

2 Ökoeffizienz und Ökokompatibilität als Strategieoptionen der ökologischen Nachhaltigkeit

2.1 Eckpfeiler einer Nachhaltigen Entwicklung

Wie einleitend skizziert, wurde bereits vor Jahrzehnten erkannt, dass die natürliche Umwelt im Hinblick auf ihre Versorgungs-, Träger- und Regulierungsfunktion an ihre Grenzen stößt.

Die Gründe, warum es zu einer Übernutzung der natürlichen Ressourcen sowie zu einer Übernutzung der natürlichen Senken kommt, können mit der neoklassischen Wachstumstheorie erklärt werden: „Der rational handelnde Mensch (*homo oeconomicus*)²⁹ versucht, seinen Nutzen zu maximieren.“ Je niedriger der Preis eines gewünschten Gutes (z. B. natürliche Ressourcen) ist, desto höher ist die Nachfrage. Da viele Umweltgüter sogenannte „öffentliche“ Güter³⁰ sind³¹ bzw. deren Preise nicht den gesamten Wertverzehr widerspiegeln,³² bleibt der Ressourcen-Einsatz ineffizient³³ und es kommt zu einer Übernutzung der Umweltgüter.³⁴

Die Übernutzung von Umweltgütern – und damit die etwaige (Zer-)Störung von Ökosystemen und die Bedrohung der Lebensgrundlage des Menschen – ist keine Erscheinung der letzten Jahrzehnte. Beispiele aus der Geschichte zeigen, dass bereits vor hunderten Jahren Menschen Raubbau an den natürlichen Ressourcen betrieben, was zum Entzug ihrer Lebensgrundlage und letztlich zum Scheitern vieler Gesellschaften

²⁹ Der sog. *Homo oeconomicus* ist ein unter der Neoklassik geschaffenes Menschenbild, welcher nach wohlfahrtstheoretischen Maximen und unter marktbezogenen Prämissen handelt. Zu jenen marktbezogenen Prämissen zählen etwa eine große Zahl an Marktteilnehmern, unbeschränkter Marktzutritt, Homogenität des Gutes, Markttransparenz und unbeschränkte Entscheidungskapazität des Individuums. Vgl. Woll 1976, S. 164.

³⁰ Öffentliche Güter oder auch Kollektivgüter bzw. freie Güter sind ökonomisch durch Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität charakterisiert. Das bedeutet, dass der Konsum dieses Gutes durch eine Gruppe Individuen die verfügbare Menge des öffentlichen Gutes nicht verringert. Beispiele wären Luft, der Wald als Erholungsgebiet, Sonnenschein, etc. Nicht alle Umweltgüter sind aber im Sinne dieser Definition auch automatisch öffentliche Güter. Vgl. Wiesmeth 2003, S. 63, Liebe 2007, S. 26 oder Feess 2007, S. 38.

³¹ Viele Umweltgüter, welche vormals als „frei“ oder „öffentlich“ gesehen wurden, wurden im Laufe der Geschichte zu knappen Gütern. Vgl. Urbaniec/Kramer 2003, S. 62.

³² Der gesamte Wertverzehr wird zu einem Teil bereits durch die Marktpreise abgebildet (bereits internalisierte Kosten), der verbleibende Teil, welcher nicht über internalisierte Kosten abgebildet wird, verbleibt als sog. soziale oder externe Kosten. So wird etwa das Umweltgut „Luft“ in der Art genutzt, dass Emissionen wie etwa CO₂ abgegeben werden. Eine erhöhte Konzentration des Treibhausgases CO₂ in der Luft führt zur Klimaveränderung und in Folge zu zahlreichen sozialen Kosten, wie etwa Ernteeinbußen, Landverlust, etc. So lange es keine umweltpolitischen Instrumente, wie etwa Zertifikatslösungen oder Abgaben gibt, ist die Nutzung der Luft als Aufnahmemedium für CO₂ kostenlos und spiegelt daher nicht den Gesamtverzehr wider.

³³ Im Rahmen der Volkswirtschaftslehre spricht man hier vom Nicht-Erreichen der Pareto-Optimalität. Eine erreichbare Allokation wird dann als pareto-effizient bezeichnet, wenn keine andere Allokation verfügbar ist, die den Nutzen von mindestens einem Individuum verbessert, ohne den Nutzen irgendeines anderen Individuums zu schmälern. Der Gesamtnutzen ist hier also am höchsten. Vgl. Wiesmeth 2003, S. 44.

³⁴ Vgl. Schmidheiny 1992, S. 47.

führte.³⁵ Es ist also seit langem bekannt, dass Gesellschaften, welche ausschließlich wirtschaftliche Ziele verfolgen und die natürliche Umwelt lediglich als Restriktion im Entscheidungskalkül wahrnehmen, dazu tendieren, die Ressourcenbestände – seien es nun erneuerbare oder nicht erneuerbare – bis zum Maximum zu (über)nutzen.³⁶

Abgesehen von diesen sozio-ökonomischen Gründen für Umweltprobleme sind auch entwicklungsbedingte Ursachen zu nennen, wie etwa das Bevölkerungswachstum, die Verstädterung und das Wirtschaftswachstum. Letzteres kann auch den wirtschaftssystembezogenen Ursachen für Umweltprobleme zugerechnet werden. Damit bezeichnet man Umweltprobleme, die durch das Streben nach möglichst hohen Unternehmergewinnen und durch das (rein) ökonomisch determinierte Verhalten der Wirtschaftssubjekte ausgelöst werden.³⁷

Neben ökologisch bedenklichen Folgen, wie etwa Verlust der Biodiversität, Artensterben und Klimaveränderung, zieht die Übernutzung der natürlichen Ressourcen auch ökonomische und soziale Folgen nach sich. Das uneingeschränkte Wachstum – ohne eine Änderung von Produktionsprozessen und Konsummustern, d. h. ohne eine Entkopplung von Wachstum und Ressourcenverbrauch – ist daher mehr als in Frage zu stellen.³⁸

Der Versuch, soziale und ökonomische Gerechtigkeit und Entwicklung mit einer umweltgerechten Nutzung der natürlichen Ressourcen dauerhaft zu vereinen, um auch nachfolgenden Generationen eine angemessene Bedürfnisbefriedigung zu erlauben, wird mit dem Schlagwort „Nachhaltige Entwicklung“ bzw. „Sustainable Development“ zusammengefasst.

Die Diskussion über Nachhaltigkeit hat entscheidend die Entwicklung der Umweltwirtschaft vorangetrieben, welche den Rahmen der vorliegenden Arbeit darstellt. In den nachfolgenden Kapiteln wird daher die historische Entwicklung des Konzepts der Nachhaltigkeit umrissen, sowie auf die Ziele und Ausgestaltungsmöglichkeiten von Nachhaltigkeit eingegangen.

2.1.1 Historische Entwicklung des Konzepts der Nachhaltigkeit

Im Laufe der Geschichte haben Gesellschaften stets verschiedene Verständnisse von „Natur“ geprägt und haben in unterschiedlicher Weise mit der natürlichen Umwelt

³⁵ Vgl. Diamond 2005.

³⁶ Vgl. Radke 1995, S. 538.

³⁷ Vgl. Wicke 1993, S. 27 ff.

³⁸ Vgl. Daly 1999.

interagiert.³⁹ Die ersten nachvollziehbaren Ursprünge eines nachhaltigen Umgangs mit natürlichen Ressourcen liegen in der Wald- und Forstwirtschaft des 18. Jahrhunderts. Im Jahr 1713 fordert der sächsische Oberberghauptmann *Hans Carl von Carlowitz* mit dem Werk „*Sylvicultura Oeconomica*“ eine planmäßige Aufforstung und den pfleglichen Umgang mit dem Wald,⁴⁰ da es vor allem während des dreißigjährigen Krieges (1618-1648) zu starken Waldschäden aufgrund von Kahlschlag gekommen ist. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich gegen Ende des 18. Jahrhunderts das „Nachhaltigkeitsprinzip“ – wenn auch damals noch nicht dezidiert so bezeichnet – zumindest innerhalb der Forstwirtschaft durchgesetzt hat. Ausgelöst durch vielzählige Umweltkatastrophen in den 50er und 60er Jahren des 20. Jahrhunderts, wie zum Beispiel verstärkter Smog in Großstädten oder Tankerunfälle,⁴¹ führte die vermehrte Aufmerksamkeit und Diskussion über Umwelt und Entwicklung hin zum Konzept der Nachhaltigen Entwicklung.⁴²

Erstmals erlangte das Konzept der Nachhaltigen Entwicklung Anfang der 1970er Jahre internationale Popularität, als deutlich wurde, dass die Übernutzung der natürlichen Ressourcen auch deutliche Auswirkungen auf die Wirtschaft haben kann. Mit der Erwartung einer zunehmenden Verknappung von Ressourcen begann eine umwelt- und wirtschaftswissenschaftliche Diskussion über die ökologische Nachhaltigkeit von Wirtschaft und Gesellschaft.⁴³ Wie bereits vorhin beschrieben, sorgte der 1972 veröffentlichte Bericht des *Club of Rome* „Grenzen des Wachstums“⁴⁴ für neuen Aufschwung in der Nachhaltigkeitsdiskussion. In Folge der Veröffentlichung wurde intensiv über die Zusammenhänge zwischen gesellschaftlichen Produktions- und Lebensstilen, Wirtschaftswachstum und Verfügbarkeit bzw. Erschöpfbarkeit von Ressourcen diskutiert.⁴⁵ Die Anfänge für die volkswirtschaftlichen Wissenschaftszweige „Umweltökonomie“ und „Ökologische Ökonomie“ sowie die betriebswirtschaftlichen Wissenschaftszweige „Umweltwirtschaft“ bzw. „Umweltmanagement“ wurden gelegt. Als Vorreiter der betrieblichen Umweltwirtschaft gelten hier u. a. *Paul Riebel* und *Heinz Strebel*.⁴⁶ Im Jahr 1987 folgte durch den *Brundtland-Report*⁴⁷ eine erste allge-

³⁹ Prammer gibt einen Überblick über die verschiedenen Bilder von „Natur“, beginnend bei der Vorklassik und Klassik bis hin zur Neoklassik und vermittelt somit einen Eindruck über die Wandlung des „Naturbildes“ und der damit einhergehenden Nutzung der natürlichen Umwelt. Vgl. Prammer 2009, S. 9 ff.

⁴⁰ Vgl. von Carlowitz 2000 [1713].

⁴¹ Vgl. Altmann 1997, S. 62.

⁴² Vgl. Buschel/Losen/Wiendl 2004, S. 18. Eine ausführliche Beschreibung der historischen Wurzeln des Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung geben von Hauff und Kleine sowie Burschel, Losen und Wiendl. Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 2 ff sowie Burschel/Losen/Wiendl 2004, S. 38 ff.

⁴³ Vgl. Prammer 2009, S. 18.

⁴⁴ Vgl. Meadows et al. 1972.

⁴⁵ Vgl. Buschel/Losen/Wiendl 2004, S. 18.

⁴⁶ Vgl. Prammer 2009, S. 22.

mein anerkannte Definition des Begriffs „Sustainable Development“. Anschließend ließ sich in den 1990er-Jahren ein wahrer Publikations-Boom verzeichnen,⁴⁸ der wesentlich durch die Entwicklung der Umweltmanagementsysteme EMAS und ISO 14001 beeinflusst wurde.

2.1.2 Definition, Ziele und Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung

In der einschlägigen Literatur findet sich eine Fülle an unterschiedlichen Definitionen für das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung, ebenso erfolgt die Übersetzung des Begriffes „Sustainable Development“ nicht immer einheitlich.⁴⁹ Die Abwesenheit einer allgemein gültigen Definition wird oft als Operationalisierungshindernis interpretiert.

Dennoch herrscht inzwischen über den Kern der Definitionsinhalte weitgehend Konsens, und zwar geht es um die inter- und intragenerative Gerechtigkeit einer globalen Ressourcenteilhabe.⁵⁰

Eine international anerkannte Definition für Nachhaltige Entwicklung wurde 1987 im *Brundtland-Bericht* vorgestellt: „*Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.*“⁵¹

Der Nachhaltigkeits-Ansatz kann als ein normativer, gesamt-gesellschaftlicher Ansatz angesehen werden, welcher den Zu- und Eingriff der heutigen und zukünftigen Generationen auf die natürliche Umwelt unter soziokulturellen und ökonomischen Bedingungen analysiert und dabei auftretende Spannungen auszugleichen versucht.⁵² Neben der Erhaltung der natürlichen Ressourcen auf einem bestimmten Niveau geht es also vor allem auch um die Erhaltung der Stabilität sozialer und ökonomischer Entwicklungsprozesse und um die Aufrechterhaltung ihrer dynamischen Funktionen.

Das normativ geleitete Konzept der Nachhaltigkeit weist jedoch sowohl auf strategischer als auch operativer Ebene Umsetzungsdefizite auf. Um auch tatsächlich die Ziele

⁴⁷ Der Bericht sowie die Brundtland-Kommission, welche 1983 auf Initiative des United Nations Environment Program (UNEP) verfasst bzw. gegründet wurde, geht auf den Namen ihrer Vorsitzenden Gro Harlem Brundtland, der ehemaligen norwegischen Ministerpräsidentin, zurück.

⁴⁸ Vgl. Prammer 2009, S. 23.

⁴⁹ Eine Auflistung verschiedener Definition für Nachhaltige Entwicklung liefern etwa Buschel, Losen und Wiendl. Vgl. Buschel/Losen/Wiendl 2004, S. 15.

⁵⁰ Vgl. Buschel/Losen/Wiendl 2004, S. 17.

⁵¹ WCED 1987, S. 43. Die deutsche Übersetzung „Dauerhafte Entwicklung ist Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, daß [sic] künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können.“ findet sich in von Hauff 1987, S. 46.

⁵² Vgl. Prammer 2009, S. 49.

einer Nachhaltigen Entwicklung auf gesellschaftlicher und betrieblicher Ebene zu erreichen, wurden daher Managementregeln im Sinne von Handlungsprinzipien formuliert.⁵³ Gemäß *Pearce* und *Turner*, sowie auch nach *Daly* sind folgende Ressourcenmanagementregeln zu beachten:⁵⁴

- Regenerationsregel: Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen darf deren Regenerationsrate nicht überschreiten. Ziel ist die Erhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit.
- Substitutionsregel: Nicht-erneuerbare Ressourcen dürfen nur soweit genutzt bzw. abgebaut werden, wie gleichwertige Alternativen realisierbar sind. Es muss also sichergestellt werden, dass der reduzierte Bestand an nicht-erneuerbaren Ressourcen durch eine Zunahme des Bestandes an erneuerbaren Ressourcen funktionsbezogen kompensiert wird.
- Assimilationsregel: Emissionen aus Konsum- und Produktionsprozessen dürfen die natürliche Aufnahmefähigkeit der Umwelt nicht überschreiten.

Zusätzlich finden sich weitere, ergänzende Managementregeln für den Umgang mit natürlichen Ressourcen und Stoffeinträgen in die Natur.⁵⁵

- Die Produktivität des Ressourceneinsatzes ist durch technischen Fortschritt zu verbessern.
- Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muss im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß des Reaktionsvermögens der umweltrelevanten natürlichen Prozesse stehen.

Um die dargestellten Ziele zu erreichen, streicht die Brundtland-Kommission drei wesentliche Bedingungen heraus, wie eine nachhaltige Entwicklung erreicht werden kann, und zwar durch die Steigerung der Ressourcenproduktivität, die Verringerung des Bevölkerungswachstums und die Umverteilung von Reich zu Arm.⁵⁶

Die für eine nachhaltige Entwicklung notwendige Wandlung von vorherrschenden wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Strukturen und Prozessen erfordert das Herunterbrechen von politischen und gesellschaftlichen Forderungen der Makroebene auf die Mikroebene. Zum einen ist hier die Wandlung von Konsum- und Lebensstilen im Sinne der Suffizienz angesprochen, zum anderen geht es aber vor allem auch um die Umgestaltung von Produkten und Produktionsverfahren auf der unternehmensbezoge-

⁵³ Die hier aufgeführten Managementregeln folgen dem Konzept der starken Nachhaltigkeit, nach dem natur- und menschengeschaffenes Kapital untereinander nicht substituierbar sind. Näheres zur Charakterisierung von schwacher, starker und kritischer Nachhaltigkeit siehe Kapitel 2.1.3.

⁵⁴ Vgl. *Pearce/Turner* 1990, S. 43 ff sowie *Daly* 1990.

⁵⁵ Vgl. *Buschel/Losen/Wiendl* 2004, S. 31 f.

⁵⁶ Vgl. *Constanza et al.* 2001, S. 17.

nen Ebene. Für die Operationalisierung von Nachhaltigkeit – das heißt, für die konkrete Umsetzung der Leitideen – sind Unternehmen von zentraler Bedeutung. Unternehmen bestimmen durch die Wahl der Produktionsmittel und Produktionsprozesse Menge und Qualität von Stoff- und Energieflüssen, beeinflussen Lebensstile und Konsummuster⁵⁷ und sind Orte von Innovationen und damit nicht nur Problemverursacher, sondern auch potentielle Problemlöser.⁵⁸

In diesem Zusammenhang sind die sogenannten Prinzipien nachhaltigen Wirtschaftens hervorzuheben, welche zum einen auf die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und somit auf die Makroebene abstellen, zum anderen aber auch konstitutiv für die Entwicklung auf der Unternehmensebene sind. Geht es um die betriebliche Umsetzung der unternehmerischen Nachhaltigkeit, so identifizieren *Meffert* und *Kirchgeorg* drei wesentliche Kernprinzipien, die eng miteinander verbunden sind und aufeinander aufbauen: das Verantwortungs-, das Kreislauf- und das Kooperationsprinzip.⁵⁹



Abb. 2-1: Handlungsleitende Prinzipien zur Umsetzung einer Nachhaltigen Entwicklung

Quelle: Prammer 2009, S. 186

Während das *Verantwortungsprinzip* auf die Anerkennung, Erhaltung und Förderung der natürlichen Umwelt abstellt, zielt das daran anschließende *Kreislaufprinzip* durch die Minimierung des Verbrauches an Primärrohstoffen und des unerwünschten Outputs auf eine Entlastung der natürlichen Umwelt ab. Das Kreislaufprinzip fußt auf der Vorstellung einer „circular flow“-Ökonomie,⁶⁰ welche sich des Gedankens des natürlichen Stoffwechselkreislaufes bedient.⁶¹ Basis der beiden Strategien bildet jedoch das *Kooperationsprinzip*, welches die Interaktion aller Beteiligten voraussetzt, um gemein-

⁵⁷ Vgl. Burschel/Losen/Wiendl 2004, S. 262 f.

⁵⁸ Vgl. Fichter 1998, S. 3.

⁵⁹ Vgl. Meffert/Kirchgeorg 1993, S. 34 ff.

⁶⁰ Auch als „circular economy“ bezeichnet. Vgl. Pearce/Turner 1990.

⁶¹ Näheres zum Prinzip einer nachhaltigkeitsorientierten Stoffkreislaufwirtschaft siehe Kapitel 3.1.

sam ökonomisch und ökologisch sinnvolle Produkte zu erzeugen.⁶² Ohne einen integrierten, ganzheitlichen Ansatz, der die erfolgreiche Kooperation von Unternehmen voraussetzt, kann eine nachhaltige Entwicklung nicht erreicht werden. Zusätzlich formuliert *Schmid* noch ein weiteres Prinzip: Das *Prinzip der Funktions- und Nutzenorientierung* postuliert, dass sich Unternehmen zur Befriedigung der Konsumentenbedürfnisse stärker auf das Anbieten eines bestimmten Nutzens konzentrieren sollten. Dadurch soll es zu einer Substitution materieller Produkte durch immaterielle Dienstleistungen kommen, was auch unter dem Stichwort „Product/Service Systems“ (PSS) besser bekannt ist.⁶³

Einen weiteren Ansatz zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit auf Unternehmensebene liefert *Fichter* mit seinen sieben Prinzipien einer nachhaltigen Unternehmung, welche sich teilweise mit den oben vorgestellten Prinzipien überschneiden. *Fichters* Prinzipien einer nachhaltigen Unternehmung umfassen das Leistungsprinzip, Vorsichtsprinzip, Vermeidungsprinzip, Dialogprinzip, Entwicklungsprinzip, Konformitätsprinzip und das Verantwortungsprinzip.⁶⁴

Für die Ausgestaltung der vorliegenden Arbeit sind insbesondere das Kreislauf- und Kooperationsprinzip von Bedeutung, da diese den geeigneten Rahmen für die Erweiterung der Materialflusskostenrechnung liefern. Darüber hinaus spielt auch das Leistungsprinzip eine wesentliche Rolle, da es hier um die optimale und bedürfnisorientierte Gestaltung von Produkten und Dienstleistungen geht, sowie auch das Vermeidungsprinzip, bei dem die effiziente und naturkonforme Gestaltung von Stoff- und Energieflüssen im Mittelpunkt steht.

2.1.3 Schwache, starke und kritische Nachhaltigkeit

Die oben vorgestellten Prinzipien fungieren als Leitlinien und qualitative Ziele, lassen jedoch außer Acht, in welchem Umfang etwa der Einsatz nicht regenerierbarer Ressourcen vermieden bzw. diese substituiert werden müssen oder mit welchem ökonomischen Aufwand beispielsweise eine weitgehend geschlossene Kreislaufführung einhergeht. In diesem Zusammenhang stellt sich insbesondere die Frage, welchen Stellenwert ökonomische und soziale Maßstäbe – oftmals ausgedrückt mittels des Kapitalbegriffs – in einer nachhaltigen Wirtschaft einnehmen und wie die verschiedenen Maßstäbe bzw. Kapitalarten relativ zueinander stehen.

