungskategorien umfassen und diese zu einem konsistenten System mit Mid-Point- und End-Point-Indikatoren verknüpfen. Exemplarisch zeigt Abb. 5.9 die Vorgehensweise von IMPACT 2002+, bei der die Sachbilanzergebnisse sogenannten Mid-Point Kategorien zugeordnet werden, die wiederum zu vier Schadenskategorien zusammengefasst werden [5.32].

Daneben existieren auch Methoden, die sich konzeptionell von schadensorientierten Ansätzen unterscheiden. Ein Beispiel ist die Methode der ökologischen Knappheit; sie wurde als eine der frühesten Ansätze zur Bewertung von Umweltauswirkungen entwickelt [5.33] und später aktualisiert [5.34]. Sie beruht auf einem sogenannten Distance-to-target-Ansatz. Als ökologische Knappheit wird das Verhältnis des aktuellen Flusses eines Stoffes in einem bestimmten Gebiet im Verhältnis zu den umweltpolitischen Zielsetzungen für diesen Stoff definiert. Das Ergebnis wird als sogenannte Ökopunkte ausgewiesen, mit denen unterschiedliche Umweltwirkungen zusammenfassend bewertet werden können.

Ein Überblick über aktuelle Wirkungsabschätzungsmethoden findet sich in [5.35]. Tabelle 5.7 zeigt beispielhaft vier häufig angewandte Systeme.

5.1.1.4 Auswertung

Die Auswertung als vierte und letzte Phase einer Ökobilanz dient „zur Ableitung von Schlussfolgerungen, Erläuterung von Einschränkungen und zum Aussprechen von Empfehlungen“ [5.1]. Die detaillierten und meist komplexen Ergebnisse der Ökobilanz sollen hier also so aufbereitet, kommentiert und zusammengefasst werden, dass verständliche Aussagen für die Zielgruppe der jeweiligen Untersuchung resultieren und eine Unterstüt-

Tabelle 5.6 Häufig verwendete Wirkungskategorien und Schutzgüter

Wirkungskategorie		Schutzgüter
Input-orientiert	Output-orientiert	
Ressourcenverbrauch (abiotisch, biotisch) Naturraumbeanspruchung (Land)	Treibhauseffekt Versauerung Eutrophierung Stratosphärischer Ozonabbau Sommersmog Ökotoxizität Humantoxizität	Menschliche Gesundheit Qualität von Ökosystemen Ressourcen

Tabelle 5.7 Methoden der Wirkungsabschätzung

CML 2002	<p>Diese Methode ist eine Aktualisierung der durch die gleiche Institution bereits 1992 entwickelten Wirkungskategorien [5.36]. Es handelt sich um einen Mid-Point-orientierten/problemorientierten Ansatz, der unmittelbar auf die Umsetzung der Vorgaben aus den ISO-Normen 14040 und 14044 orientiert ist. Die Baseline-Version umfasst 10 Wirkungskategorien (d. h. Ozonabbau, Humantoxizität, Süßwasser- und Salzwasserökotoxizität, terrestrische Ökotoxizität, photochemische Oxidation, Treibhauseffekt (GWP), Versauerung, abiotische Ausbeutung, Eutrophierung). Eine zweite Version erweitert die Methode um weitere Wirkungskategorien, die entsprechend der Ziele einer Ökobilanzuntersuchung zusätzlich empfohlen werden. Weiterhin umfasst diese Methode Faktoren für die Normierung, jedoch keine Gewichtungsfaktoren [5.37, 5.38].</p>
Eco-Indicator 99	<p>Diese Methode, eine Weiterentwicklung des Eco-Indicator 95 Ansatzes, ist schadensorientiert. Sie erfasst die 11 Mid-Point-Wirkungskategorien (Klimawandel, Ozonabbau, Versauerung/Eutrophierung, karzinogene Effekte, respiratorische Effekte (anorganisch), respiratorische Effekte (organisch), ionisierende Strahlung, Ökotoxizität, Landnutzung, mineralische Ressourcen, fossile Energieträger) und fasst sie zu drei Schadenskategorien mit End-Point-Indikatoren zusammen. Zusätzlich werden Gewichtungsfaktoren angeboten, die auf Grundlage einer Panel-Befragung errechnet wurden und mit denen die Schadenskategorien zu einer einheitlichen Kennzahl (Eco-Indicator-Points) aggregiert werden können [5.39, 5.40].</p>
IMPACT 2002+	<p>Hier handelt es sich um einen kombinierten Mid-Point- und End-Point-Ansatz, in dem insbesondere die Bewertung von Human- und Ökotoxizität im Vordergrund steht [5.32, 5.41]. Dazu werden 13 Wirkungskategorien erfasst (Humantoxizität, respiratorische Effekte, ionisierende Strahlung, Ozonabbau, Photooxidantien, aquatische Ökotoxizität, terrestrische Ökotoxizität, aquatische Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung/Versauerung, Landnutzung, Treibhauseffekt, nicht-erneuerbare Energieträger, mineralische Ressourcen), denen vier Schadenskategorien zugeordnet werden:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Humangesundheit in [DALY] (DALY; engl. Disability-Adjusted Life Years); • Ökosystemqualität in [PDF m² a] (PDF; engl. Potentially Disappeared Species); • Klimawandel in [kg CO₂-Äquivalente]; • Ressourcen in [MJ].
ReCiPe 2008	<p>Die ReCiPe-Methode ist ein kombinierter Mid-Point-End-Point-Ansatz und basiert auf den Methoden CML 2001 und Eco-Indicator 99 mit dem Ziel, einen konsistenten Rahmen für die Einordnung von Mid-Point- und End-Point-Indikatoren zu entwickeln. Im Zuge der Erarbeitung wurden aber auch die existierenden Wirkungskategorien überarbeitet und um zusätzliche Wirkungskategorien ergänzt. Insgesamt werden nun 18 Wirkungskategorien mit drei Schadenskategorien verknüpft.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Schaden an Humangesundheit in [DALY]; • Ökosystemdiversität in [PDF m² a]; • Ressourcen (surplus energy cost) in [US\$/kg] oder [US\$/m³]. <p>Als Indikator für die Schadenskategorie Ressourcen werden die sogenannten surplus energy cost ausgewiesen; dies sind die zukünftigen globalen Kosten für zusätzlichen Energieaufwand zur Gewinnung von Ressourcen [5.42].</p>