⁶² Vgl. Prammer 2009, S. 186 f.

⁶³ Vgl. Schmid 2000, S. 90.

⁶⁴ Vgl. Fichter 1998, S. 15 ff.

Um Nachhaltigkeit daher auch quantitativ konkretisieren zu können, wird der Kapitalbegriff und das Verhältnis einzelner Kapitalarten zueinander näher analysiert. Der Begriff Kapital geht in diesem Kontext jedoch über den Begriff des Kapitals aus der Wirtschaftstheorie hinaus. Neben Geldeinheiten zählen auch physikalische Einheiten und zeitliche sowie qualitative Größen zum Gesamtkapital. Analog zu den drei Nachhaltigkeitsdimensionen⁶⁵ werden demnach die drei Kapitalarten „ökologisches Kapital“, „ökonomisches Kapital“ und „Sozialkapital“ unterschieden.⁶⁶

In diesem Zusammenhang – speziell was die Substituierbarkeit der verschiedenen Kapitalarten untereinander anbelangt – haben sich verschiedene wissenschaftliche Zugänge entwickelt. Einerseits ist die Frage zu klären, wie sich dieses Kapital zusammensetzt und andererseits, welches Kapital als schützenswert anzusehen ist und wie dieser Schutz umgesetzt werden kann. So bestehen unterschiedliche Auffassungen darüber, ob die einzelnen Kapitalarten jeweils in ihrer Höhe bewahrt werden müssen, oder ob eine Substitution zwischen den verschiedenen Kapitalarten zulässig ist, solange das Gesamtvermögen in seiner Höhe nicht gemindert wird.⁶⁷ Diese Diskussion resultiert in einer großen Bandbreite der Vorstellungen von Nachhaltigkeit: der schwachen, der starken und der kritischen Nachhaltigkeit.

Schwache Nachhaltigkeit

Nach dieser Auffassung von Nachhaltigkeit kann das natürliche Kapital durch vom Menschen geschaffenes Kapital substituiert werden.⁶⁸ Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit wurde besonders von den neoklassischen Ökonomen *Joseph Stiglitz*, *Robert Solow*, und *John M. Hartwick*⁶⁹ verfolgt und ist als Reaktion der neoklassischen Ökonomen auf den ersten *Club of Rome* Bericht zu verstehen.⁷⁰ So kritisiert etwa *Stiglitz*, dass im Bericht des *Club of Rome* folgende Faktoren nicht berücksichtigt wurden, welche aber eine wesentliche Auswirkung des Wirtschaftswachstums auf den Bestand der natürlichen Ressourcen hätten:⁷¹

- der technische Fortschritt
- die Möglichkeit der Substitution von Naturkapital durch Sachkapital
- Skalenerträge

⁶⁵ Siehe Kapitel 2.1.4.

⁶⁶ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 15 ff. Andere Autoren wiederum unterscheiden lediglich zwischen natürlichem Kapital bzw. natürlichem Kapitalstock und anthropogenem Sachkapital. Vgl. Prammer 2009, S. 51.

⁶⁷ Vgl. Prammer 2009, S. 51.

⁶⁸ Vgl. Pearce 1996, Cabeza 1996.

⁶⁹ Vgl. Stiglitz 1974, Solow 1974, Hartwick 1977.

⁷⁰ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 24 ff.

⁷¹ Vgl. Stiglitz 1974, S. 123.

Die schwache Nachhaltigkeit fordert, den Wert des gesamten aggregierten Kapitalbestands zumindest konstant zu halten. Dies bedeutet, dass selbst Kapital, das für die Lebenserhaltung erforderlich ist, gegen jedes andere beliebige Kapital ausgetauscht werden kann, sofern dieses als entsprechend hoch bewertet wird.⁷² Ausgangspunkt der schwachen Nachhaltigkeit nach neoklassischer Auffassung ist also, dass der durchschnittliche Nutzen zukünftiger Generationen mindestens dem durchschnittlichen Nutzen der heute lebenden Generation entspricht. Der Verbrauch nicht-erneuerbarer Ressourcen lässt sich gemäß dem Konzept der schwachen Nachhaltigkeit also stets durch Investitionen in Kapitalgüter kompensieren – solange Sachkapital in ausreichendem Wert aufgebaut wird, dürfen also Naturressourcen ausgebeutet werden.⁷³

Kritisch wird dabei gesehen, dass Nutzen eine sehr große Variationsbreite aufweist und im Konzept der schwachen Nachhaltigkeit etwa der Konsum bestimmter immaterieller Güter (wie etwa die Schönheit der Natur) und der daraus entstehende Nutzen für den Menschen unberücksichtigt bleiben.⁷⁴ Zusätzlich wird eine optimistische Sichtweise hinsichtlich des technischen Fortschritts und der damit einhergehenden höheren Effizienz postuliert⁷⁵ und an der Substituierbarkeit der verschiedenen Kapitalformen festgehalten. Hier ist ebenso kritisch zu hinterfragen, ob und wie weit einzelne Kapitalformen überhaupt substituiert werden können und welcher „Wechselkurs“ dabei anzusetzen ist bzw. ob es überhaupt einen solchen geben kann.⁷⁶

Die wesentliche Kritik am Modell der schwachen Nachhaltigkeit ist jedoch, dass die auftretenden natürlichen Grenzen bei der Substitution von natürlichen Ressourcen durch produziertes Kapital nicht berücksichtigt werden.⁷⁷ Die Fähigkeit des Modells der schwachen Nachhaltigkeit, tatsächlich für folgende Generationen Rahmenbedingungen zu schaffen, die den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung genügen, kann daher als gering eingestuft werden.

Starke Nachhaltigkeit

Dem Konzept der schwachen Nachhaltigkeit steht das Konzept der starken Nachhaltigkeit diametral gegenüber. Die Hauptaussage dieses Konzepts – dessen Entwicklung eng mit der „Ökologischen Ökonomie“ verbunden ist – ist, dass der natürliche Kapitalstock über die Zeit hinweg konstant zu halten ist.⁷⁸ Vertreter der Ökologischen

⁷² Vgl. Prammer 2009, S. 52 f.

⁷³ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 28.

⁷⁴ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 27.

⁷⁵ Siehe Stiglitz' Kritik am Bericht des Club of Rome.

⁷⁶ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 27.

⁷⁷ Vgl. Prammer 2009, S. 53.

⁷⁸ Vgl. Pearce/Turner 1990, S. 44.

Ökonomie, wie etwa *Nicholas Georgescu-Roegen*, *Kenneth E. Boulding* und *Karl Kapp*⁷⁹ argumentieren, dass im Zentrum der Bestrebungen einer Nachhaltigen Entwicklung die ökologischen Systeme und deren Fortbestand stehen müssen.⁸⁰

Nach dieser Auffassung ist es nicht ausreichend, lediglich externe Effekte zu beseitigen, indem ökologische Aspekte in die Ökonomie durch Preise internalisiert werden. Besonders kritisiert wird an der neoklassischen Theorie, dass diese nicht in der Lage sei, komplexe Phänomene ganzheitlich zu erfassen. Es gehe vor allem um die Berücksichtigung von Irreversibilitäten in Ökosystemen und um die Erhaltung des natürlichen Kapitalstocks. Die Substituierbarkeit von Natur- durch Sachkapital wird grundsätzlich abgelehnt.⁸¹

Der Erhalt des Naturkapitals im Sinne der Sicherstellung eines sog. „kritischen Kapitals“ und einer Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen rückt hier mehr in den Vordergrund und steht somit „gleichberechtigt“ neben dem Ziel einer nachhaltigen wirtschaftlichen Entwicklung.⁸² Einzelne Bestände des kritischen natürlichen Kapitals sind daher weder untereinander noch durch andere Kapitalarten ersetzbar.⁸³ Eine strikte Auslegung dieses Konzepts würde demnach bedeuten, dass etwa auf den Einsatz von nicht-regenerierbaren Ressourcen gänzlich verzichtet werden müsste. Zumindest müssten strikt Regenerations-, Assimilations- oder Regelungskapazitäten in diesem Konzept berücksichtigt werden. Das Paradigma der starken Nachhaltigkeit geht weiters von einem unauflösbaren Zielkonflikt zwischen Wirtschaftswachstum und Umweltqualität aus.⁸⁴

Kritisiert wird am Konzept der starken Nachhaltigkeit einerseits, dass die aktuelle Bestandssituation an kritischem natürlichem Kapital als „Referenzzustand“ festgelegt wird, andererseits stelle die Forderung nach völliger Konstanz des kritischen natürlichen Kapitals eine für die heutige Gesellschaft unrealistische Forderung bzw. Realitätsverleugung dar.⁸⁵

Kritische ökologische Nachhaltigkeit

Während die beiden Ansätze der schwachen und starken Nachhaltigkeit zwei „extreme“ Ausrichtungen darstellen, bildet die kritische ökologische Nachhaltigkeit eine Kompromissvariante.

⁷⁹ Vgl. Georgescu-Roegen 1971, Boulding 1976 und Kapp 1979.

⁸⁰ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 29 f.

⁸¹ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 30 f.

⁸² Vgl. Radke 1995, S. 538.

⁸³ Vgl. Prammer 2009, S. 56.

⁸⁴ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 33.

⁸⁵ Vgl. Prammer 2009, S. 56 f.

So ist etwa nach Auffassung des Umweltrates das klassische Konzept der schwachen Nachhaltigkeit mit seinen undifferenziert hohen Diskontierungsraten nicht mit dem Anrecht der künftigen Generationen auf gleiche Wahlfreiheit zu vereinbaren und sollte daher aufgegeben werden.⁸⁶ Zwischen schwacher und starker Nachhaltigkeit gibt es mehrere Ansätze, die einen Kompromiss zwischen den beiden unterschiedlichen Auffassungen darstellen sollen.

Bei der von *Steurer* entwickelten Position der „ausgewogenen Nachhaltigkeit“ wird postuliert, dass nicht das Ausmaß, sondern die Art des Wirtschaftswachstums für eine nachhaltige Entwicklung ausschlaggebend sei.⁸⁷ Das Wachstum müsse demnach eine umweltschonende Qualität annehmen, was durch verschiedene Strategien (Effizienz, Suffizienz, Kompatibilität) erreicht werden kann. Das Ziel sei die Schaffung einer „Nachhaltigen Marktwirtschaft“, welche an die Soziale Marktwirtschaft anknüpft.⁸⁸

Radke etwa stellt als Lösung zwischen den beiden Polen der schwachen und starken Nachhaltigkeit eine zweistufige Nachhaltigkeitsregel auf, indem er absolute Restriktionen entsprechend der Ökologischen Ökonomik mit einem umweltökonomischen Modell verknüpft.⁸⁹ Demnach ist die Substitution von Naturkapital durch Sachkapital dann zu rechtfertigen, solange ein bestimmter festzulegender Wert kritischen Kapitals nicht

unterschritten wird. Das bedeutet, dass nicht alle Bestandteile des natürlichen Ressourcenbestandes durch andere Sachkapitalarten ersetzbar sind und der (zu bestimmende) „kritische“ Ressourcenbestand niemals unterschritten werden dürfe. Hervorgehoben wird in diesem Zusammenhang die „Lebenserhaltungsfunktion“ bestimmter natürlicher Ressourcen, welche nicht durch andere Kapitalarten substituiert werden können.⁹⁰ Nach Sicherung dieser kritischen Bestände⁹¹ dürften in Folge gemäß der schwachen Nachhaltigkeit Kapitalarten untereinander ausgetauscht werden. Die wesentliche Forderung dabei ist, dass die zum Überleben notwendigen physischen Minimalbedingungen („safe minimum standards“) nicht verletzt werden.⁹² Diese zweistufige Nachhaltigkeitsregel kann auch als kritische ökologische Nachhaltigkeit bezeichnet werden.

Ausgangspunkt für die kritische ökologische Nachhaltigkeit ist also die Erhaltung des bewerteten Gesamtkapitals unter Berücksichtigung eines physischen als relevant bzw.

⁸⁶ Vgl. Rogall 2003, S. 34.

⁸⁷ Vgl. Steurer 2001, S. 542 ff.

⁸⁸ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 36.

⁸⁹ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 34.

⁹⁰ Vgl. Radke 1995, S. 540.

⁹¹ Hier gilt vor allem zu bedenken, dass das Hauptproblem in der Definition des kritischen Naturkapitals liegt, deren Lösung sich vornehmlich an die Naturwissenschaft richtet. Vgl. Radke 1995, S. 540.

⁹² Vgl. Endres/Radke 1998, S. 30 f.

kritisch betrachteten Mindestbestands an Naturkapital.⁹³ Für einen Übergangszeitraum zu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise ist zwar eine gewisse Substituierbarkeit zwischen einzelnen Kapitalarten erlaubt – also auch zwischen natürlichem und produziertem Kapital – jedoch müssen bestimmte ökologische Funktionen sowie das Vorsichtsprinzip berücksichtigt werden.⁹⁴ Entnahmeseitig werden die Kapazitätsgrenzen des „kritischen natürlichen Kapitals“ durch kritische Bestandsniveaus bzw. zeitliche Reichweiten der Vorkommen bestimmt, während outputseitig die Kapazitätsgrenzen durch die Assimilationsgrenzen repräsentiert werden.⁹⁵

Einen weiteren Versuch, das Dilemma um die zwei Extrempositionen hinsichtlich schwacher und starker Nachhaltigkeit zu lösen, bietet *Rogall*, welcher das Nachhaltigkeitsverständnis genauer aufteilt in sehr schwache Nachhaltigkeit, schwache Nachhaltigkeit, starke Nachhaltigkeit und strikte Nachhaltigkeit.⁹⁶ Die kritische ökologische Nachhaltigkeit, welche von *Rogall* nicht aufgeführt wird, ist in seiner Einteilung noch am ehesten der starken Nachhaltigkeit gleichzusetzen, da auch hier von der Setzung „ökologischer Leitplanken“ gesprochen wird und eine Reihe von natürlichen Ressourcen als unverzichtbar und nicht substituierbar angesehen werden.

Zusammenfassend kann das Konzept der „kritischen ökologischen Nachhaltigkeit“ als Kompromiss zwischen der ökologisch „reinen“, aber praktisch nicht durchsetzbaren „starken Nachhaltigkeit“ und der ökonomisch praktikablen, aber ökologisch fragwürdigen „schwachen Nachhaltigkeit“ angesehen werden.⁹⁷ Vom Konzept der schwachen Nachhaltigkeit wird das Prinzip übernommen, dass sowohl private Güter als auch Umweltgüter zur Wohlfahrt beitragen und substituiert werden können. Der Einfluss der starken Nachhaltigkeit reicht insofern, als dass die Grenzen der Substituierbarkeit festgelegt werden. Die kritische ökologische Nachhaltigkeit lässt sich daher als „ökologischer Korridor“ definieren, innerhalb dessen sich die wirtschaftliche Entwicklung bewegen soll.⁹⁸

Für die vorliegende Arbeit wird in Kapitel 2.3.2.2 auf die Monetarisierung von Umweltwirkungen eingegangen und daher Aspekte der schwachen Nachhaltigkeit aufgegriffen. Da sich hier die umweltwirtschaftliche Diskussion im Bereich der ökonomisch-ökologischen Schnittmenge bewegt, erscheint eine Auseinandersetzung mit

⁹³ Endres und Radke definieren eine zweistufige Nachhaltigkeitsregel: Zuerst sei zu beachten, dass kritische Bestände sämtlicher relevanter Vermögenskomponenten nicht erreicht bzw. unterschritten werden. In einem zweiten Schritt darf die Veränderung des Gesamtbestands der als relevant erachteten Vermögensbestandteile nicht größer als Null sein. Vgl. Endres/Radke 1998, S. 30.

⁹⁴ Vgl. Radke 1995, S. 540 f.

⁹⁵ Vgl. Prammer 2009, S. 58.

⁹⁶ Vgl. Rogall 2003, S. 31 ff.

⁹⁷ Vgl. Radke 1995, S. 542.

⁹⁸ Vgl. Endres/Bertram 2004, S. 8.

natürlichem und vom Menschen geschaffenem Kapital notwendig. Zum anderen wird neben der Strategie der Ökoeffizienz auch ein starker Bezug auf die Ökokompatibilität genommen, wobei auf Grundzüge der starken Nachhaltigkeit zurückgegriffen wird. Als gangbarer Kompromiss zwischen der starken und schwachen Nachhaltigkeit wird in der vorliegenden Arbeit daher auf das Konzept der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit Bezug genommen.

2.1.4 Dimensionen der Nachhaltigkeit

Um die Mitte der 1990er-Jahre hat sich eine Differenzierung in drei Nachhaltigkeitsdimensionen international durchgesetzt und fungiert seitdem als Ausgangspunkt vieler Nachhaltigkeitsstrategien und -konzepte. Die Erweiterung der vormals ökologisch-orientierten Perspektive um die ökonomische und die soziale Dimension bietet die Möglichkeit, (scheinbar) konfliktäre Interessen miteinander zu versöhnen.⁹⁹

Im sog. „Drei-Säulen-Konzept“ bzw. im „magischen Dreieck“¹⁰⁰ der Nachhaltigkeit steht also die gleichrangige Berücksichtigung der drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales im Mittelpunkt.¹⁰¹ Da die grafische Konzeption des Drei-Säulen-Modells in der Vergangenheit mehrfach auf Kritik gestoßen ist,¹⁰² soll in Folge daher von den drei *Dimensionen* der Nachhaltigkeit gesprochen werden, unabhängig davon, ob die grafische Darstellung als Säulen-Modell, Schnittmengen-Modell von Kreisen oder in Form eines Dreiecks vorgenommen wird. In der betrieblichen Praxis wird in diesem Zusammenhang meist von der „Triple-Bottom-Line“ gesprochen.¹⁰³

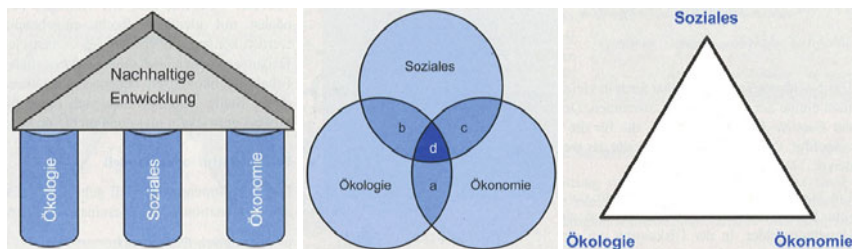


Abb. 2-2: Visualisierungsmöglichkeiten für die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit

Quelle: von Hauff/Kleine 2009, S. 117 und 119

⁹⁹ Vgl. Prammer 2009, S. 50.

¹⁰⁰ Vgl. Huber 2011, S. 155.

¹⁰¹ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 9.

¹⁰² So wird etwa kritisiert, dass das „Dach“ der Nachhaltigkeit im Drei-Säulen-Modell auch dann noch stehe, wenn man eine Säule komplett weglasse, bzw. wenn nur noch die mittlere Säule stehen bliebe. Zu den unterschiedlichen Ansätzen zur Darstellung der drei Nachhaltigkeitsdimensionen und der Kritik daran siehe von Hauff/Kleine 2009, S. 117.

¹⁰³ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 17.

In Folge werden die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit kurz beschrieben.

Zur ökologischen Nachhaltigkeit

„Der Mensch ist ohne einen bestimmten Zustand der Natur bzw. der ökologischen Systeme nicht überlebensfähig.“¹⁰⁴ Ziel der ökologischen Nachhaltigkeit ist daher die Erhaltung der ökologischen Systeme bzw. des ökologischen Kapitalstocks, da diese die Lebensgrundlage aller menschlichen Aktivitäten bilden. Dies bedeutet, dass das ökonomische System allein für sich nicht nachhaltig sein kann, da seine dauerhafte Existenz letztlich vom ökologischen System abhängt.¹⁰⁵

Von ökologischer Nachhaltigkeit kann dann gesprochen werden, wenn es gelingt, die gesellschaftlichen Nutzungsansprüche (wie etwa Lebensstile und Wirtschaftsweisen) mit den zur Verfügung stehenden natürlichen Lebensgrundlagen so in Übereinstimmung zu bringen, dass die Funktionsfähigkeit der natürlichen Umwelt für die nachfolgenden Generationen dauerhaft bewahrt oder sogar verbessert wird.¹⁰⁶

Zur ökonomischen Nachhaltigkeit

Die ökonomische Nachhaltigkeit ist eine deduktive Konstruktion aus den Prinzipien der Ökonomie (Minimal- und Maximalprinzip, Nutzenmaximierungsprinzip, Gewinnmaximierungsprinzip, u. a.).¹⁰⁷ Wie bei der ökologischen Nachhaltigkeit wird auch hier das Ziel verfolgt, den Kapitalstock – in diesem Fall den ökonomischen – zu erhalten.¹⁰⁸

Oberstes Ziel der ökonomischen Nachhaltigkeit auf Makroebene ist die Aufrechterhaltung einer angemessenen bzw. gewünschten Lebensqualität über Generationen hinweg. Neben dem Erhalt der materiellen Lebensgrundlagen umfasst die ökonomische Nachhaltigkeit auch den Erhalt von immateriellem Kapital. Um dies zu erreichen, ist jedoch eine Änderung jener Produktions- und Konsumstile notwendig, welche als nicht nachhaltig bezeichnet werden können.¹⁰⁹ Damit einhergehend wird seit der Erscheinung des Werks „Grenzen des Wachstums“ auch die Frage diskutiert, ob Wirtschaftswachstum eine Notwendigkeit für Wohlstand und eine ökonomisch nachhaltige Entwicklung ist. Sofern etwa steigende Wachstumsraten einen steigenden Umweltverbrauch mit sich ziehen und keine ausreichende Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch durch erhöhte Ressourcenproduktivität oder durch eine

¹⁰⁴ von Hauff/Kleine 2009, S. 17.

¹⁰⁵ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 18.

¹⁰⁶ Vgl. Prammer 2009, S. 46 f.

¹⁰⁷ Vgl. Müller-Christ 2001, S. 544.

¹⁰⁸ Vgl. Promberger/Spiess/Kössler 2006, S. 64.

¹⁰⁹ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 18.

verstärkte Nutzung regenerativer Kapazitäten stattfindet, wird dieses Thema regelmäßig zu kontroversen Diskussionen führen.¹¹⁰

Zur sozialen Nachhaltigkeit

Das normative Konzept der sozialen Nachhaltigkeit besagt, dass für eine nachhaltige Entwicklung die soziale Stabilität und die individuelle Freiheit unverzichtbare Faktoren sind. Die wesentlichen Ziele der sozialen Nachhaltigkeit sind demnach die Sicherung der menschlichen Existenz, die Erhaltung des gesellschaftlichen Produktivpotentials und die Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten.¹¹¹

Soziale Nachhaltigkeit zielt somit auch darauf ab, einen gerechten Zugang zu sozialen Grundgütern sicherzustellen und so sozialen Frieden zu erhalten. Zur Konkretisierung sozialer Nachhaltigkeit gibt es verschiedenste Zugänge, wie etwa das von *Amartya Sen* überarbeitete Grundbedürfniskonzept, die Konzeption der Verwirklichungschancen (Capabilities) oder das Konzept des Sozialkapitals, welches wesentlich durch *Pierre Bourdieu*¹¹² (aus Sicht des Individuums) geprägt wurde.¹¹³ Darüber hinaus kann auch die Glücksforschung für das Konzept der sozialen Nachhaltigkeit einen Beitrag leisten, indem Wege zur Messung von Glück und Zufriedenheit aufgezeigt werden.¹¹⁴

Die Inhalte der vorliegenden Arbeit bewegen sich im Bereich der beiden Nachhaltigkeitsdimensionen Ökonomie und Ökologie. Soziale Komponenten der Nachhaltigkeit werden bewusst aus der Betrachtung ausgeschlossen.

2.1.5 Überblick über die drei Nachhaltigkeitsstrategien Effizienz, Suffizienz und Kompatibilität

Bei der Frage, in welcher Weise eine nachhaltige Entwicklung auf makro- und mikro-ökonomischer Ebene umgesetzt werden kann, kam es bereits bei der Umweltkonferenz in Rio zu einer Polarisierung zwischen den beiden Strategien der Suffizienz und Effizienz. Während Suffizienz als eine Neuauflage des Konsumverzichts angesehen werden kann, fungiert die Effizienzstrategie als eine forcierte Entkopplungsstrategie.¹¹⁵

¹¹⁰ Beständiges Wirtschaftswachstum wird etwa besonders von den Vertretern der Ökologischen Ökonomie, wie Herman Daly, abgelehnt und als nicht kompatibel mit dem Leitbild einer Nachhaltigen Entwicklung angesehen. Vgl. Daly 1999, S. 52 ff.

¹¹¹ Vgl. Promberger/Spiess/Kössler 2006, S. 73 f.

¹¹² Pierre Bourdieu unterschied drei Arten von Kapital: das ökonomische, das kulturelle und das soziale Kapital. Eine wesentliche Rolle in seiner Konstruktion von Kapital spielt darüber hinaus die Klasse und das soziale Netzwerk des Individuums. Vgl. Bourdieu 1983, S. 185 ff.

¹¹³ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 20 ff.

¹¹⁴ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 22 f.

¹¹⁵ Vgl. Huber 2011, S. 161.

Neben diesen beiden Strategien zählt die Konsistenz- bzw. Kompatibilitätsstrategie¹¹⁶ als dritte Strategie zu den Nachhaltigkeitsstrategien.

Die wesentliche Frage ist, welchen Beitrag die einzelnen Strategien zur Lösung von ökologischen Problemstellungen beitragen können. In Analogie zur Diskussion um die Nachhaltigkeitsdimensionen – wo nur eine mehr oder minder gleichrangige Beachtung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Dimension effektiv zur Erreichung einer nachhaltigen Entwicklung beiträgt – gestaltet sich die Frage nach dem Einsatz und der Bedeutung der drei Nachhaltigkeitsstrategien: Nur eine sich gegenseitig ergänzende Kombination der Strategien der Effizienz, der Suffizienz und der Kompatibilität kann letztlich zu Nachhaltigkeit führen. Vereinzelt eingesetzte Strategien sind für das Erlangen von Nachhaltigkeit in Wirtschaft und Gesellschaft unzureichend.

Nachfolgend werden die drei Strategien überblicksmäßig skizziert, bevor in den Kapiteln 2.2 und 2.3 näher auf die Bedeutung und Umsetzung der einzelnen Strategien Effizienz und ökologische Kompatibilität eingegangen wird.

2.1.5.1 Effizienzstrategie

Ausgangspunkt der Effizienzstrategie war, dass Anfang der 1990er-Jahre nach Wegen gesucht wurde, sich der ökologischen Herausforderung zu stellen, ohne Umsatz und Märkte zu verlieren oder Kapitalbestände zu gefährden. Das Ergebnis dieser Diskussion im Rahmen des Rio-Prozesses war schließlich die Fokussierung auf den Effizienzansatz, um eine nachhaltige Entwicklung umzusetzen.¹¹⁷

Die Effizienzstrategie ist an das Entkopplungskonzept der späten 1970er-Jahre angelehnt und zielt auf die Steigerung der Ressourcenproduktivität ab. Vorteil des Effizienzansatzes ist, dass durch die Rationalisierung von Stoff- und Energieströmen der (scheinbare) Konflikt zwischen Ökonomie und Ökologie ein Stück weit aufgehoben wird. Eine Steigerung der Ressourcenproduktivität sowie der Energieeffizienz führt sowohl zu ökonomischen Einsparungen (Kosteneffizienz) als auch zu ökologischen

¹¹⁶ Der Begriff der Kompatibilitätsstrategie (bzw. synonym „Strategie der Umweltkompatibilität“) ist im einschlägigen Schrifttum unter dem Begriff der „Konsistenzstrategie“ weit verbreitet. Der Begriff Konsistenz bedeutet in diesem Zusammenhang Verträglichkeit, Vereinbarkeit oder Stimmigkeit und zielt auf die Bewertung von Energie- und Stoffströmen hinsichtlich dieser Variablen ab (vgl. Promberger/Spiess/Kössler 2006, S. 79). Gemäß Knaus und Renn lässt sich die Konsistenzstrategie jedoch auch als „Strategie der Umweltkompatibilität“ bezeichnen (vgl. Knaus/Renn 1998, S. 96). Der Begriff „Umweltkompatibilität“ betont dabei die Umweltverträglichkeit (also das Austauschverhältnis zwischen Ökosphäre und Technosphäre) von Stoff- und Energieflüssen (vgl. Prammer 2009, S. 61), weshalb in der vorliegenden Arbeit dieser Begriff dem Begriff der Konsistenz vorgezogen wird.

¹¹⁷ Vgl. Huber 2011, S. 166.

Verbesserungen.¹¹⁸ Die Hoffnung hinsichtlich der Effizienzstrategie liegt auf einer Verbesserung der Input-Output-Verhältnisse um einen Faktor vier bis hin zu einem Faktor zehn.¹¹⁹

Von allen drei Nachhaltigkeits-Strategien ist die Effizienzstrategie die am weitesten umgesetzte und findet aufgrund ihrer ökonomischen Vorteilhaftigkeit die höchste Bedeutung in der betrieblichen Praxis.¹²⁰ Die Effizienzstrategie zeichnet sich durch ein hohes Maß an ökonomischer bzw. technischer Orientierung aus. In erster Linie geht es um die Erhöhung der Wirtschaftlichkeit, d. h. um die Verbesserung der Input-Output-Verhältnisse im Produktionsprozess. Vorteil der Effizienzstrategie ist das Generieren einer umweltwirtschaftlichen Win-Win-Situation.¹²¹

Kritisch ist jedoch anzumerken, dass häufig durch Effizienzmaßnahmen geschaffene Vorteile hinsichtlich Ressourcen- und Energieintensität durch sich verschlechternde Konsummuster (Mehrverbrauch) teilweise oder gänzlich kompensiert oder überkompensiert werden.¹²²

Die effizienzorientierte Sichtweise, welche im Wesentlichen durch das Kosten-Nutzen-Denken geprägt ist, basiert auf dem Vertrauen auf zukünftige technische Effizienzverbesserungen.¹²³

Beispiele für Effizienzverbesserungsmaßnahmen:¹²⁴

- Erhöhung der Energieeffizienz durch Energiesparmaßnahmen: höhere Wirkungsgrade, effizientere Wärmedämmung von Gebäuden
- Steigerung der Stoffumlauf-Effizienz durch forciertes Recycling und stärkere Stoffkreislaufführung: Steigerung der Wiederverwendungsraten von z. B. Getränkeflaschen, Carsharing,¹²⁵ Steigerung der kaskadischen Stoffnutzung im Produktionsverbund
- Erhöhung der Auslastungseffizienz: Fahrgemeinschaften, Verlängerung der Produktlebensdauer

¹¹⁸ Vgl. Huber 2011, S. 166.

¹¹⁹ Vgl. von Weizsäcker/Lovins/Lovins 1995; von Weizsäcker/Hargroves/Smith 2010; Schmidt-Bleek 1994.

¹²⁰ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 38.

¹²¹ Vgl. Promberger/Spiess/Kössler 2006, S. 79.

¹²² Dieses Phänomen ist auch bekannt als der sog. Rebound-Effekt (zur ausführlicheren Diskussion des Rebound-Effekts siehe Kapitel 2.2.4).

¹²³ Vgl. Facheux/Noel 2001, S. 33.

¹²⁴ Vgl. Huber 2011, S. 167.

¹²⁵ Maßnahmen, wie etwa Carsharing, sind nicht eindeutig nur der Effizienzstrategie zuzuordnen. So stellt die gemeinsame Benutzung eines Fahrzeuges auch einen Beitrag zur Suffizienz dar, da die individuelle Flexibilität dadurch eingeschränkt sein kann. Ähnlich kann auch bei Fahrgemeinschaften argumentiert werden.

Probleme bei der Effizienzstrategie liegen oftmals in der technischen Realisierbarkeit und bei Verhaltens- (schneller Wechsel von Modetrends) oder strukturellen Grenzen (fehlende Recyclinglösungen).¹²⁶

2.1.5.2 Suffizienzstrategie

Die Suffizienzstrategie postuliert, dass ein verminderter Ressourcen- und Umweltverbrauch für ein zufriedenstellendes Leben genüge.¹²⁷ Die Leitidee der Suffizienzstrategie ist die Sicherung menschlicher Grundbedürfnisse durch Selbstbegrenzung und Genügsamkeit. Im Vordergrund steht daher ein philosophisch-psychologisches Konzept.¹²⁸ Der Fokus liegt nicht auf einer betrieblichen, technischen oder volkswirtschaftlichen Ebene, sondern auf der Ebene des einzelnen Individuums.

Vordergründig setzt die Suffizienzstrategie bei der Hinterfragung einer stetigen Wachstumsstrategie an. Suffizienz-Verfechter bestreiten die Potentiale innovativer industrieller Auswege im Sinne der Effizienzstrategie und suchen nach Möglichkeiten eines Ausstieges aus der industriellen Entwicklung.¹²⁹

Neben einer generellen genügsameren Lebensweise speziell der Bevölkerung in den industrialisierten Staaten geht es bei der Suffizienzstrategie aber auch um die gerechte Verteilung der Ressourcen zwischen den derzeit lebenden Bevölkerungsschichten (intergenerativ) sowie zwischen den verschiedenen Generationen (intragenerativ). Ein Problem ist hier jedoch, dass die als verteilbar unterstellten Ressourcen in ihrer physischen Knappheit nach Weltregion und Zeitverlauf variieren und eine radikale Gleichverteilung unmöglich erscheint.¹³⁰

Die wesentliche Kritik an der Suffizienzstrategie ist die zu geringe Resonanz einer entsprechenden Lebenshaltung in der Bevölkerung und ihre daraus folgende mangelnde politische Durchsetzbarkeit. Verfechter der Suffizienzstrategie gehen davon aus, man könne eine solche genügsame Lebenshaltung in der Breite der Bevölkerung verankern.¹³¹ Die heutige Situation stellt sich aber zumeist so dar: „*Die kritischen Konsumenten heute mögen anders konsumieren, weniger konsumieren sie in der Regel nicht.*“¹³²

¹²⁶ Weitere Einschränkungen in Bezug auf die Effizienzstrategie werden in Kapitel 2.2.4 aufgezeigt.

¹²⁷ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 38.

¹²⁸ Vgl. Promberger/Spieß/Kössler 2006, S. 80.

¹²⁹ Vgl. Huber 2011, S. 162.

¹³⁰ Vgl. Huber 2011, S. 163.

¹³¹ Vgl. Huber 2011, S. 162 und 166.

¹³² Huber 2011, S. 166.

Einfacher hingegen scheint es zu sein, Strategien zur ökologischen Nachhaltigkeit auf betrieblicher Ebene zu implementieren. Das Ziel einer nachhaltigen Wirtschaftsweise ist demnach, unerwünschte oder negative Auswirkungen der einzelwirtschaftlichen Rationalität – also soziale und ökologische Problemdimensionen – in den betrieblichen Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen.¹³³ Neben der Verbesserung von Input-Output-Relationen stellt die ökologische Kompatibilitätsstrategie eine weitere Möglichkeit dar, wie Unternehmen und Regionen zu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise gelangen können.

2.1.5.3 Kompatibilitätsstrategie

Dass die alleinige Verfolgung der Effizienzstrategie an ihre Grenzen stößt, wurde im vorigen Abschnitt skizziert.¹³⁴ Die Diskussion um Effizienz und Suffizienz erschöpfte sich in der Vergangenheit zusehends und man erkannte die Bedeutung der strukturellen Neuetablierung von industriellen Systemlebenszyklen. Ein Ausweg – wenn Effizienz und Suffizienz allein nicht mehr ausreichend erscheinen – ist ein innovativer Strukturwandel, der eine Umorientierung und Neuausrichtung im Hinblick auf die ökologische Tragkapazität für die Menschheit erfordert.¹³⁵ Dabei geht es nicht nur um ein quantitatives Wachstum bzw. um die Verringerung von Stoffdurchsätzen – wie es bei der Effizienzstrategie gefordert wird – sondern um ein sogenanntes „qualitatives Wachstum“, das auf einer grundlegenden Restrukturierung der Ressourcen-, Energie- und Senkennutzung beruht.¹³⁶

Das Ziel der Kompatibilitätsstrategie ist die Lenkung von naturfremden, anthropogenen Stoffströmen in der Weise, dass sie in der Technosphäre verbleiben, bzw. nur solche Stoffströme an die Ökosphäre abgegeben werden, die schadlos von der natürlichen Umwelt aufgenommen und verarbeitet werden können.¹³⁷ Natürliche und anthropogene Stoffströme sollen sich zudem gegenseitig weder beeinträchtigen, noch in unerwünschter Weise verstärken.¹³⁸ Im Rahmen dieses Strategie-Ansatzes wird also primär die Beschaffenheit von Stoffen sowie deren Fluss und Verbleib analysiert.

Naturkompatible Stoffströme stellen den Anspruch, entweder abgeschlossen in technosphärischen Kreisläufen geführt zu werden d. h. innerhalb der Technosphäre zu verbleiben, oder aber von Beginn an so behandelt bzw. aufgearbeitet zu werden, dass die-

¹³³ Vgl. Müller-Christ 2001, S. 548.

¹³⁴ Ausführlicher hierzu siehe Kapitel 2.2.4.

¹³⁵ Vgl. Huber 2011, S. 171 f.

¹³⁶ Vgl. Huber 2011, S. 172.

¹³⁷ Vgl. Kanning 2009, S. 23.

¹³⁸ Vgl. Prammer 2009, S. 61.

se mit den Stoffwechselprozessen der Natur übereinstimmen (d. h. kompatibel sind) und problemlos wieder in die Ökosphäre eingefügt werden können.¹³⁹ Die mit stofflichen Einträgen in die Natur verbundene Unvereinbarkeiten – egal ob in quantitativer oder qualitativer Hinsicht¹⁴⁰ – sollen im Rahmen dieses Strategieansatzes vermieden werden.

In den meisten Bereichen der Produktionswirtschaft herrscht nach wie vor das Prinzip der „Durchlaufwirtschaft“.¹⁴¹ Um im Sinne der Kompatibilitätsstrategie eine ökologisch nachhaltige Wirtschaftsweise anzustreben, muss es jedoch zu einer Umorientierung in Richtung einer Kreislaufwirtschaft kommen.¹⁴² Die grundsätzliche Idee hinsichtlich unerwünschter Outputkomponenten lautet daher: Jeder Output soll gleichzeitig Input für einen nachfolgenden Verwertungsschritt sein. Pointiert formuliert ist dies die Forderung nach „*null Emission, [...] null Abfall*“.¹⁴³

Im nachfolgenden Kapitel wird das Konzept der Effizienz aufgegriffen und die Zusammenhänge zwischen Ökonomie und Ökologie aufgezeigt. Neben einer Definition des Begriffs der Ökoeffizienz wird auf deren Operationalisierung mittels verschiedener Kennzahlen eingegangen, da dies im konzeptiven Teil der vorliegenden Arbeit ebenfalls eine wesentliche Rolle spielt (siehe Kapitel 5.3.6). Abschließend findet das Konzept der Ökoeffizienz sowie die Effizienzstrategie im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung eine kritische Würdigung.

2.2 Ökoeffizienz: Zum Management von Stoffmengen und Wertgerüsten

Vorhin wurde bereits auf die Bedeutung der Effizienzstrategie im Zuge der Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung eingegangen. Im folgenden Kapitel wird nun näher der Begriff der Effizienz und Ökoeffizienz, sowie deren Operationalisierung mittels Kennzahlen beschrieben. Während die Effizienzstrategie im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung einen Leitsatz darstellt, ist Ökoeffizienz als eine messbare Variable auf betrieblicher und überbetrieblicher Ebene zu verstehen. Eine Verbesserung etwa der betrieblichen Ökoeffizienz dient somit der Umsetzung und der Operationalisierung der Effizienzstrategie.

¹³⁹ Vgl. Promberger/Spiess/Kössler 2006, S. 79.

¹⁴⁰ So unterscheiden Liesegang und Sterr zwischen quantitativen und qualitativen Anpassungsproblemen, welche durch stoffliche Einträge in die Natur entstehen werden können. Vgl. Liesegang/Sterr 2003, S. 26 sowie ausführlich in Kapitel 2.3.1.

¹⁴¹ Vgl. Promberger/Spiess/Kössler 2006, S. 66.

¹⁴² Vgl. Müller-Christ 2001, S. 549.

¹⁴³ Huber 2011, S. 168.

2.2.1 Zum Begriff der Ökoeffizienz

Für gewinnmaximierende Unternehmen ist ein wesentliches Erfolgskriterium die am Markt erreichte bzw. erreichbare Effizienz. Wenn man von Effizienz spricht, muss man grundsätzlich zwischen der allokativen Effizienz und der betrieblichen Effizienz, auch Kosteneffizienz genannt, unterscheiden. Allokationseffizientes Handeln bedeutet, dass die vorhandenen Ressourcen mit dem Ziel eingesetzt werden, den größtmöglichen Gesamtnutzen zu lukrieren.¹⁴⁴ Das heißt, Effizienz beschäftigt sich mit der wirtschaftlichen Erfüllung (d. h. mit möglichst geringem Ressourceneinsatz) der vorgegebenen Ziele auf der operativen Ebene. Die Festlegung der Ziele wird dabei nicht hinterfragt.¹⁴⁵ Die betriebliche Effizienz wird häufig mit der Kennzahl *Rentabilität* gemessen¹⁴⁶ und daher als das Verhältnis von Input zu Output oder in monetärer Form als das Verhältnis von Kosten zu Nutzen ausgedrückt.¹⁴⁷

Insgesamt besteht eine sehr enge Verbindung zwischen den Begriffen Effizienz, Wirtschaftlichkeit, Produktivität und Rentabilität. Dies zeigt sich vor allem daran, dass zu den wichtigsten ökonomischen Formalzielen Produktivität, Wirtschaftlichkeit und Rentabilität gehören.¹⁴⁸ Vielfach wird die betriebliche Effizienz mit Produktivität¹⁴⁹ oder technischer Wirtschaftlichkeit¹⁵⁰ gleichgesetzt.