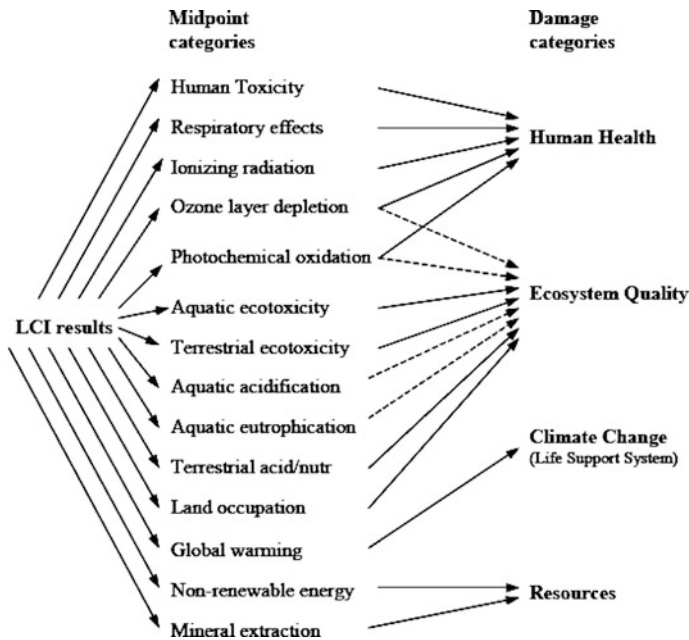


Abb. 5.9 Wirkungskategorien und Schadenskategorien in IMPACT 2002+ (nach [5.32])

zung für Entscheidungsträger abgeleitet werden kann. Die wesentlichen Bestandteile der Phase der Auswertung sind:

- „Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Phase der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung der Ökobilanz;
- Beurteilung, welche die Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen berücksichtigt;
- Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen“ [5.2].

Dabei gibt es nur wenige spezifische Anweisungen für die genannten Prüfverfahren [5.2]. Die Identifizierung der signifikanten Parameter muss umfassend sein und alle vorliegenden Informationen mit einbeziehen. Die Wahl der Methoden bleibt dabei dem Bearbeiter überlassen. Die Anwendung der drei genannten quantitativen Methoden soll „erwogen werden“, ergänzt um Ergebnisse der Fehlerabschätzung und der Analyse der Datenqualität. Abschließend werden Schlussfolgerungen gezogen, aber auch Einschränkungen identifiziert, sowie die Ergebnisse zu Empfehlungen für die angesprochene Zielgruppe zusammengefasst.

Insgesamt soll die Beurteilungsphase der kritischen Überprüfung der eigenen Arbeiten dienen und eine klare und verständliche Kommunikation der Ergebnisse unterstützen. Im Hinblick auf den letzten Punkt werden Anforderungen an die Berichterstattung formuliert [5.1, 5.2].

Umweltbewertung für Ingenieure

Methoden und Verfahren

Kaltschmitt, M.; Schebek, L. (Hrsg.)

2015, XIII, 467 S. 54 Abb., 40 Abb. in Farbe., Hardcover

ISBN: 978-3-642-36988-9