Effizienz muss auch vom Begriff der *Effektivität* abgegrenzt werden: Während es bei der Effektivität darum geht, überhaupt die richtigen Ziele zu setzen („*are we doing the right things?*“), ist Effizienz als Mittel zum Zweck zu interpretieren („*are we doing the things right?*“).¹⁵¹ Effektivität ist daher ein stark strategisch geprägter Ausdruck, während Effizienz einen eher instrumentellen, operativen Charakter aufweist.¹⁵²

¹⁴⁴ Vgl. Schaltegger/Burritt 2000, S. 125.

¹⁴⁵ Vgl. Seidel 1996, S. 91.

¹⁴⁶ Unter Rentabilität wird das Verhältnis zwischen einer Erfolgsgröße und dem hierfür erforderlichen betrieblichen Einsatz verstanden. So ergibt sich etwa die Eigenkapitalrentabilität aus Gewinn (als Erfolgsgröße) und eingesetztem Eigenkapital (als betrieblicher Kapitaleinsatz). Vgl. Lechner/Egger/Schauer 2006, S. 71.

¹⁴⁷ Vgl. Seidel 1996, S. 91.

¹⁴⁸ Vgl. Jung 2010, S. 29.

¹⁴⁹ Gutenberg definiert Produktivität als die „Ergiebigkeit der betrieblichen Faktorkombination“. Es geht hier also um das Verhältnis von mengenmäßigem Faktorertrag zu mengenmäßigem Faktoreinsatz (Verhältnis von Output zum Input). Vgl. Jung 2010, S. 30. Produktivitäten werden aufgrund ihres Mengencharakters und den daher oft unterschiedlichen Dimensionen häufig in Teilproduktivitäten gemessen. Vgl. Thommen/Achleitner 2006, S. 111.

¹⁵⁰ Nach Gutenberg ist die Wirtschaftlichkeit das Verhältnis zwischen der günstigsten und der tatsächlich erreichten Kosten- bzw. Aufwandssituation (vgl. Wöhe 2002, S. 47). Andere Interpretationen definieren die wertmäßige Wirtschaftlichkeit jedoch als Verhältnis zwischen Ertrag und Aufwand. Die mengenmäßige bzw. technische Wirtschaftlichkeit wird als Synonym zur Produktivität gesehen. Vgl. Wöhe 2002, S. 48.

¹⁵¹ Das Originalzitat stammt von Peter F. Drucker. Vgl. Drucker 1963.

¹⁵² Vgl. Stahlmann 1996, S. 72.

Bei gewinnorientierten Unternehmen steht der betriebliche Umweltschutz vor der Herausforderung, den Unternehmenswert zu steigern, einen Beitrag zur Rentabilität zu leisten¹⁵³ oder zumindest die angestrebte oder von außen vorgegebene Umweltleistung möglichst kostengünstig zu realisieren. In diesem Zusammenhang spielt Ökoeffizienz eine entscheidende Rolle. Der Begriff *Ökoeffizienz* stellt grundsätzlich eine Verkürzung des Terminus „ökonomisch-ökologische Effizienz“ dar¹⁵⁴ und setzt somit die beiden Dimensionen Ökonomie und Ökologie ins Verhältnis. Über den Begriff der Ökoeffizienz herrscht in der einschlägigen Literatur keine Einigung. Das neuere Schrifttum beschäftigt sich im Wesentlichen mit der konkreten Umsetzung von Ökoeffizienz. Auch gibt es unterschiedliche Verständnisse darüber, was Ökoeffizienz im Unternehmen bedeutet bzw. bedeuten soll. Die Bandbreite reicht vom Leitprinzip des Wirtschaftens über ein Konzept zur Unternehmensführung bis hin zu einem Verständnis als operatives Instrument zur Messung und Bewertung.¹⁵⁵

Das Konzept der Ökoeffizienz geht auf *Schaltegger und Sturm* mit ihrem Werk „Ökologische Rationalität“ zurück.¹⁵⁶ Im Jahr 1992 greift das *Business Council for Sustainable Development* (BCSD) dieses Konzept auf und räumt ihm großes Gewicht ein.¹⁵⁷ So ist der Leitgedanke der Ökoeffizienz die Entkopplung der wirtschaftlichen Leistung von der Umweltbelastung.¹⁵⁸ Verkürzt lässt sich diese Forderung darstellen als „*Creating [...] Value with less Impact*“.¹⁵⁹

Obwohl, wie schon erwähnt, keine einheitliche Definition des Begriffes Ökoeffizienz existiert, herrscht Einigkeit darüber, dass das Verhältnis von Wertschöpfung zur Ressourceninanspruchnahme¹⁶⁰ zu steigern ist.¹⁶¹ So definiert *Dyllick* die ökologische Effizienz¹⁶² analog zur ökonomischen Effizienz als eine Form der Leistungserstellung, „...die ihre Ziele unter Minimierung von Stoffdurchsatz und Umweltbelastung erreicht“.¹⁶³

¹⁵³ Mit der Frage nach dem Zusammenhang zwischen dem Einsatz von Umweltcontrolling-Instrumenten im Rahmen des Umweltmanagements und dem Shareholder Value beschäftigt sich u. a. Albrecht mit seinem Werk „Wertorientiertes Umweltmanagement“. Vgl. Albrecht 2007.

¹⁵⁴ Vgl. Schaltegger et al. 2002, S. 9.

¹⁵⁵ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 77 ff.

¹⁵⁶ Vgl. Schaltegger/Sturm 1990.

¹⁵⁷ Vgl. Schmidheiny 1992.

¹⁵⁸ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 77 ff.

¹⁵⁹ WBCSD 2000.

¹⁶⁰ Die Inanspruchnahme von natürlichen Ressourcen betrifft zum einen die Versorgungsfunktion der natürlichen Umwelt („Quellenressource“: Entnahme von Ressourcen), zum anderen die Trägerfunktion der natürlichen Umwelt („Senkenressource“: Eintrag von stofflich-energetischen Komponenten).

¹⁶¹ Vgl. Schaltegger/Sturm 1990, S. 281; von Hauff/Kleine 2009, S. 79.

¹⁶² Einige Autoren, so auch Schaltegger und Sturm, unterscheiden Ökoeffizienz in die ökonomische Kosteneffizienz, die ökologische Effizienz und die ökonomisch-ökologische Effizienz. Vgl. Schaltegger/Sturm 1995, S. 2 f.

¹⁶³ Dyllick 1992, S. 397.

Schmidheiny hingegen bezieht in seine prozessorientierte Definition von ökoeffizientem Wirtschaften bereits konkrete Lösungsvorschläge mit ein: „Wir bezeichnen diejenigen Unternehmen als ‚öko-effizient‘, die auf dem Weg zu langfristig tragbarem Wachstum Fortschritte machen, indem sie ihre Arbeitsmethoden verbessern, problematische Materialien substituieren, saubere Technologien und Produkte einführen und sich um die effizientere Verwendung und Wiederverwendung von Ressourcen bemühen.“¹⁶⁴ Im Sinne von *Schmidheiny* bedeutet Ökoeffizienz daher eine kontinuierliche Verbesserung der Ressourcenproduktivität.¹⁶⁵

Das Umweltbundesamt Berlin übernimmt die Definition von *Schaltegger und Sturm* und definiert Ökoeffizienz als „das Verhältnis von Wertschöpfung zu ökologischer Schadschöpfung“.¹⁶⁶

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Schadschöpfung}}$$

Formel 2-1: Definition von Ökoeffizienz nach Schaltegger und Sturm

Quelle: In Anlehnung an Schaltegger/Sturm 1990, S. 281 ff

Schadschöpfung lässt sich dabei analog zur Wertschöpfung definieren als „die Summe aller, während eines Produktlebens durch betriebliche Leistungsprozesse direkt und indirekt verursachten und bezüglich ihrer relativen Schädlichkeit gewichteten Umwelteinwirkungen.“¹⁶⁷ Dazu zählen etwa der Material- und Energieinput – also sämtliche Entnahmen aus der natürlichen Umwelt – sowie unerwünschte Outputobjekte, wie Abfälle und Emissionen.¹⁶⁸ *Schaltegger* und *Sturm* bilden mit diesem Term die Umweltproduktivität ab, welche definiert werden kann als die ökonomische Effizienz der Inanspruchnahme der Umwelt. Im Zentrum der Betrachtung steht hier die Frage, welche wirtschaftliche Leistung pro Umweltwirkung erzeugt werden kann.

Günther greift die definitorischen Unklarheiten zur Ökoeffizienz auf und kommt in ihrer Arbeit zur Begriffskonsolidierung von Ökoeffizienz zu dem Ergebnis, Ökoeffizienz sei „das Verhältnis der Inputs (Ressourcen) und/oder unerwünschten Outputs

¹⁶⁴ Schmidheiny 1992, S. 38.

¹⁶⁵ Ressourcenproduktivität (nach Schmidt-Bleek) bezieht den ökologischen Rucksack des gesamten Produktlebenszyklus mit ein und wird definiert als die Gesamtheit der verfügbaren Dienstleistungseinheiten, dividiert durch den Gesamtverbrauch an Material und Energie für das dienstleistende Gut. Vgl. Stahlmann/Clausen 2000, S. 132.

¹⁶⁶ Schaltegger et al. 2002, S. 9.

¹⁶⁷ Schaltegger/Sturm 1990, S. 280 und Schaltegger/Sturm 1992, S. 48 ff.

¹⁶⁸ Ob Schadschöpfung auf monetärer Ebene im Sinne von Schadenskosten oder auf stofflicher Ebene gemessen wird, wird nicht näher erläutert.

(Kondukte) zum erwünschten Output (Produkt)“.¹⁶⁹ Günther bildet damit sozusagen den Kehrwert von *Schalteggers* Definition von Ökoeffizienz, welche die Umweltproduktivität widerspiegelt, und bildet damit die Umweltintensität im Sinne der ökologischen Effizienz der Wirtschaftstätigkeit ab. Man betrachtet also, welche Umweltwirkungen je wirtschaftlicher Leistung verursacht wird. Charakteristisch für diese Definition von Ökoeffizienz ist, dass damit die Umweltwirkungen (ökologische Dimension) ins Verhältnis zur wirtschaftlichen Leistung (ökonomische Dimension) gesetzt werden. Nicht abgebildet wird in dieser Definition die Möglichkeit, dass unter der ökonomischen Dimension ebenso der wirtschaftliche Einsatz (wirtschaftlicher Input) subsumiert werden kann.¹⁷⁰ So ist beispielsweise der Wasserverbrauch je Mitarbeiter eine klassische Ökoeffizienz-Kennzahl (Ressourceninput je wirtschaftlicher Einsatz).

In dieser Arbeit soll für den Begriff Ökoeffizienz die Definition nach *Günther* verwendet werden, jedoch unter Berücksichtigung des ökonomischen Einsatzes (siehe Formel 2-2).

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{ökologische Dimension (Input und/oder Output)}}{\text{ökonomische Dimension (Input oder Output)}}$$

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{Input (Ressourcen) und/oder unerwünschter Output (Non-Produkt-Output)}}{\text{wirtschaftlicher Einsatz oder erwünschter Output (Produkt-Output)}}$$

Formel 2-2: In dieser Arbeit verwendete Definition von Ökoeffizienz

Quelle: Erweitert nach Günther 2005, S. 21

Ob und wie eine monetäre Bewertung (z. B. des erwünschten Outputs) vorgenommen werden soll, wird von vielen Autoren offen gelassen.¹⁷¹

Da die Verfolgung von Ökoeffizienz die betriebliche Umweltleistung erhöht und Ökoeffizienz-Kennzahlen die operative Umweltleistung widerspiegeln, werden im folgenden Abschnitt die Begriffe Umweltleistung und Umweltleistungsbewertung definiert. Nachfolgend findet die Darstellung von Ökoeffizienz-Kennzahlen im Rahmen der operativen Umweltleistungsbewertung statt.

¹⁶⁹ Günther 2005, S. 21.

¹⁷⁰ Die Ergänzung der ökonomischen Dimension um den wirtschaftlichen Einsatz ist in Anlehnung an die ökologische Dimension erforderlich, da hier sowohl ökologischer Input (z. B. Materialverbrauch) als auch ökologischer Output (z. B. Emissionen) berücksichtigt werden.

¹⁷¹ Vgl. Günther 2005, S. 21.

2.2.2 Umweltleistung und Umweltleistungsbewertung – Eine Begriffsdefinition

Bevor näher auf den Begriff der Umweltleistung und Umweltleistungsbewertung eingegangen wird, soll der allgemeine Begriff der betrieblichen Leistung und Leistungsmessung kurz umrissen werden.

Leistung kann definiert werden als das auf ökonomische Unternehmensziele hin gerichtete Ergebnis der betrieblichen Tätigkeit.¹⁷² Weiters finden sich Definitionen in der Literatur, die Leistung als Grad der Erreichung eines zuvor festgelegten Ziels bzw. Sollwerts interpretieren.¹⁷³ Die interne oder externe Analyse des Unternehmenserfolgs bzw. der betrieblichen Leistung wird üblicherweise durch eine Kennzahlenermittlung durchgeführt.¹⁷⁴ Für diese Arbeit von Bedeutung ist die Verbesserung der internen Analyse zur Bereitstellung von Informationen für Planungs-, Steuerungs- und Kontrollzwecke, um den Zielerreichungsgrad der angestrebten Unternehmensziele zu verbessern. Eine Kennzahl wird allgemein definiert als eine Zahl, „*die quantitativ erfassbare Sachverhalte in konzentrierter Form wiedergibt*“.¹⁷⁵ Ausprägungen von Kennzahlen sind absolute Zahlen oder Verhältniszahlen.¹⁷⁶ Im Hinblick auf die Leistungsmessung liegt die Funktion der Kennzahlen(systeme) einerseits in der Bestimmung der Zielvorgaben, andererseits in der Analyse der tatsächlich erbrachten Leistung im Sinne eines Soll-Ist-Vergleichs.¹⁷⁷

Seit längerem schon bilden klassische Kennzahlensysteme nicht mehr nur finanzwirtschaftliche Daten ab, sondern verbinden monetäre und nicht-monetäre Kennzahlen zu sogenannten „multikriteriellen Kennzahlensystemen“.¹⁷⁸ Besonders aus dem Kritikpunkt der mangelnden Steuerungsfunktion herkömmlicher Kennzahlensysteme¹⁷⁹ entwickelte sich das Performance Measurement, welches sich durch eine stärkere Steuerungsorientierung auszeichnet.¹⁸⁰ Mittels Performance Measurement soll die Effizienz und Effektivität von Organisationen monetär und nicht monetär gemessen werden.¹⁸¹ Durch die Einbeziehung von nicht-monetären Daten verhindert man eine rein kurzfris-

¹⁷² Vgl. Plinke 1993, Sp. 2653, zitiert nach Sturm 2000, S. 22.

¹⁷³ Vgl. Sturm 2000, S. 23.

¹⁷⁴ Vgl. Sturm 2000, S. 38.

¹⁷⁵ Reichmann 1993, Sp. 2159, zitiert nach Sturm 2000, S. 37.

¹⁷⁶ Verhältniszahlen bzw. relative Kennzahlen können weiter in Gliederungs-, Beziehungs- oder Indexzahlen eingeteilt werden.

¹⁷⁷ Vgl. Sturm 2000, S. 39.

¹⁷⁸ Greiling 2009, S. 90.

¹⁷⁹ Zu den wesentlichen Kritikpunkten an traditionellen Kennzahlensystemen zählen u. a. die zu starke Vergangenheitsorientierung, der zu hohe Aggregationsgrad, ein mangelnder Stakeholder-Bezug, die Vernachlässigung langfristiger Steuerungsziele und der fehlende Bezug zur strategischen Planung und eine sogenannte „Kennzahlenflut“. Vgl. Greiling 2009, S. 92.

¹⁸⁰ Vgl. Greiling 2009, S. 95.

¹⁸¹ Vgl. Greiling 2009, S. 97.

tige Sichtweise von Performance Measurement und ermöglicht die Identifikation von Verbesserungsmöglichkeiten im Sinne einer strategischen Ausrichtung.¹⁸² Hier lässt sich auch die Verknüpfung zu Systemen der Umweltleistungsbewertung herstellen, da bei der Beurteilung der Umweltleistung speziell nicht-monetäre Daten verwendet werden.

In der Literatur werden zwei Zugänge von *Umweltleistung*¹⁸³ unterschieden. Zum einen bezieht sich der Begriff auf die Reduktion der betrieblichen Umweltwirkungen im Sinne der operativen Umweltleistung, zum anderen geht es um das Führen eines Umweltmanagementsystems.¹⁸⁴ Eine Verbindung beider Aspekte wird durch die EN ISO 14031 geschaffen, indem Umweltleistung als „*die Ergebnisse, die aus dem Management der Umweltaspekte einer Organisation resultieren*“,¹⁸⁵ definiert wird. Danach soll die Umweltleistung durch sogenannte operative Leistungskennzahlen und Managementleistungskennzahlen abgebildet werden.¹⁸⁶

Die Messung der Umweltleistung kann grundsätzlich anhand von zwei Untersuchungsgegenständen erfolgen: Zum einen kann die Umweltleistung von Produktionsprozessen bzw. einzelnen Wertschöpfungsaktivitäten gemessen werden (Systemgrenze Unternehmen, Standort- bzw. Prozessbezug), zum anderen können Produkte zum Untersuchungsgegenstand der Umweltleistung gemacht werden (Systemgrenze Produkt, Lebenszyklusbezug).¹⁸⁷ Die Umweltleistungsmessung erfolgt mittels korrespondierender Kennzahlen – im angloamerikanischen Sprachgebrauch als Environmental Performance Measurement (EPM) bezeichnet. Hier ist zu beachten, dass es sich um eine enge Definition von Environmental Performance Measurement handelt.¹⁸⁸

Wie in der klassischen Leistungsbewertung werden also auch im Rahmen der Umweltleistungsbewertung vor allem Kennzahlensysteme als Analysetools herangezogen. In

¹⁸² Vgl. Greiling 2009, S. 101.

¹⁸³ Zum Begriffsverständnis der Umweltleistung sei kritisch angemerkt, dass die Generierung eines „ökologischen Mehrwerts“ oder einer „ökologischen Wertschöpfung“ grundlegend nicht möglich ist, da die Natur von sich heraus eine für den Menschen nicht vermehrbare Wertigkeit besitzt (vgl. Prammer 2010, S. 14). Seidel argumentiert daher, dass es „eine der betrieblichen Wertschöpfung vergleichbare betriebliche Umweltleistung grundsätzlich nicht gibt“ (Seidel 2005, S. 97). Dennoch findet der Begriff – wenn auch anders konnotiert – im einschlägigen Schrifttum eine große Verbreitung.

¹⁸⁴ Vgl. Sturm 2000, S. 107 ff; Prammer 2010, S. 14.

¹⁸⁵ Österreichisches Normungsinstitut 1999 (EN ISO 14031:1999), S. 5.

¹⁸⁶ In Folge wird in dieser Arbeit Umweltleistung wie in der ISO 14031 verstanden.

¹⁸⁷ Vgl. Sturm 2000 S. 117.

¹⁸⁸ Die weite Begriffsfassung von Environmental Performance Measurement geht über die Entwicklung von Umweltleistungskennzahlen hinaus und beinhaltet zudem auch die Überprüfung der Leistungsmaßstäbe und -ziele, die zur Bildung der Kennzahlen notwendig sind. Desweiteren ist ein zentrales Element des EPM in der weiten Definition der kontinuierliche Verbesserungsprozess der Umweltleistung. Die primäre Ausrichtung von EPM ist eine Innenorientierung – es geht also um das Aufdecken von Verbesserungspotentialen innerhalb des Unternehmens und um die Entscheidungsunterstützung für das Management. Vgl. Sturm 2000, S. 168.

Bezug auf die Dimension Ökoeffizienz werden vor allem sog. operative Umweltleistungskennzahlen („Environmental Performance Indicators“)¹⁸⁹ gebildet. Aus diesem Grund befasst sich der folgende Abschnitt mit Kennzahlen zur Messung der operativen Umweltleistung.

2.2.3 Operationalisierung von Ökoeffizienz

Die Messung der operativen Umweltleistung erfolgt mittels Umweltkennzahlen, die auf die ökologische Effizienz und Effektivität betrieblicher Prozesse abstellen.¹⁹⁰ Umweltkennzahlen dienen in Anlehnung an die Definition klassischer Kennzahlen der entscheidungsorientierten Aufbereitung von Informationen, wobei es hier primär um ökologische und ökologieorientierte Informationen geht. Im Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit spielen Umwelt- und Ökoeffizienz-Kennzahlen insofern eine Rolle, als eine wesentliche Auswertungsform im Rahmen der Materialflusskostenrechnung neben der Materialflusskostenmatrix und verschiedenen visuellen Darstellungen die Bildung von (In-)Effizienzkennzahlen ist.

2.2.3.1 Kategorien von Umweltleistungskennzahlen

Das *Umweltbundesamt Berlin* unterteilt Umweltkennzahlen in die drei Klassen Umweltleistungskennzahlen, Umweltmanagementkennzahlen und Umweltzustandskennzahlen.¹⁹¹ In der EN ISO 14031 zur Umweltleistungsbewertung werden Umweltkennzahlen etwas anders kategorisiert (siehe Abb. 2-3).¹⁹²

Die operativen (Umwelt-)Leistungskennzahlen bilden dabei den Kern des Kennzahlensystems, da diese die Umweltwirkungen des Unternehmens und deren Veränderungen darstellen und das Management bei der Planung, Steuerung und Kontrolle der Umweltwirkungen unterstützen sollen.¹⁹³

¹⁸⁹ Ausführlich zu Environmental Performance Indicators siehe Sturm 2000, S. 169 ff.

¹⁹⁰ Umweltkennzahlen können gemäß Umweltbundesamt Berlin (1997, S. 4) folgendermaßen definiert werden: „Umweltkennzahlen verdichten umfangreiche Umweltdaten auf eine überschaubare Anzahl aussagekräftiger Schlüsselinformationen. Sie gewährleisten den Entscheidern dadurch eine schnelle Einschätzung der wesentlichen Fortschritte sowie der Schwachstellen des betrieblichen Umweltschutzes.“

¹⁹¹ Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1997, S. 5 f.

¹⁹² Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 1999 (EN ISO 14031:1999), S. 8.

¹⁹³ Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1997, S. 5 sowie S. 20 ff.



Abb. 2-3: Kategorien von Kennzahlen für die Umweltleistungsbewertung nach EN ISO 14031:1999

Quelle: In Anlehnung an Österreichisches Normungsinstitut 1999 (EN ISO 14031:1999), S. 8

Wie bei klassischen finanzwirtschaftlichen Kennzahlen unterscheidet man bei Umweltkennzahlen zwischen absoluten und relativen sowie zwischen mengen- und wertbezogenen Kennziffern. Zudem erfolgt eine Unterscheidung hinsichtlich des Untersuchungsgegenstandes in Unternehmens-, Standort- und Prozesskennzahlen.¹⁹⁴ Während absolute Umweltleistungskennzahlen für die Darstellung der gesamten Umweltwirkungen erforderlich sind („Wie stark wird die Umwelt belastet?“), dienen relative Umweltleistungskennzahlen der Darstellung von umweltbezogenen Effizienzen und machen umweltbezogene Betriebsvergleiche möglich. Für eine umfassende und sinnvolle Verbesserung der Umweltleistung ist es jedoch notwendig, beide Kennzahlenarten zu berücksichtigen.¹⁹⁵

Kennzahlen zur Abbildung der Ökoeffizienz sind gemäß EN ISO 14031:1999 also den operativen Umweltleistungskennzahlen zuzuordnen.¹⁹⁶ Dennoch gibt es Kritik an der Fokussierung von Umweltkennzahlen auf den rein operativen Bereich. So argumentiert *Seidel*, dass die meisten unternehmensbezogenen Umweltkennzahlen über die operative Ebene hinausgehen und mit Sicherheit eine strategische Dimension aufweisen.¹⁹⁷ Speziell sogenannte „Spitzen-Kennzahlen“, so etwa die Materialintensität per

¹⁹⁴ Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1997, S. 8 f; Anm. d. Verf.: Verstärkt werden auch Produktkennzahlen gebildet, die sich auf den gesamten Produktlebenszyklus beziehen.

¹⁹⁵ Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1997, S. 8.

¹⁹⁶ Der Bezug zum „operativen Bereich“ eines Unternehmens wird dabei über Input und Output hergestellt. Operative Leistungskennzahlen beziehen sich auf input- oder outputbezogene Sachverhalte, wie etwa Materialeinsatz, Energieeinsatz, Produkt-Output und unerwünschter Output (z. B. Abfälle). Eine nähere Definition darüber, was unter „operativ“ verstanden wird, findet sich jedoch nicht in der Norm. Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 1999 (EN ISO 14031:1999), S. 14 f.

¹⁹⁷ Vgl. Seidel 1998, S. 19 f.

Dienstleistungseinheit (MIPS),¹⁹⁸ würden demnach eine strategieleitende Funktion aufweisen. Darüber hinaus könne sich ein hierarchisch aufgebautes Umweltkennzahlensystem als strategieleitend und -einschneidend erweisen und somit der strategischen Unternehmensführung als auch dem betrieblichen Innovationsmanagement dienen.¹⁹⁹

2.2.3.2 Charakterisierung von Ökoeffizienz-Kennzahlen

Abgesehen von der Diskussion um den operativen und strategischen Charakter von Umweltleistungskennzahlen, besteht großteils Einigkeit darüber, dass Kennzahlen zur Darstellung der Ökoeffizienz stets als relative Kennziffern dargestellt werden. In Anlehnung an die Definition von Ökoeffizienz nach Günther²⁰⁰ erfolgt die Darstellung von Ökoeffizienz durch das Verhältnis von Umweltwirkung je erwünschtem Output (wirtschaftliche Leistung). Tab. 2-1 gibt einen Überblick über die vielfältigen Möglichkeiten der Darstellung von Ökoeffizienz.

Dimensionen	Subdimensionen
Ökologische Dimension: Umweltwirkungen	1. Umwelteinwirkungen 2. Umweltauswirkungen 3. Ein-Index-Ebene 4. Umweltwirkungskosten ²⁰¹
Ökonomische Dimension: Wirtschaftliche Leistung bzw. wirtschaftlicher Einsatz	a) mengenmäßige/r Leistung/Einsatz b) wertmäßig-monetäre/r Leistung/Einsatz
Untersuchungsraum	I. betriebliche Prozesse II. Betrieb, Standort III. Produktlebenszyklus

Tab. 2-1: Mehrdimensionale Charakterisierung von Ökoeffizienz
Quelle: In Anlehnung an Prammer 2010 (Vorlesungsunterlagen)

Die ökologische Dimension im Zähler von Ökoeffizienz-Kennzahlen wird vor allem mittels Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen auf stofflicher Ebene abgebildet.²⁰² Zur Erfassung von Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen eignen sich Umweltbilanzen, wobei insbesondere Stoff- und Energiebilanzen als Mengengerüste

¹⁹⁸ Das Konzept „Material Input per Serviceunit“ (MIPS) wurde von Schmidt-Bleek Mitte der 1990er Jahre entwickelt und untersucht nicht die negativen Umweltwirkungen einzelner Schadstoffe, sondern die durch eine wirtschaftliche Tätigkeit ausgelösten Materialbewegungen und fungiert daher als Indikator für die Effizienz des Einsatzes natürlicher Ressourcen. Vgl. Schmidt-Bleek 1994 und 1998.

¹⁹⁹ Vgl. Seidel 1998, S. 20 f und S. 25.

²⁰⁰ Siehe Kapitel 2.2.1.

²⁰¹ Je nach Internalisierungsgrad der externen Effekte bilden die Umweltwirkungskosten mehr oder weniger gezielt die tatsächlichen Umweltwirkungen eines Prozesses, Unternehmens oder Produktes ab.

²⁰² Zum Unterschied betrieblicher Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen siehe Kapitel 2.3.2.1.

für Umwelteinwirkungen eine wichtige Rolle einnehmen.²⁰³ Darüber hinaus können Umweltwirkungen auf einen einzigen Index (z. B. Eco-Indicator 99, Kumulierter Energieaufwand o. ä.) zusammengefasst werden oder eine monetäre Bewertung der Umweltwirkungen vorgenommen werden (z. B. Umweltwirkungskosten, Schadenskosten).²⁰⁴ Die ökonomische Dimension im Nenner von Ökoeffizienz-Kennzahlen wird in Mengen oder in Geldeinheiten entweder durch die wirtschaftliche Leistung (z. B. abgesetzte Produkte in Kilogramm, Deckungsbeitrag) oder durch den wirtschaftlichen Einsatz (z. B. Mitarbeiteranzahl, Materialkosten) ausgedrückt. Ökoeffizienz-Kennzahlen können darüber hinaus für verschiedene Untersuchungsräume gebildet werden, etwa nur für einzelne Prozesse, den gesamten Betrieb oder auch für den Produktlebenszyklus.

Beispiele für Ökoeffizienz-Kennzahlen sind demnach: CO₂-Ausstoß pro kg Produkt-Output (1.a.III), Materialverlustkostenanteil am Deckungsbeitrag (4.b.III), Wasserverbrauch pro Mitarbeiter (1.a.II).

2.2.4 Kritische Würdigung der Effizienzstrategie und deren Beitrag zu einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung

Die Verbesserung der Ökoeffizienz ist eine beliebte Strategie, um nachhaltiger zu wirtschaften und gleichzeitig Kosten einzusparen. Trotz ihrer bereits langen Tradition gewinnt die Effizienzstrategie noch immer an Bedeutung. So ist eine der wesentlichsten Veränderungen im Rahmen des Europäischen Öko-Audit-Systems (EMAS III) die für Teilnehmer verpflichtende Darlegung sog. Kernindikatoren, wie etwa Energieeffizienz und Materialeffizienz.²⁰⁵ Des Weiteren gibt es inzwischen zahlreiche Initiativen und Netzwerke, die sich dem Thema Ökoeffizienz widmen.²⁰⁶ Der Grund, warum der Effizienzstrategie unter den drei Basisstrategien der Nachhaltigkeit (auch seitens der Politik) die größte Aufmerksamkeit gewidmet wird, liegt an der vergleichsweise schnellen, einfachen und kostengünstigen Umsetzbarkeit.

Die Umsetzung der Kompatibilitätsstrategie setzt radikale Veränderungen in der Produktentwicklung, der Forschungs- und Entwicklungslandschaft sowie eine grund-

²⁰³ Näheres zu Umweltbilanzen und den unterschiedlichen Arten von Stoff- und Energiebilanzen siehe Kapitel 2.3.2.1.

²⁰⁴ Die Angabe der ökologischen Dimension in Umweltwirkungskosten nimmt dabei eine Zwischenposition zwischen der ökologischen und der ökonomischen Dimension ein.

²⁰⁵ Vgl. EMAS III 2009, Anhang IV C, S. 36.

²⁰⁶ Beispiele sind die „Deutsche Materialeffizienzagentur“ (DEMEA), das „Netzwerk Ressourceneffizienz“ und das „Netzwerk Materialeffizienz in der Nahrungsmittelbranche“ (FOOD-ProMat). In Oberösterreich wurde unlängst das „Netzwerk Ressourcen- und Energieeffizienz“ gegründet. Zur Unterstützung dieser Initiativen wurde auf politischer Ebene am 26.01.2011 im Rahmen der Strategie Europa 2020 eine EU-Initiative für ein ressourcenschonendes Europa ausgegeben. Vgl. Europäische Kommission 2011b.

legende Umstrukturierung der (inter)nationalen, regionalen und lokalen Verwertungs- und Entsorgungssysteme voraus und ist daher mit hohen Kosten verbunden. Die Realisierung der Suffizienzstrategie bedeutet für Betriebe wiederum die Notwendigkeit eines radikalen Umdenkens bis hin zum Verlassen des bisherigen Geschäftsfelds.²⁰⁷ Daneben stellt sich die Effizienzstrategie oftmals als die attraktivste Variante dar. In den folgenden Ausführungen sollen jedoch einige Problembereiche der Effizienzstrategie aufgezeigt werden.

Relative Verbesserungen versus absolute Verschlechterung

Die wesentlichen Kritikpunkte im Hinblick auf die Ökoeffizienz beziehen sich häufig auf die Art der Darstellung bzw. Berechnung. So besteht etwa die Gefahr, dass durch Ökoeffizienz-Kennzahlen relative Verbesserungen ausgewiesen werden, während es insgesamt zu einer absoluten ökologischen Verschlechterung gekommen ist. Technischer Fortschritt, welcher auf Effizienzsteigerungen in der Ressourcennutzung abzielt, kann gleichzeitig zu einem höheren Ressourcenverbrauch führen.²⁰⁸ Eine solche Entwicklung wird als „*Rebound-Effekt*“ bezeichnet. Der Rebound-Effekt ist ein spezieller Mengen-Effekt, der davon ausgeht, dass Effizienzverbesserungen bei Produkten und Prozessen zu zusätzlichem Verbrauch anregt, wodurch die Durchsatzmengen wieder erhöht werden. Letztlich führen relative Verbesserungen zu absoluten Verschlechterungen durch einen erhöhten Produktionsausstoß. So hat sich etwa der spezifische Treibstoffverbrauch bei Automobilen zwar verbessert, gleichzeitig wurden jedoch größere Automobile gebaut oder es werden weitere Strecken gefahren. Der Effizienzvorsprung einer Technologie wird somit durch insuffizientes Verhalten wieder zunichte gemacht oder sogar überkompensiert.

Ökoeffizienz allein muss also nicht zwangsläufig zu einer Reduzierung des ökologischen Ressourcenverbrauchs führen. Gerade durch eine einseitige Fokussierung der Ökoeffizienz kann es mitunter zu umweltbezogenen negativen Entwicklungen kommen.²⁰⁹

Quantität versus Qualität: Reduktion des Stoffdurchsatzes bei Verschlechterung der ökologischen Qualität

Der Effizienzansatz ist aus ökologischer Sicht zu undifferenziert: Die Stoffnutzung wird hinsichtlich ihres Potentials zur ökologischen Schädigung oder Belastung zu

²⁰⁷ So erweist es sich oftmals im Sinne einer Ökologisierung als sinnvoll, nicht mehr Produkte, sondern nur mehr die Funktion bzw. den Nutzen zu verkaufen.

²⁰⁸ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 83 f.

²⁰⁹ Insgesamt ist zu konstatieren, dass die Effekte einer gesteigerten Ökoeffizienz auf den gesamtwirtschaftlichen Nutzen großteils noch zu wenig erforscht sind und nach einer differenzierten Betrachtung verlangen. Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 84.

wenig differenziert, es wird nur pauschal die Dematerialisierung angestrebt. Nicht alle großen Mengen müssen unbedingt ein gravierendes Umweltproblem darstellen, im Gegenzug dazu können geringe Mengen eines toxischen Stoffes zu bedenklichen ökologischen Folgen führen. So geht es heute nicht mehr in erster Linie darum, Kohlekraftwerke oder Benzinmotoren effizienter zu gestalten, sondern diese Techniken durch umweltgerechtere innovative Technologien und Systemlösungen zu ersetzen.²¹⁰ Eine einseitige Effizienzstrategie bei Technologien in einem ausgereifteren Entwicklungsstadium muss daher kritisch betrachtet werden, wenn dadurch die nötigen Mittel für Innovationen blockiert werden.²¹¹

Darüber hinaus kann es durch übertriebene Effizienzmaßnahmen dazu kommen, dass es nur mehr um ein Mengenwachstum geht, mit dem deutliche Qualitätsverluste verbunden sind.²¹² Ein bekanntes Beispiel hierzu ist die überintensive Nutzung der Landwirtschaft.

Effizienz versus Innovation: Verbesserung überalteter Technologien als Innovationshemmer

Die Effizienzstrategie dient der Stabilisierung eines fortgesetzten Systemwachstums: Effizienzsteigerungen sind immanent mit den Lerneffekten eines bestimmten technologischen Systemlebenszyklus verbunden. Während sich Effizienzverbesserungen am Beginn eines Technologie- bzw. Produktlebenszyklus (marktlich gesehen) relativ einfach und zu geringen Kosten durchsetzen lassen, sind Effizienzsteigerungen, je ausgereifter eine Technologie ist, schwieriger und vor allem teurer umzusetzen, da damit ein abnehmender Grenznutzen verbunden ist.

Effizienzsteigerungen wirken also eher strukturerhaltend und -konservativ statt strukturentwickelnd und innovativ. Speziell in späteren Phasen von Technologielebenszyklen, in denen die Technologien schon sehr ausgereift sind und Effizienzverbesserungen nur mehr mit hohen Grenzkosten realisierbar sind, liegt die wesentliche Herausforderung darin, durch Innovationen den weiteren Sprung zu einer umweltfreundlichen Technologie oder einem Produkt zu schaffen.²¹³

Standortbezug versus Lebenswegbezug

Ökoeffizienz wird auf der Mikroebene meist nur für einzelne Prozesse oder Standorte berechnet und gemessen. Da aber die wesentlichen Ressourcen- und Energieverbräue

²¹⁰ Vgl. Huber 2011, S. 168 ff.

²¹¹ Siehe nachfolgender Kritikpunkt.

²¹² Die Verbesserung der Effizienz darf auf Dauer nicht zu einer bloßen Verbesserung der Quantität auf Kosten der Qualität führen. Hierzu ausführlich Huber 2011, S. 168 ff.

²¹³ Vgl. Huber 2011, S. 170.

che oftmals in den vor- oder nachgelagerten Stufen erfolgen, sollte eine umfassende Bewertung der Ökoeffizienz nicht nur standortbezogen, sondern lebenswegbezogen erfolgen.²¹⁴

Schon seit Jahrzehnten werden Bewertungsverfahren zur Abbildung von Umweltwirkungen über den gesamten Produktlebensweg eingesetzt. So befassen sich etwa die Ökobilanzierung²¹⁵ oder auch das Ökodesign (engl.: „Design for Environment“) mit der umweltbezogenen Gestaltung von Produkten.²¹⁶

Für eine umfassende ökologisch-ökonomische Bewertung müssen Instrumente auf den Produktlebensweg ausgeweitet werden. Hier bieten sich Umweltcontrolling-Instrumente an, die über den Standortbezug hinausgehen, wie etwa eine lebenszyklusorientierte Materialflusskostenrechnung.

Substituierbarkeit zwischen ökonomischem und ökologischem Kapital

Die Kennzahl Ökoeffizienz verleitet mitunter dazu, steigende negative Umweltwirkungen in Kauf zu nehmen, solange der ökonomische Nutzen ebenfalls steigt. Diese neoklassische Sichtweise, in der natürliches Kapital durch menschlich geschaffenes Kapital substituiert werden kann (schwache Nachhaltigkeit), entspricht jedoch nicht der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit, welche die Erhaltung eines physischen Mindestbestandes natürlicher Ressourcen voraussetzt.²¹⁷

Fazit: Bedeutung der Effizienzstrategie im Vergleich zur Kompatibilitäts- und Suffizienzstrategie

Eine wesentliche Frage auf strategischer Ebene ist, welchen Beitrag die alleinige Verfolgung der Effizienzstrategie für eine nachhaltige Gesellschaft leisten kann. So herrscht in der Literatur die einhellige Meinung, dass die operativ-basierte Strategie der Ökoeffizienz nur in Kombination mit strategischer Ökoeffektivität Sinn macht. Es sei nicht zielführend, Prozesse effizienter zu gestalten, Produkte zu dematerialisieren, um Ressourcen und Energie einzusparen, während in der Konsumgesellschaft nach wie vor eine Wegwerfmentalität herrscht, die diese Effizienzvorteile durch Insuffizienz wieder zunichtemacht oder überkompensiert. Die Suffizienzstrategie wird daher

²¹⁴ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 81 ff.

²¹⁵ Eine erste, der Ökobilanz sehr ähnliche, ökologieorientierte Analyse eines Produktlebenswegs wurde 1969 am Midwest Research Institute im Auftrag von Coca Cola durchgeführt (vgl. Siegenthaler 2006, S. 60 f). In Europa waren die Vorreiter der Ökobilanzierung vor allem Braunschweig und Müller-Wenk. Vgl. Müller-Wenk 1978.

²¹⁶ Vgl. von Hauff/Kleine 2009, S. 82 f.

²¹⁷ Im Sinne der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit existiert zwar eine kurz- und mittelfristige Substituierbarkeit zwischen natürlichem und menschlich produziertem Kapital, jedoch müssen ökologische Funktionen berücksichtigt werden, wo eine (langfristige) Substituierbarkeit nicht möglich ist. Vgl. Prammer 2009, S. 52 ff.

als eine notwendige Begleitstrategie zur Ökoeffizienz gesehen, um mögliche negative Effekte zu verringern.²¹⁸ Dies erfordert jedoch Zeit, da eine Abkehr von aktuellen Denk-, Konsum- und Wirtschaftsmustern nicht von heute auf morgen funktionieren kann. Genauso wenig ist es sinnvoll, in einem Produkt große Mengen an ökologisch nicht bedenklichen Materialien durch kleine Mengen an ökologisch bedenklichen Materialien zu ersetzen. Die Materialeffizienz für das betreffende Produkt würde sich hier zwar verbessern, im Sinne der Kompatibilitätsstrategie wäre dies jedoch ein gänzlich falscher Schritt. Ökoeffizienz undifferenziert und nur im Sinne eines einfachen Operator-Terms (Verhältnis von Schadschöpfung zur Wertschöpfung) zu betrachten, kann also sogar die Kompatibilitätstrategie verletzen. Ökoeffizienz kann daher nur EINE Strategie auf dem Weg zur Nachhaltigkeit sein. Um effektiv nachhaltig wirtschaften zu können, bedarf es jedoch auch der Umsetzung der Kompatibilitäts- und Suffizienzstrategie. So fordert *Huber* im Sinne eines langfristigen Strukturwandels, der Kompatibilitätsstrategie den Vorrang einzuräumen und die Reihenfolge „Kompatibilität vor Effizienz vor Suffizienz“ zu verfolgen, um der Nachhaltigkeit gerecht zu werden.²¹⁹

In diesem Sinne wird im nachfolgenden Kapitel die Strategieoption der ökologischen Kompatibilität, kurz auch „Ökocompatibilität“ genannt, näher beschrieben. Nachdem grundlegende Regeln zum Umgang mit unterschiedlichen Stoffqualitäten erläutert werden, wird ausführlicher auf die Bewertung von betrieblichen Umweltwirkungen eingegangen.

2.3 Ökocompatibilität: Zum Management von Stoffmengen und -qualitäten

Wie bereits in Abschnitt 2.1.5.3 skizziert, zielt die Strategie der Ökocompatibilität darauf ab, Stoff- und Energieflüsse möglichst ökologisch kompatibel zu gestalten. Es geht nicht primär darum, den Stoffeinsatz zu minimieren bzw. zu optimieren, wie es bei der Effizienzstrategie der Fall ist, sondern es geht um eine Ökologisierung der Stoffqualitäten. In anderen Worten: Ziel ist nicht eine Reduktion der Stoffnutzung, sondern Wege der Stoffnutzung zu entwickeln, welche eine ökologisch unbedenkliche Nutzung der Stoffe in großen Volumina erlauben.²²⁰ Dies scheint vor allem vor dem Hintergrund einer wachsenden Weltbevölkerung und der steigenden Verbrauchsniveaus pro Kopf als dringend erforderlich.

²¹⁸ Vgl. Sachs 2002, S. 54.

²¹⁹ Vgl. Huber 2001, S. 326.

²²⁰ Vgl. Huber 2000, S. 112.

Mittels der Effizienzstrategie kann zwar der Verknappung der natürlichen Ressourcen eine gewisse Zeitspanne entgegengewirkt werden. Kurzfristig verspricht die Erhöhung der Ressourcenproduktivität daher gute Erfolge im Hinblick auf die Entlastung der angespannten Ressourcensituation. Ein isolierter Einsatz der Effizienzstrategie²²¹ kann das Problem eines nicht-nachhaltigen Umgangs mit der natürlichen Umwelt jedoch lediglich hinauszögern – das Kernproblem einer nicht-nachhaltigen Beanspruchung von ökologischen Systemen vermag sie jedoch nicht zu lösen.²²² Die Kompatibilitätsstrategie füllt hier die noch bestehende Lücke auf dem Weg zu einer ökologisch vertäglichen Wirtschaftsweise. Während es für die Verfolgung der Effizienzstrategie oftmals ausreichend ist, bestehende Technologien zu optimieren, erfordert die Umsetzung der Kompatibilitätsstrategie tiefschürfende Veränderungen in Bezug auf Technologie und Gesellschaft.²²³ Im Zusammenhang mit der ökologischen Kompatibilität erlangen daher Innovationen einen besonderen Stellenwert.²²⁴

2.3.1 Regeln der Ökokompatibilität zum Umgang mit unterschiedlichen Stoffqualitäten

Charakteristisch für die Strategie der Ökokompatibilität ist, dass nicht nur Mengengerüste Kern der Betrachtung und Optimierungsversuche sind, sondern, dass darüber hinaus auch die Stoffqualitäten eine zentrale Rolle einnehmen. Damit antwortet die Kompatibilitätsstrategie auf zwei wesentliche Probleme einer nicht nachhaltigen Lebens- und Wirtschaftsweise: dem quantitativen und qualitativen Anpassungsproblem.²²⁵ Beide Anpassungsprobleme sind Resultate des menschlichen Handelns, welche die natürliche Umwelt aus dem Gleichgewicht zu bringen vermag.²²⁶

Ein *quantitatives Anpassungsproblem* entsteht dann, wenn (zu) große Stoffmengen umgewälzt und verlagert werden und die natürliche Umwelt hieraus Störungen, Belastungen oder Schäden erfährt.²²⁷ Im Wesentlichen handelt es sich hierbei um Stoffe aus der natürlichen Umwelt, sog. „naturbekannte Stoffe“ (siehe 1. Zeile in Tab. 2-2), welche jedoch in bestimmten Mengen auf begrenztem Raum bzw. innerhalb eines zu kurzen Zeitrahmens oder über einen zu langen Zeitraum hinweg diese Probleme hervorrufen.²²⁸

²²¹ Dies gilt im Übrigen auch für die beiden anderen Strategien, sofern diese isoliert verfolgt werden.

²²² Vgl. Dyckhoff 2000, S. 85.

²²³ Vgl. Prammer 2009, S. 61.

²²⁴ Vgl. Huber 2011, S. 168 ff sowie Prammer 2009, S. 4.

²²⁵ Prammer spricht in Analogie zur Kompatibilitätsstrategie hierbei von „quantitativen und qualitativen Inkompatibilitäten“. Prammer 2009, S. 62.

²²⁶ Vgl. Liesegang/Sterr 2003, S. 25 f.

²²⁷ Vgl. Liesegang/Sterr 2003, S. 26.

²²⁸ Vgl. Prammer 2009, S. 62.

Stoffqualität	Definition	Regeln zum Umgang mit den verschiedenen Stoffqualitäten
naturbekannte Stoffe	Stoffe, welche entweder direkt der natürlichen Umwelt entstammen oder naturnahe Stoffe, deren Ursprung zwar natürlich ist, und die durch menschliche Transformationsprozesse in einen neuen Stoff umgewandelt wurden, wobei dessen Elemente der Biosphäre bekannt sind und durch natürliche Abbauprozesse wieder in die Natur integriert werden können. ²²⁹	Die Ausbringung von naturbekannten Stoffen in die natürliche Umwelt ist zulässig, sofern die Kapazitäts- bzw. Assimilitätsgrenzen der natürlichen Umwelt nicht überschritten werden. Zu berücksichtigen sind hier neben der Menge vor allem die räumliche und zeitliche Dimension.
naturferne Stoffe	Stoffe, welche zwar (Randbereichen) der natürlichen Umwelt entstammen, jedoch erst durch menschliche Eingriffe mobilisiert und dadurch in andere, dem Ursprung „ferne“ Sphären gelangen, wo sie nicht problemlos wieder in die natürlichen Kreisläufe integriert werden können. ²³⁰ Beispiele hierfür sind etwa Elemente aus der Lithosphäre, welche dort normalerweise chemisch-physikalisch gebunden sind (Blei, Cadmium, Quecksilber, etc.). ²³¹	Die Ausbringung von naturfernen und naturfremden Stoffen in die natürliche Umwelt ist grundsätzlich zu vermeiden. Hierzu werden zwei Lösungsansätze angeboten: a) Vollständige Schließung der technosphärischen Stoffkreisläufe ²³² b) Umwandlung der naturfernen und naturfremden Stoffe (sofern möglich) in naturbekannte Stoffe mittels geeigneter technosphärischer Abbau-, Beseitigungs- oder Entsorgungsprozesse ²³³
naturfremde Stoffe	Stoffe, welche der natürlichen Umwelt oder künstlichen Herstellungsprozessen entstammen und durch menschliche Transformationsprozesse in neue, der natürlichen Umwelt unbekannte Stoffe umgewandelt werden, welche nicht durch natürliche Stoffwechselprozesse wieder in die Natur integriert werden können. Beispiele hierfür sind etwa polychlorierte Biphenyle, Pharmazeutika wie Antibiotika, bestimmte hormonell wirksame Chemikalien oder bestimmte synthetische Duftstoffe. ²³⁴	

Tab. 2-2: Definition unterschiedlicher Stoffqualitäten und Regeln zum Umgang mit diesen Stoffqualitäten im Rahmen der Kompatibilitätsstrategie

Quelle: Eigene Darstellung

²²⁹ Vgl. Prammer 2009, S. 62.

²³⁰ Vgl. Prammer 2009, S. 63.

²³¹ Vgl. Hulpke/Koch/Wagner 1993, S. 639 f.

²³² Dieser Lösungsansatz ist als Übergangslösung zu sehen, da es im engeren Sinn nicht ökologisch nachhaltig ist, etwa toxische Substanzen in abgeschlossenen Kreisläufen zu führen. Oberstes Ziel sollte dennoch sein, solche Substanzen gar nicht erst verwenden zu müssen. Siehe hierzu auch Huber 2000, S. 113.

²³³ Huber spricht in diesem Zusammenhang von einer „Grundstoffindustrie rückwärts“. Ähnlich dem mehrstufigen Produktionsprozess von Substanzen, müssen nach dem Gebrauch diese Stoffe durch mehrstufige Rückwandelungsverfahren wieder in naturbekannte, toxisch unbedenkliche Verbindungen umgewandelt werden, welche schadlos auch in größeren Mengen an die natürliche Umwelt abgegeben werden können. Die heute verbreiteten Entsorgungstechnologien, wie etwa mechanische oder thermische Verwertung, werden zunehmend Technologien einer rückverwandelnden Chemo- oder Biotechnik Platz machen müssen. Vgl. Huber 2000, S. 112.

²³⁴ Vgl. Prammer 2009, S. 63.

Weitaus kritischer ist das *qualitative Anpassungsproblem* zu beurteilen, welches dadurch entsteht, dass innerhalb eines kurzen Zeitraums, beginnend mit Anfang des 20. Jahrhunderts, eine Vielzahl an neuartigen Substanzen vom Menschen geschaffen und in die Umwelt entlassen wurden und werden. Für jene „naturfernen“ oder „naturfremden“ Stoffe (siehe 2. und 3. Zeile in Tab. 2-2) gibt es in der natürlichen Umwelt kaum oder keine natürlichen Abbaumechanismen, was in Folge ebenfalls zu Belastungen und Schädigungen der natürlichen Umwelt führt.²³⁵

In Abhängigkeit von den zuvor erwähnten unterschiedlichen Stoffqualitäten, welche im Hinblick auf ihren Ursprung und ihre natürliche Abbaufähigkeit definiert werden, lassen sich im Rahmen der Kompatibilitätsstrategie unterschiedliche Regeln aufstellen (siehe Tab. 2-2).

Neben der Kenntnis, um welche Stoffqualitäten es sich bei den untersuchten Stoffströmen handelt und wie groß die bewegten (entnommenen und ausgebrachten) Stoffmengen sind, müssen noch weitere Parameter bekannt sein, um ein ökologisch kompatibles Stoffstrommanagement auf betrieblicher und überbetrieblicher Ebene entwickeln zu können. Dazu zählen:

- a) Kenntnis über die Wirkungen der einzelnen Stoffe auf die natürliche Umwelt (Umweltauswirkungen) und
- b) Kenntnis über die Kapazitäts- bzw. Assimilationsgrenzen der natürlichen Umwelt

Im nachfolgenden Kapitel wird daher näher auf die mit einzelnen Stoffflüssen verbundenen Umweltwirkungen eingegangen. Neben der Definition und Abgrenzung von Umweltwirkungen erfolgt eine Beschreibung der Möglichkeiten zur mengenmäßigen Erfassung betrieblicher Umweltwirkungen. Darauf aufbauend werden grundlegend Zweck und Grenzen der Bewertung von betrieblichen Umweltwirkungen diskutiert und monetäre sowie naturwissenschaftlich basierte Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen vorgestellt. Die kritische Würdigung des Beitrags der Kompatibilitätsstrategie zur ökologischen Nachhaltigkeit schließt das Kapitel ab.

²³⁵ Vgl. Liesegang/Sterr 2003, S. 26.

2.3.2 Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen

Um erfassen zu können, welche Umweltwirkungen von betrieblichen Tätigkeiten und den damit verbundenen Stoffflüssen ausgehen, muss in einem ersten Schritt die betreffende Menge des jeweiligen Stoffes erhoben werden. Dieser Schritt – die Erfassung der betrieblichen Umweltwirkungen – ist ebenso notwendig für die Darstellung und Berechnung der Ökoeffizienz (siehe Kapitel 2.2.3). In Analogie zum betrieblichen Rechnungswesen und der damit verbundenen Bestimmung von Kosten und Erlösen, sind in einem zweiten Schritt die erhobenen Stoffmengen mit Umweltwirkungen in Verbindung zu bringen und zu bewerten.²³⁶ Erst durch die Bewertung der jeweiligen Umweltwirkungen – sei es nun in monetärer Form oder auf Basis naturwissenschaftlicher Erkenntnisse – können Einschätzungen hinsichtlich der Umweltbeanspruchung bis hin zum Schädigungspotential für die natürliche Umwelt vorgenommen und Maßnahmen zur Reduktion dieser gesetzt werden.

2.3.2.1 Definition und mengenmäßige Abbildung von betrieblichen Umweltwirkungen

Betriebliche Umweltwirkungen sind ein Sammelbegriff für die Beeinflussung der natürlichen Umwelt durch betriebliche Tätigkeiten.²³⁷ Um betriebliche Umweltwirkungen abzubilden und zu bewerten, müssen im Vorfeld sämtliche wesentliche Input- und Outputkomponenten erfasst werden, welche entweder auf direktem oder auch indirektem Weg von der natürlichen Umwelt ins Unternehmen gelangen bzw. vom Unternehmen in die natürliche Umwelt entlassen werden. Diese Stoff- und Energieflüsse bilden das Mengengerüst für die Bewertung der potentiellen Umweltwirkungen.²³⁸

Zur Definition von betrieblichen Umweltwirkungen

Ein Großteil der zu berücksichtigenden Stoff- und Energieflüsse wird üblicherweise bereits durch das Rechnungswesen im Unternehmen erfasst, da die Nutzung der meisten benötigten Ressourcen mit pagatorischen Kosten verbunden ist – zumindest inputseitig. In diesem Zusammenhang spricht man auch von *internalisierten Umweltwirkungen*. Sind bestimmte Stoff- und Energieflüsse nicht mit pagatorischen Kosten belegt (z. B. der Ausstoß von gewissen Emissionen), so handelt es sich um *externalisierte Umweltwirkungen*.²³⁹

²³⁶ Vgl. Prammer 2009, S. 112.

²³⁷ Vgl. Prammer 2009, S. 70.

²³⁸ Vgl. Prammer 2009, S. 113.

²³⁹ Vgl. Prammer 2009, S. 113.

Zwei der Differenzierungsmerkmale von verschiedenen Umweltwirkungen wurden bereits erwähnt: direkte – also *direkt* vom Unternehmensstandort ausgehende – und *indirekte* Umweltwirkungen, welche in den Vor- und Nachstufen der Wertschöpfungskette des betrachteten Unternehmens entstehen und zum Teil nicht durch das Unternehmen selbst beeinflusst werden können. Zudem werden, wie oben bereits beschrieben, Umweltwirkungen anhand des Verursacherprinzips in internalisierte oder externalisierte Umweltwirkungen eingeteilt.

Betriebliche Umweltwirkungen werden in die beiden Hauptkategorien *betriebliche Umwelteinwirkungen* und *betriebliche Umweltauswirkungen* unterteilt (siehe Abb. 2-4). Während Umwelteinwirkungen jeden Eingriff in die natürliche Umwelt beschreiben,²⁴⁰ werden Umweltauswirkungen folgendermaßen definiert: „jede positive oder negative Veränderung der Umwelt, die ganz oder teilweise auf Tätigkeiten, Produkte oder Dienstleistungen einer Organisation zurückzuführen ist.“²⁴¹ Es geht hier also um die spezifischen Veränderungen und Reaktionen der natürlichen Umwelt auf die zuvor ausgeübten Umwelteinwirkungen.²⁴²

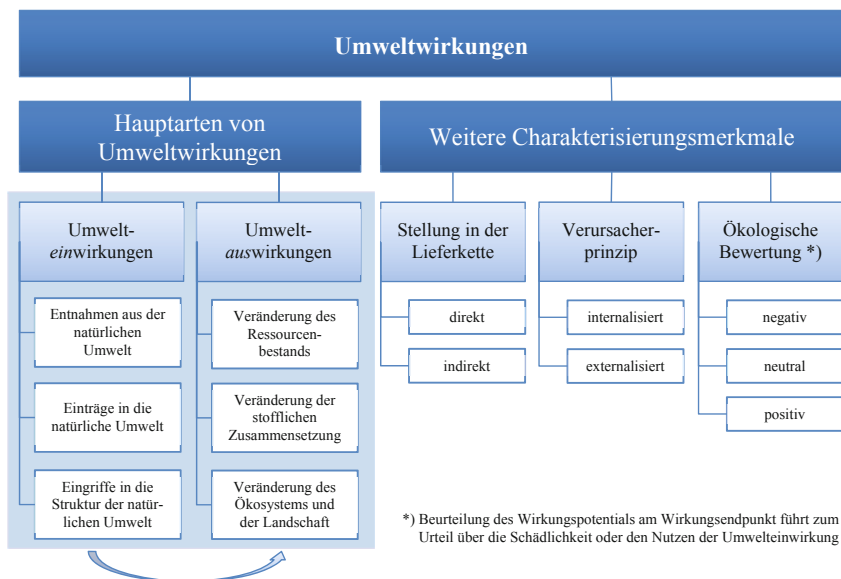


Abb. 2-4: Ausprägungen von betrieblichen Umweltwirkungen

Quelle: Erweitert nach Prammer 2009, S. 73 ff

²⁴⁰ Vgl. Prammer 2009, S. 70.

²⁴¹ EMAS III 2009, Artikel 2, Punkt 8, S. 4.

²⁴² Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1999b, S. 1.

Mit der betrieblichen Inanspruchnahme der Leistungspotentiale der natürlichen Umwelt sind verschiedene Arten von *Umwelteinwirkungen* verbunden.²⁴³

- Entnahme von Rohstoffen und Energie aus der natürlichen Umwelt: Hier kann weiters unterschieden werden, ob die entnommenen Rohstoffe und Energieträger regenerativen oder nicht regenerativen Ursprungs sind.
- Einträge von Stoffen und Energie in die natürliche Umwelt: Einträge in die natürliche Umwelt können unerwünscht (z. B. Emissionen im Rahmen der betrieblichen Tätigkeit) oder erwünscht sein (z. B. Ausbringung von Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln). Emissionen können allgemein definiert werden als „*stoffliche (in festem, flüssigem oder gasförmigem Aggregatzustand) und energetische Outputobjekte (Abwärme, Schall, elektromagnetische und radioaktive Strahlung) von Transformationsprozessen [...], die aus technologischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht rückgehalten werden (können) und daher in die Ökosphäre gelangen.*“²⁴⁴
- Eingriff in die Struktur der natürlichen Umwelt: Hierbei handelt es sich um bauliche Maßnahmen und die damit einhergehende Beanspruchung von Flächen.

Die zweite Hauptkategorie der Umweltwirkungen – die *Umweltauswirkungen*²⁴⁵ – steht in (un)mittelbarem Zusammenhang mit den Umwelteinwirkungen. Analog zu den drei aufgezeigten Arten von Umwelteinwirkungen lassen sich folgende Kategorien von Umweltauswirkungen unterscheiden:²⁴⁶

- Veränderung des natürlichen Ressourcenbestandes
- Veränderung der stofflichen Zusammensetzung der natürlichen Umwelt
- Veränderung von Ökosystemen und Landschaftsbildern

Umweltauswirkungen können sich zudem neben ihrer Art (siehe oben) sehr stark hinsichtlich ihres Ausmaßes und ihrer Eigenschaften unterscheiden. Eine direkte Zuordnung einzelner Umweltauswirkungen zu spezifischen betrieblichen Umwelteinwirkungen ist in der Praxis daher nicht immer möglich. Das *Umweltbundesamt Berlin* beschreibt unterschiedliche Ausprägungen, wie Umweltauswirkungen auftreten kön-

²⁴³ Vgl. Prammer 2009, S. 74 ff.

²⁴⁴ Malinsky/Prammer 2005, S. 341.

²⁴⁵ In der Literatur wird oftmals nicht zwischen Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen unterschieden. Umweltwirkungen und Umweltauswirkungen werden häufig synonym verwendet. Umgekehrt wird für den in der vorliegenden Arbeit verwendeten Begriff der Umwelteinwirkungen häufig der Begriff der Umweltaspekte verwendet. So wird in der EN ISO 14001:2009 Umweltaspekt definiert als „Bestandteil der Tätigkeiten oder Produkte oder Dienstleistungen, der auf die Umwelt einwirken kann“. Österreichisches Normungsinstitut 2009 (EN ISO 14001:2004 + Cor.1:2009), S. 8.

²⁴⁶ Vgl. Prammer 2009, S. 77 f.

nen, z. B. lokal, regional oder global, kurz-, mittel- oder langfristig, synergetisch oder antagonistisch, sofort oder zeitversetzt, reversibel oder irreversibel,²⁴⁷ ständig oder nur vorübergehend, kumulativ oder schwellenwertbezogen.²⁴⁸

Zu den weiteren möglichen Charakterisierungsmerkmalen von Umweltwirkungen zählt neben den bereits erwähnten direkten bzw. indirekten und internalisierten bzw. externalisierten Umweltwirkungen noch die Richtung der Umweltwirkung in Hinsicht auf eine ökologische Bewertung (siehe ebenfalls Abb. 2-4). Die am häufigsten auftretenden betrieblichen Umweltwirkungen sind jene, die als ökologisch negativ bewertet werden. Es gibt jedoch auch ökologisch neutrale sowie positive Umweltwirkungen.²⁴⁹ Wesentlich ist, hierbei zu berücksichtigen, dass erst die Beurteilung des Schadenspotentials am Wirkungsendpunkt der Umweltauswirkung zu einem Urteil über die Schädlichkeit der Umwelteinwirkung führen kann.²⁵⁰

Zur mengenmäßigen Abbildung von betrieblichen Umweltwirkungen

Voraussetzung für die Kenntnis über den Zusammenhang von Umwelteinwirkung und Umweltauswirkung sowie über die unterschiedlichen Eigenschaften von Umweltwirkungen ist eine lückenlose Erfassung der betrieblichen Umweltwirkungen und deren Bewertung. Wie bereits angesprochen, wird ein gewisser Teil an Informationen über betriebliche Stoff- und Energieflüsse und somit auch über die damit verbundenen Umwelteinwirkungen bereits im Unternehmen vorliegen, sofern diese kostenmäßig bereits internalisiert sind.

Um auch die restlichen Informationen zu erhalten, welche einer möglichst vollständigen Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen dienen, bietet sich die Erstellung von sog. „Umweltbilanzen“ an.

Der Begriff *Umweltbilanz* ist ein Sammelbegriff für die vollständige und systematische Erfassung von Inputs und Outputs betrieblicher Umweltwirkungen des jeweiligen Bezugsobjekts bzw. Bilanzraums Prozess, Betrieb/Unternehmen, Netzwerk oder Produkt, teilweise ergänzt um eine ökologische Bewertung.²⁵¹ Es ist hervorzuheben, dass der Begriff „Bilanz“ in Analogie zur klassischen Betriebswirtschaftslehre missverständlich ist – es handelt sich nicht um eine Abbildung von Bestandsgrößen zu einem bestimmten Zeitpunkt, sondern um die zeitraumbezogene Darstellung von Fluss-

²⁴⁷ Siehe ausführlich Umweltbundesamt Berlin 1999b, S. A1-7 ff.

²⁴⁸ Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1999b, S. 1 f.

²⁴⁹ Vgl. Prammer 2009, S. 79 f.

²⁵⁰ Zur ökologischen Bewertung der Wirkungsendpunkte als Grundlage für die Bewertung der betrieblichen Umwelteinwirkungen siehe Prammer 2009, S. 80 ff.

²⁵¹ Vgl. Strebel 2002, Sp. 1979.

größen, d. h. von Stoff- und Energieflüssen.²⁵² Umweltbilanzen lassen sich einteilen in *Stoff- und Energiebilanzen*, welche der Abbildung von physischen Stoff- und Energieflüssen dienen und in sog. *Wirkungs- und Wertbilanzen*²⁵³, welche die in den zuvor erstellten Stoff- und Energiebilanzen erhobenen Informationen mittels spezifischer Methoden und Ansätze bewerten.

Grundsätzlich lassen sich bei Stoff- und Energiebilanzen im Hinblick auf den verfolgten Abbildungszweck unterschiedliche Abbildungsbreiten und somit unterschiedliche Untersuchungsobjekte differenzieren. Es ergeben sich die folgenden Bilanzarten:²⁵⁴

- *Prozessbilanz*: Im Rahmen einer Prozessbilanz wird entweder ein einzelner (Produktions-)Prozess bzw. ausgewählte Prozessketten untersucht und sämtliche (relevanten) Inputs und Outputs erhoben. Ein Grundprinzip bei der Bilanzierung ist die Herstellung der Input-Output-Gleichheit.²⁵⁵ Dies gilt übrigens auch für die anderen Bilanzarten.
- *Betriebsbilanz*: Der Analysegegenstand ist hier ein oder mehrere Betriebsstandort(e) (auch Unternehmensbilanz genannt).²⁵⁶
- *Netzbilanz*: Werden mehrere – miteinander verbundene – Unternehmen gemeinsam bilanziert, spricht man von einer „Netzbilanz“. Der Unternehmensverbund kann dabei auf unterschiedliche Weise erfolgen: vertikale Netzwerke (Wertschöpfungsnetzwerke), horizontale Netzwerke (Produktionsnetzwerke, Verwertungsnetzwerke) oder diagonal (Produktions-Reduktions-Netzwerke).²⁵⁷
- *Produktbilanz*: Im Rahmen einer Produktbilanz oder Produkt-Ökobilanz²⁵⁸ werden sämtliche (relevante) Stoff- und Energieflüsse entlang des gesamten Produktlebenszyklus („von der Wiege bis zur Bahre“) erfasst und gegebenenfalls einer Bewertung unterzogen. Es werden somit die Stoff- und Energieflüsse von verschiedenen Unternehmen unterschiedlicher Wertschöpfungsstufen bzw. Lebenszyklusstufen untersucht. Der wesentliche Unterschied zu den anderen Bilanzen liegt hierin, dass lediglich sog. Elementarflüsse²⁵⁹ für die ökologische

²⁵² Vgl. Prammer 1996, S. 213 ff sowie Prammer 2009, S. 122.

²⁵³ Vgl. Strebel 2002, Sp. 1985 f.

²⁵⁴ Vgl. Prammer 2009, S. 123 ff.

²⁵⁵ In der Praxis zeigt sich jedoch, dass die wenigsten Stoff- und Energiebilanzen durch Gleichheit der Bilanzterme auf der Input- und Outputseite gekennzeichnet sind. Vgl. Souren/Rüdiger 1998, S. 313.

²⁵⁶ Zur genauen Abgrenzung der Betriebsbilanz siehe näher Prammer 2009, S. 123 ff.

²⁵⁷ Zu Produktions-Reduktions-Netzwerken siehe näher Kapitel 3.1.3.

²⁵⁸ Zur (Produkt-)Ökobilanzierung siehe Kapitel 4.2.

²⁵⁹ Als Elementarfluss wird jener Stoff- und Energiefluss bezeichnet, der „dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde, oder [...] das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird.“ Österreichisches Normungsinstitut 2006 (EN ISO 14040:2006), S. 8.

Bewertung herangezogen werden, während bei den drei anderen Bilanzarten auch die ökologische Bewertung von Produktflüssen²⁶⁰ zweckmäßig sein kann.

Die in Stoff- und Energiebilanzen gewonnenen Ergebnisse lassen sich als Datenbasis für weitere Instrumente des Umweltcontrollings oder für die externe Umweltberichterstattung nutzen.²⁶¹

Um jedoch auch praxisrelevante Aussagen über notwendige (ökologische) Verbesserungsmaßnahmen im Unternehmen, bei einzelnen Prozessen oder Produkten treffen zu können, ist eine *verursachungsgerechte Zuordnung der Umweltwirkungen* auf die auslösenden Produkte oder Prozesse von wesentlicher Bedeutung. In diesem Zusammenhang spielen die gewählten Zurechnungs- bzw. *Allokationsverfahren*²⁶² speziell bei der Kuppelproduktion eine große Rolle, zumal in der betrieblichen Praxis die meisten Prozesse den Charakter von Kuppelprozessen haben.²⁶³ So zeigt sich etwa, dass bei der Wahl eines adäquaten Allokationsverfahrens nicht nur technisch-naturwissenschaftliche und ökonomische Aspekte berücksichtigt werden (sollten), sondern auch die umweltpolitische Zielsetzung wesentlich in die Entscheidung miteinfließt.²⁶⁴

Nachdem auf die Abbildung von betrieblichen Umweltwirkungen mit Hilfe von Stoff- und Energiebilanzen eingegangen wurde, werden nachfolgend Wirkungs- und Wertbilanzen beschrieben, welche die ökologische Bewertung von betrieblichen Umweltwirkungen bezwecken. Bevor auf die einzelnen monetären und naturwissenschaftlich basierten Bewertungsansätze eingegangen wird, erfolgt eine Diskussion der Problematik externer Effekte und deren Monetarisierung.

2.3.2.2 Exkurs: Externe Effekte, externe Kosten und Grenzen der Monetarisierung

Wie eingangs bereits beschrieben, sind mit jeder wirtschaftlichen Tätigkeit unerwünschte Umweltwirkungen verbunden, die sich als Umweltbelastungen bis hin zu Umweltschäden manifestieren.²⁶⁵ Um zu ökologisch rationalen Entscheidungen zu gelangen, das heißt, um Produkte und Produktionsverfahren zu bevorzugen, welche

²⁶⁰ Im Gegensatz zu den Elementarflüssen handelt es sich bei Produktflüssen um eingehende Stoff- und Energieflüsse, welche eine Behandlung durch den Menschen erfahren haben bzw. um das System verlassende Stoff- und Energieflüsse, welche ohne weitere Behandlung nicht direkt in die natürliche Umwelt entlassen werden. Die EN ISO 14040 definiert Produktfluss folgendermaßen: „Produkte, die von einem anderen Produktsystem zugeführt oder an ein anderes Produktsystem abgegeben werden“. EN ISO 14040:2006, S. 9.

²⁶¹ Vgl. Souren/Rüdiger 1998, S. 300 ff.

²⁶² Zur Allokationsproblematik im Rahmen der Ökobilanzierung siehe auch Kapitel 5.4.2.

²⁶³ „Most industrial processes are multifunctional.“ Guinée/Gorrée/Heijungs 2002, S. 505.

²⁶⁴ Vgl. Prammer 2009, S. 141.

²⁶⁵ Zur Unterscheidung von Störung der natürlichen Umwelt, Umweltbelastung und ökologischem Schaden siehe auch Prammer 2009, S. 83 ff.

die negativen Wirkungen auf die natürliche Umwelt minimieren, ist eine – gegebenenfalls monetäre – Bewertung der Umweltwirkungen und folglich eine Internalisierung von externen Kosten sinnvoll.

Das Hauptproblem hierbei ist, dass in der betrieblichen Kostenrechnung nicht alle umweltrelevanten Kosten erfasst werden. Es werden i. d. R. nur die bereits *internalisierten*, das Unternehmen betreffende Kosten berücksichtigt. Grundsätzlich stellt sich also die Frage, wie sich Umweltwirkungen ökonomisch widerspiegeln.

Ausgehend von den drei Kategorien von Umweltauswirkungen – Veränderung des natürlichen Ressourcenbestandes, Veränderung der stofflichen Zusammensetzung der natürlichen Umwelt und Veränderung von Ökosystemen und Landschaftsbildern – werden lediglich Verknappungseffekte (ansatzweise) über den Marktpreis und ohne umweltpolitische Eingriffe abgebildet²⁶⁶ und damit internalisiert (siehe Abb. 2-5).

Umweltauswirkungen, wie die Veränderung der stofflichen Zusammensetzung der natürlichen Umwelt – beispielsweise die zunehmende Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre oder die Veränderung von Ökosystemen und Landschaftsbildern, werden meist über den Marktmechanismus nicht abgebildet. Im Vergleich zu Ressourcen, deren Knappheiten sich durch Preise zum Teil widerspiegeln und deren Nutzung daher leichter über Märkte gesteuert werden kann, weist die Aufnahme- und Belastungsfähigkeit natürlicher Systeme den Charakter eines *öffentlichen Gutes* auf, wodurch die Steuerung über Märkte – ohne umweltpolitische Eingriffe – nicht möglich ist.²⁶⁷ Damit einhergehende Kosten finden – vorerst – daher nicht ihren Niederschlag im betrieblichen Rechnungswesen.

Aus mikroökonomischer Sichtweise kann dieser Effekt dadurch erklärt werden, dass davon ausgegangen wird, eine effiziente Ressourcenallokation (unter der Annahme von vollständiger Konkurrenz) würde dann erreicht werden, wenn die Grenznutzen jeder produzierten Einheit exakt den Grenzkosten entsprechen.²⁶⁸ Diese sog. *pareto-effiziente Allokation*²⁶⁹ gilt nicht nur bei privaten, sondern ebenso bei öffentlichen

²⁶⁶ Endres und Querner argumentieren, dass der Ressourcenpreis ein gut beobachtbarer und sensibler Indikator für zukünftige Knappheiten sei. Dennoch seien weitere Effekte bzw. Aspekte zu berücksichtigen, die den Marktpreis unabhängig von bestehenden oder zukünftigen Knappheiten beeinflussen, wie z. B. die Marktmacht, institutionelle Verhältnisse am Markt, Spekulationsverhalten der Marktteilnehmer, Entwicklung neuer Technologien u. v. m. (siehe Endres/Querner 1993, S. 17 ff). Darüber hinaus spiegeln sich im Sinne der Nachhaltigkeit die Bedürfnisse von zukünftigen Generationen – und die damit einhergehenden steuernden Effekte – nicht im Marktpreis wider.

²⁶⁷ Vgl. Constanza et al. 2001, S. 8.

²⁶⁸ Vgl. Feess 2007, S. 37.

²⁶⁹ Von einer pareto-effizienten Allokation spricht man dann, wenn keine andere Allokation gefunden werden kann, die den Nutzen von mindestens einem Individuum erhöht, ohne den Nutzen eines anderen Individuums zu schmälern. Vgl. Wiesmeth 2003, S. 44.

Gütern sowie bei Gütern, deren Produktion und Konsumtion externe Effekte verursachen.²⁷⁰

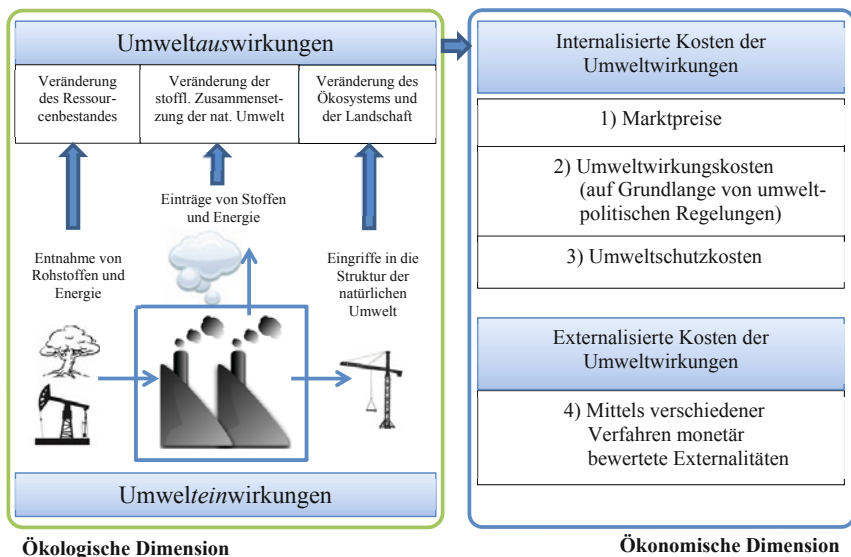


Abb. 2-5: Zusammenhang zwischen betrieblichen Umweltwirkungen, internalisierten Umweltkosten und externalisierten Umweltkosten

Quelle: Eigene Darstellung

Bei letzteren kommt es allerdings ohne umweltpolitische Eingriffe zu *Allokationsproblemen*, vor allem deshalb, da nutzen- bzw. gewinnmaximierende Wirtschaftssubjekte bei ihren Entscheidungen externe Effekte nicht miteinbeziehen. In anderen Worten: Unternehmen X berücksichtigt bei seiner eigenen Emission von Schadstoffen nicht auch die Auswirkungen durch die Emission von Unternehmen Y. Jedes Unternehmen emittiert daher – gemessen am gemeinsamen Optimum – eine zu große Menge an Schadstoffen. Aus spieltheoretischer Sicht handelt es sich hierbei um ein klassisches *Gefangenendilemma*.²⁷¹ Als Fazit kann argumentiert werden, „dass die Existenz externer Effekte umweltpolitische Eingriffe erfordert“,²⁷² welche die entstehenden externen Effekte den Verursachern zurechnen sollen. Man spricht hier auch von *Internalisierung externer Effekte*.

²⁷⁰ Vgl. Feess 2007, S. 38.

²⁷¹ Vgl. Feess 2007, S. 44 f.

²⁷² Feess 2007, S. 48.

Durch den Einsatz umweltpolitischer Instrumente, wie etwa Steuern oder Emissionszertifikate, sollen bisher externalisierte Kosten internalisiert werden. Da es bei dieser Kostenart bereits zu einer Umweltwirkung gekommen ist – d. h. die Emission wurde bereits ausgestoßen – zählen diese Kosten zu den *Umweltwirkungskosten*.²⁷³

Setzt das Unternehmen Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltwirkungen (z. B. Einbau von Filteranlagen oder laufende Ausgaben für produktionsintegrierten Umweltschutz) – entweder auf freiwilliger Basis oder auf Druck von Politik und Gesellschaft – so spricht man von *Umweltschutzkosten*.²⁷⁴

Will man den Bezugsrahmen zur Erfassung umweltrelevanter Kosten ausdehnen, ist es notwendig, auch die Kosten aus volkswirtschaftlicher Perspektive – sog. soziale²⁷⁵ oder externe Kosten – miteinzubeziehen.²⁷⁶

Zur Definition von externen Effekten und externen Kosten

Die Theorie zur Entstehung externer Effekte aus mikroökonomischer Sicht wurde bereits oben kurz umrissen. Als Startpunkt der *Wohlfahrtsökonomie*²⁷⁷ sowie der damit verbundenen Diskussion um externe Effekte, ist der Beitrag von Arthur C. Pigou²⁷⁸ „The Economics of Welfare“ aus dem Jahre 1920 zu sehen.²⁷⁹ Pigou argumentiert, dass Biodiversität und andere Umweltressourcen deshalb nicht ausreichend geschützt

²⁷³ Prammer definiert betriebliche Umweltwirkungskosten als „die mit unerwünschten Input- oder Outputkomponenten einhergehenden pagatorischen Kosten“ (Prammer 2009, S. 250) und subsumiert darunter etwa Rohstofflenkungsabgaben (inputseitig), Zahlungen für Umweltafgaben oder Umweltlizenzen sowie Ausgaben für die Entsorgung von Abfällen und Abwässer (vgl. Prammer 2009, S. 251). Hervorzuheben ist, dass die im Zusammenhang mit Umweltwirkungskosten stehenden Stoff- und Energieströme entweder direkt oder indirekt ökologisch negative Wirkungen auslösen können, aber nicht zwangsweise auslösen müssen. Vgl. Prammer 2009, S. 251.

²⁷⁴ Umweltschutzkosten werden definiert als „bewerteter sachzielorientierter (internalisierter) Güterverzehr“ (Prammer 2009, S. 49), der auf betrieblicher Ebene für die Vermeidung, Verminderung und Beseitigung von negativen Umweltwirkungen anfällt. Zur detaillierten Auseinandersetzung mit Umweltschutzkosten siehe Prammer 2009, S. 248 ff.

²⁷⁵ Soziale Kosten werden oft synonym für den Begriff der externen Kosten verwendet. Kapp, welcher neben Pigou wesentliche Beiträge zur Entwicklung der Wohlfahrtsökonomie geleistet hat (vgl. Siebert 1979, S. 5), definiert Sozialkosten als all jene negativen Effekte oder Verluste, die dritte Akteure oder die Allgemeinheit als Folge der Produktion zu tragen haben und für jene das verursachende Unternehmen nicht belangt wird (vgl. Kapp 1988, S. 10). Aufgrund der inhaltlich vergleichbaren Definition mit externen Kosten und der Dominanz des Begriffs „externe Kosten“ in der einschlägigen Literatur wird in der vorliegenden Arbeit nachfolgend der Begriff „externe Kosten“ verwendet.

²⁷⁶ Vgl. Burschel/Losen/Wiendl 2004, S. 492.

²⁷⁷ Die Wohlfahrtsökonomie widmet sich der Frage, inwieweit externe Effekte zu einer Diskrepanz von privaten bzw. einzelwirtschaftlichen und sozialen bzw. volkswirtschaftlichen Kosten führen und das Allokationsoptimum beeinflussen. Vgl. Siebert 1979, S. 5.

²⁷⁸ Die zentrale Aussage Pigous war, dass das Umweltverhalten des Menschen vor allem dadurch beeinflusst wird, dass Kosten und Nutzen von menschlichen Aktivitäten nicht oder nur unzureichend über Marktpreise abgebildet wird. Das Umweltproblem beruhe daher auf der Existenz negativer externer Effekte. Vgl. Constanza et al. 2001, S. 45. Pigou gilt somit als bedeutender Wegbereiter der Umweltökonomie und entwickelte mit seiner Externalitätssteuer bereits einen ersten Lösungsweg. Vgl. Pigou 1920, S. 23 ff.

²⁷⁹ Vgl. Kleinewefers 2008, S. 119 ff.

würden, weil ihr Wert nicht über Marktpreise²⁸⁰ abgebildet wird. Der Markt könne dieses Problem der externen Effekte „von sich aus“ nicht lösen – es kommt zu *Marktversagen*. Die aus Sicht von Ökonomen und Naturwissenschaftlern notwendige Konsequenz ist die Internalisierung dieser negativen externen Effekte, wofür *Pigou* die Idee einer Steuer entwickelte.²⁸¹

Externe Effekte bzw. *Externalitäten* werden definiert als wohlfahrtserhöhende oder wohlfahrtssenkende Folgen von Entscheidungen, die nicht bei der entscheidenden Person selbst anfallen, sondern bei dritten Akteuren und die nicht mit Marktpreisen abgegolten werden.²⁸²

Grundsätzlich unterscheidet man zwei Richtungen von externen Effekten: Unter *positiven externen Effekten* versteht man die Erhöhung, unter *negativen externen Effekten* eine Reduktion des Nutzenniveaus anderer Wirtschaftssubjekte durch die Auswirkungen eigener ökonomischer Aktivitäten.²⁸³

Werden die angesprochenen Wohlfahrts- bzw. Wertveränderungen in monetären Einheiten ausgedrückt, spricht man von *monetarisierten Externalitäten*.²⁸⁴ Verknüpft mit den oben beschriebenen negativen bzw. positiven Ausprägungen von externen Effekten ergeben sich externe Kosten bzw. ein externer Nutzen.²⁸⁵

Externe Kosten treten also dann auf, wenn die beiden folgenden Bedingungen erfüllt sind.²⁸⁶

1. die Tätigkeit eines Akteurs verursacht einen Wohlfahrtsverlust bei einem anderen Akteur und
2. dieser Wohlfahrtsverlust wird nicht mittels Zahlungen ausgeglichen.

Wesentlich hierbei ist, dass beide Konditionen für das Bestehen von externen Kosten zutreffen müssen. Sobald der verursachende Akteur eine Kompensationszahlung an den betroffenen Akteur leistet, spricht man von einer Internalisierung der externen Effekte.²⁸⁷

²⁸⁰ Marktpreise fungieren in der Wohlfahrtsökonomie als Signale, welche die ökonomischen Entscheidungen von Produzenten und Reduzenten und damit sämtliche Wirtschaftsvorgänge maßgeblich steuern.

²⁸¹ Vgl. Constanza et al. 2001, S. 46.

²⁸² Vgl. Kleinewefers 2008, S. 119.

²⁸³ Vgl. Feess 2007, S. 42.

²⁸⁴ Vgl. Steen et al. 2008, S. 60.

²⁸⁵ Hierbei sei anzumerken, dass in der Ökonomie und auch in der Theorie der externen Effekte Kosten dem Nutzen gegenübergestellt werden. Während Kosten üblicherweise immer in monetärer Form ausgewiesen werden, ist der Begriff Nutzen jedoch nicht immer mit Geldeinheiten verknüpft.

²⁸⁶ Vgl. Pearce/Turner 1990, S. 61.

²⁸⁷ Vgl. Pearce/Turner 1990, S. 62.

Im Zusammenhang mit betrieblichen Umweltwirkungen kommt es hauptsächlich zu negativen externen Effekten und daher zur Entstehung externer Kosten und nicht eines externen Nutzens. Wie bereits erwähnt wurde, finden externe Kosten per Definition keinen Eingang in das betriebliche Rechnungswesen. Externe Kosten sind daher *nicht-pagatorische*²⁸⁸ monetäre Flüsse, die in entscheidungsrelevanter naher Zukunft relevant werden können, weswegen eine ökonomische Bewertung erwünscht ist.²⁸⁹

Eine Abgrenzung von den im Rahmen der Institutionenökonomie definierten externen Effekten von den sog. *externen Umwelteffekten* scheint an dieser Stelle noch sinnvoll. Grundsätzlich ist vorauszuschicken, dass eine Abgrenzung zwischen externen Effekten und externen Umwelteffekten nicht immer klar zu ziehen ist und vor allem vom Verständnis und der Definition des Begriffs „Umwelt“ abhängt. Als zweckmäßiges Abgrenzungskriterium kann hierbei der „Ort der Umweltauswirkung“ fungieren: Haben betriebliche Tätigkeiten etwa Auswirkungen auf *Umweltgüter*²⁹⁰ oder die *menschliche Gesundheit* (der Mensch wird hier als Teil der Umwelt interpretiert) und werden diese Auswirkungen nicht mittels Zahlungen ausgeglichen, so spricht man von externen Umwelteffekten. Nach diesem Verständnis wäre daher die zusätzliche, kostenmäßig nicht kompensierte Beschädigung an Gebäudefassaden durch sauren Regen, hervorgerufen durch betriebliche Emissionen,²⁹¹ kein externer Umwelteffekt, sondern „lediglich“ ein externer Effekt. Der Einfachheit halber wird im Verlauf der Arbeit keine Unterscheidung mehr zwischen externen Effekten und externen Umwelteffekten bzw. externen Kosten und externen Umweltkosten vorgenommen, sondern jeweils ersterer Begriff bevorzugt.

Zur Internalisierung von externen Kosten:

Externe Kosten bilden ein zentrales Problem im Bereich des Umweltschutzes. Unternehmen, welche durch ihre betriebliche Tätigkeit i. d. R. externe Kosten verursachen, sollten diese auch in ihre Kostenrechnung aufnehmen, da ansonsten die Gefahr besteht, „...entscheidende Informationen über ökologische Schäden, Verluste natürlichen Reichtums, Folgekosten der Produktion, auszublenken, die jedoch als Bumerangeffekte oder Risiken auf das Unternehmen zurückschlagen können“.²⁹²

²⁸⁸ Steen et al. sprechen in ihrer Definition von externen Kosten von „nicht-realen“ Kosten, wobei die Autoren darauf hinweisen, dass externe Kosten sehr wohl für dritte Akteure „real“, sprich pagatorisch werden können. Der Begriff nicht-real wird daher mit dem passenderen Begriff „nicht-pagatorisch“ ersetzt.

²⁸⁹ Vgl. Steen et al. 2008, S. 59.

²⁹⁰ Zur Definition von Umweltgütern siehe Kapitel 2.3.2.3.

²⁹¹ Die Beschädigung von Gebäudefassaden durch natürliche Effekte, wie etwa Witterung, zählt nicht zu den externen Effekten, da der „Auslöser“ des Schadens kein Wirtschaftsakteur (Betrieb oder Konsument) ist.

²⁹² Beck 1993, S. 97.

Aus kostenrechnerischer Sicht führt die Internalisierung von externen Kosten zu einer „Umwandlung“ dieser in betriebliche Vermeidungs- oder Beseitigungskosten.²⁹³ Die Grenzen zwischen externen und internen Umweltkosten sind daher fließend: durch die Einführung einer Umweltbesteuerung oder weiteren Verordnungen werden externe Kosten zunehmend internalisiert.²⁹⁴ „Aus der Entscheidungsunterstützungsfunktion des Umweltcontrollings heraus ist es daher angeraten, externe Kosten bereits heute in die Entscheidungskalküle mit einzubeziehen. Dies gilt insbesondere für Entscheidungen mit langfristigem Wirkungshorizont, so beispielsweise für Investitionen in Produktionstechnologien.“²⁹⁵

Ein wichtiger Schritt zur Internalisierung externer Effekte war die Entwicklung des sog. „Polluter pays Principle“ (PPP), welches besagt, dass der „verschmutzende“ Akteur für den von ihm verursachten ökologischen Schaden aufkommen muss. Ausgedrückt in weniger negativen Worten kann das Prinzip auch betitelt werden als „*Get the prices right*“. In diesem Zusammenhang sagen die externen Kosten etwas aus über zukünftige Steuern oder andere Ausgaben, mit welchen Unternehmen oder Konsumenten möglicherweise konfrontiert werden.²⁹⁶ Externe Kosten sind folglich als potentielle Kosten zu interpretieren, die auf Basis des *Verursacherprinzips* durch die zukünftige Umweltgesetzgebung zwangsweise internalisiert werden können. Werden externe Kosten im betrieblichen Rechnungswesen nicht berücksichtigt, werden die durch die betrieblichen Tätigkeiten entstehenden Gesamtkosten zu niedrig bewertet, was zu einer Fehlallokation der Ressourcen und somit zu unternehmerischen Fehlentscheidungen führen kann.²⁹⁷

Zur *Internalisierung von externen Effekten* wurden im Lauf der Geschichte zahlreiche ordnungspolitische Instrumente entwickelt, welche jeweils mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen behaftet sind und sich vor allem hinsichtlich *ökologischer Treffsicherheit*, *Kosteneffizienz*, *Höhe der Transaktionskosten* und *gesellschaftlicher Durchsetzbarkeit* unterscheiden.²⁹⁸ Nachfolgend sind überblicksmäßig die wesentlichen umweltpolitischen Instrumente zur Internalisierung von externen Umwelteffekten abgebildet:

- Steuern und Abgaben (Preislösung)²⁹⁹
- Zertifikate³⁰⁰

²⁹³ Vgl. Burschel/Losen/Wiendl 2004, S. 493.

²⁹⁴ Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 521.

²⁹⁵ Burschel/Losen/Wiendl 2004, S. 493.

²⁹⁶ Vgl. Steen et al. 2008, S. 59 f.

²⁹⁷ Vgl. Günther/Kriegbaum 1999, S. 244.

²⁹⁸ Vgl. Feess 2007, S. 49 f.

²⁹⁹ Durch die Vorgabe eines festgesetzten Preises für z. B. Emissionen soll das Verhalten der Akteure beeinflusst werden. Bedeutung erlangte in diesem Zusammenhang besonders die Emissionssteuer nach Pigou (vgl. Pigou 1920, S. 23 ff). Weitere Möglichkeiten in diesem Zusammenhang sind Produktsteuern oder Subventionen. Vgl. auch Feess 2007, S. 71 ff.

- Auflagen³⁰¹
- Verhandlungslösungen (*Coase*-Theorem)³⁰²
- Umwelthaftung³⁰³

Je nach Wahl des geeigneten Instruments wird der Preis des externen Effekts entweder von politischen Entscheidungsträgern vorgegeben, oder der Preis soll sich durch Marktmechanismen selbst finden. In beiden Fällen steht man jedoch vor dem Problem einer adäquaten Bewertung von externen Effekten. Das Problem bei der Internalisierung von Externalitäten ist hierbei nicht nur die Monetarisierung selbst, sondern oftmals die Quantifizierung oder sogar die Identifikation derselben.³⁰⁴

Im nachfolgenden Kapitel wird daher auf bestehende Bewertungsmethoden zur Monetarisierung externer Effekte eingegangen und die Bewertungsansätze sowie die Bewertung und Monetarisierung selbst einer kritischen Würdigung unterzogen.

2.3.2.3 Eine kritische Würdigung ausgewählter monetärer Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen

„Auch wenn es keinen ‚richtigen‘ Weg zur Bewertung eines Waldes oder Flusses gibt, einen falschen Weg gibt es sehr wohl: ihn überhaupt nicht zu bewerten.“³⁰⁵

Die Gründe, warum Umweltgüter, betriebliche Umweltwirkungen oder externe Effekte (monetär) bewertet werden sollten, wurden bereits oben angeführt. Pointiert formuliert kann eine fehlende explizite Bewertung dazu führen, dass den jeweiligen Umweltgütern ein impliziter Wert von Null zugewiesen wird. Darüber hinaus führen wir ohnehin in all unseren täglichen Entscheidungen Bewertungen durch, wobei es in Bezug auf umweltrelevante Sachverhalte gilt, diese möglichst objektiv und nachvollziehbar dar-

³⁰⁰ Zertifikate sind als Genehmigungen für eine bestimmte Umweltbelastung zu verstehen, welche vorher durch die öffentliche Hand genau festgelegt wird (vgl. hierzu Feess 2007, S. 123 ff sowie Wiesmeth 2003, S. 82 ff).

³⁰¹ Auflagen – auch unter dem Begriff „Command and Control“ zusammengefasst – sind z. B. Emissions- und Immissionsbeschränkungen, Produktstandards, Vorgaben von best. Technologien. Es handelt sich hierbei um die Vorgabe bestimmter Normen, deren Nicht-Einhaltung zu Zahlungen an die öffentliche Hand führt. Vgl. Wicke 1993, S. 195 ff.

³⁰² Vgl. Coase 1960; Grundlegende Idee ist, dass eine genaue Festlegung von Eigentumsrechten dann zu einer pareto-effizienten Internalisierung von externen Effekten führt, wenn alle Beteiligten vollständig informiert sowie eine klare Spezifizierung der Art der Verhandlungen vorliegt (vgl. Feess 2007, S. 137 sowie auch Wiesmeth 2003, S. 83 ff). Die Coase-Lösung ist der „property rights“ Diskussion zuzuordnen, wo es um die Frage geht, welche Auswirkungen bestimmte institutionelle Regelungen auf die (Allokations-)Effizienz wirtschaftlicher Systeme haben. Vgl. hierzu Siebert 1979, S. 6 sowie Windisch 1975, S. 207.

³⁰³ Durch Haftungsregeln entsteht ein Anreiz für umweltfreundliches Verhalten, da für umweltschädigendes Verhalten eine Gebühr, Strafe oder Pfand zu bezahlen ist. Voraussetzung ist, dass der Schädiger genau identifizierbar sein muss. Siehe hierzu auch Feess 2007, S. 151 ff.

³⁰⁴ Vgl. Connor 1999, S. 241.

³⁰⁵ Originalzitat „While there may be no ‚right‘ way to value a forest or a river, there is a wrong way, which is to give it no value at all“ (Vorwort von Paul Hawken in Prugh 1999).

zustellen. *Navrud* und *Pruckner* führen zudem die wesentlichen Einsatzgebiete von Bewertungsmethoden für Umweltgüter an, wie etwa Kosten-Nutzen-Analysen für Projekte oder neue umweltpolitische Regulierungen, Schadensabschätzungen bei natürlichen Ressourcen und der Einsatz im Rahmen der Umweltkostenrechnung und dem Umweltcontrolling.³⁰⁶

Vor allem im Rahmen von volkswirtschaftlichen *Kosten-Nutzen-Analysen* wird die Bedeutung einer Bewertung von nicht marktgängigen Gütern, wie etwa Umweltgütern und Umweltwirkungen, evident.³⁰⁷ So sollten im Sinne einer sich ökonomisch verhaltenden Gesellschaft dann zusätzliche Maßnahmen zur Vermeidung von negativen Umweltwirkungen getroffen werden, wenn der dadurch erwartete zusätzliche Nutzen die entgangenen Erträge eines alternativen Ressourceneinsatzes übersteigt. Aus diesem Grund sind für umweltrelevante Entscheidungen im volkswirtschaftlichen Kontext die entstehenden Kosten den sozialen Erträgen – etwa durch die Reduktion von negativen Umweltwirkungen – gegenüberzustellen,³⁰⁸ was eine Monetarisierung der Umweltwirkungen notwendig macht. Durch eine Monetarisierung externer Effekte lassen sich Umweltschutzmaßnahmen, wie beispielsweise Energie sparende Investitionen, besser argumentieren.³⁰⁹

Zu Beginn sollte jedoch geklärt werden, welches Objekt bzw. welcher Aspekt mittels der nachfolgend dargestellten Bewertungsansätze bewertet werden kann. So wird in der Umweltökonomie häufig davon gesprochen, *Umweltgüter* monetär zu bewerten, während im Rahmen der Umweltwirtschaft auf eine Bewertung von (negativen) *Umweltwirkungen* abgezielt wird. Genau betrachtet handelt es sich hierbei lediglich um zwei Seiten ein und derselben Medaille:

Zu *Umweltgütern* zählen *Güter der natürlichen Umwelt*, wie etwa nachwachsende Rohstoffe oder Atemluft sowie *Güter der terrestrischen natürlichen Rahmenwelt*,³¹⁰ wie etwa Erze oder Tiefenwasser. Umweltgüter können hinsichtlich der Aspekte Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität die Charakteristika öffentlicher Güter aufweisen (z. B. Atemluft), aber ebenso knappe Wirtschaftsgüter, also private Güter, darstellen (z. B. Rohstoffe, Erze).³¹¹

³⁰⁶ Vgl. Navrud/Pruckner 1997, S. 3 f.

³⁰⁷ Vgl. Rennings/Koschel 1995, S. 27 ff.

³⁰⁸ Vgl. Pruckner 1995, S. 3 sowie Hackl/Pruckner 1994, S. 8 f.

³⁰⁹ Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 521.

³¹⁰ Vgl. Prammer 2009, S. 67 f. Zur Definition und Ausdifferenzierung der Rahmenwelten – der Ökosphäre und Technosphäre – siehe näher Prammer 2009, S. 42 ff.

³¹¹ Vgl. Prammer 2009, S. 67 f.

Betriebliche Umwelteinwirkungen führen zu Umweltauswirkungen bei den beschriebenen Umweltgütern. So kann es etwa zu einer Verknappung bestimmter Ressourcen oder zu einer Verschlechterung der Luftqualität kommen. Die Bewertung von *Umweltwirkungen*, wie sie im Rahmen der Umweltwirtschaft betrieben wird, geht dabei jedoch über die Wirkungen auf Umweltgüter hinaus und beinhaltet zusätzliche die Wirkungen auf die menschliche Gesundheit.³¹² Dies zeigt sich auch deutlich bei den naturwissenschaftlich basierten Bewertungsansätzen, wo die Wirkungskategorie Humantoxizität eine prioritäre Stellung einnimmt.³¹³

Mittels einer monetären Bewertung von Umweltgütern können somit auch die negativen Auswirkungen auf jene Umweltgüter – sprich, die negativen Umweltwirkungen, wie etwa Belastung oder Schädigung eines spezifischen Umweltgutes – bewertet werden. Der Begriff der Umweltgüter ist dabei positiv geprägt, da es sich hier um etwas handelt, an dessen Aufrechterhaltung, Funktionieren, Nutzung oder Eigentum man interessiert ist. Im Gegensatz dazu weisen negative Umweltwirkungen den Charakter eines unerwünschten Effekts auf.

Als drittes Bewertungsobjekt neben Umweltgütern und (negativen) Umweltwirkungen sind *negative externe Effekte* zu nennen und abzugrenzen. Während die Kosten negativer Umweltauswirkungen teilweise bereits im betrieblichen Rechnungswesen internalisiert sein können (z. B. Kauf von Emissionszertifikaten), ist das wesentliche Charakteristikum von externen Kosten – wie bereits mehrfach beschrieben – die fehlende Internalisierung. Die monetäre Bewertung von betrieblichen Umweltwirkungen ist folglich breiter ausgelegt.

Im Rahmen der Umweltökonomie haben sich zwei wesentliche Ansätze herausentwickelt, um Umweltgüter, Umweltwirkungen oder externe Effekte monetär zu bewerten: der Vermeidungskostenansatz und der Schadenskostenansatz, welche zum Teil zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen können.³¹⁴

³¹² Prammer liefert eine genaue Kategorisierung der unerwünschten Ergebnisse betrieblicher Tätigkeiten betreffend Umweltgüter und Menschheit. Neben dem „Ort der Auswirkung“ – der Unterscheidung in Auswirkungen auf Menschen und Umweltgüter – unterscheidet Prammer zudem zwischen einer Belastung (welche innerhalb gewisser Zeiträume reversibel sein kann) und Schäden. Darüber hinaus wird eine Unterscheidung in Schäden, welche bereits monetarisiert sind bzw. monetarisierbar sind (ökonomischer Schaden betreffend den Menschen und ökonomischer Schaden bei Umweltgütern) und in Belastungen und Schäden vorgenommen, welche noch nicht monetarisiert wurden bzw. nicht monetarisierbar sind. Vgl. Prammer 2009, S. 87 ff.

³¹³ Zu den naturwissenschaftlich basierten Bewertungsmethoden von Umweltwirkungen und den einzelnen Wirkungskategorien siehe Kapitel 2.3.2.4.

³¹⁴ Vgl. Steen et al. 2008, S. 66 ff. Als weitere Kostenart werden im einschlägigen Schrifttum neben den Schadens- und Vermeidungskosten häufig die Beseitigungskosten angeführt (vgl. Prammer 2009, S. 247 ff), welche sich aber als eine Subkategorie unter die Schadenskosten einordnen lassen.

Der *Vermeidungskostenansatz* berücksichtigt die Kosten der Emissionsvermeidung und -kontrolle und nimmt daher eine ex ante Sichtweise ein.³¹⁵ Es werden Kosten zur Reduktion oder Vermeidung negativer externer Effekte abgebildet, wie etwa Kosten, welche mit Umweltschutzmaßnahmen in Verbindung stehen. Kritisiert wird an diesem Ansatz hauptsächlich, dass Umweltschutzkosten auch interne Kosten beinhalten und eine Abgrenzung zu externen Kosten nur sehr schwer bzw. zum Teil überhaupt nicht möglich sei, was zu Doppelzählungen führen könne.³¹⁶

Während sich Schadenskosten (z. B. im Hinblick auf den Treibhauseffekt) auf unsichere und schwer abzuschätzende Effekte wie veränderte Klimazonen, Anstieg des Meeresspiegels und veränderte Wetterbedingungen konzentrieren, kalkulieren Vermeidungskostenansätze also die Werteinheiten, welche nötig ist, um gewisse Emissionen zu vermeiden, die diese Wirkungen auslösen.³¹⁷ Am Beispiel des Treibhauseffektes wären dies etwa Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energieträger oder zur Verbesserung der Energieeffizienz. Im Unterschied zu den Schadenskosten fallen Vermeidungskosten daher vor dem eigentlichen Umweltschaden an. Schadenskosten hingegen können erst sehr viel später (oft Jahrhunderte später) anfallen.

Zu beachten ist jedoch, dass die Vermeidungskosten – je nach Zielsetzungsgrad und bereits umgesetzten Maßnahmen – stark variieren können. Studien aus den 1990er Jahren haben gezeigt, dass die Kosten mit erhöhten Reduktionszielen deutlich ansteigen.³¹⁸ Zu berücksichtigen ist zudem, dass Vermeidungskosten in Abhängigkeit von den Lohnkosten von Land zu Land unterschiedlich ausfallen können. Das bedeutet, dass die ermittelten Kosten nicht nur von den verursachten Umweltauswirkungen, sondern vor allem auch von unternehmens- und prozessbezogenen Randbedingungen abhängen.

Der zweite Ansatz – der *Schadenskostenansatz*³¹⁹ – erfasst die tatsächlichen für die Menschheit und Umwelt auftretenden Schadenskosten (ex post Sichtweise).³²⁰

Es wird versucht, reale sowie auch potentielle Umweltauswirkungen – also beispielsweise Schäden an der natürlichen Umwelt oder Verknappungen von Umweltgütern –

³¹⁵ Vgl. Connor 1999, S. 242.

³¹⁶ Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 518.

³¹⁷ Im Rahmen des Vermeidungskostenansatzes werden häufig Vermeidungskostenkurven dargestellt. Hier wird ersichtlich, dass mit jeder unterschiedlichen eingesetzten Technologie zur Vermeidung von Umweltwirkungen auch unterschiedliche Kosten (oder zuweilen auch Erlöse) einhergehen. Zudem birgt jede Technologie ein verschiedenes hohes Vermeidungspotential, was die Menge an vermiedenen Emissionen betrifft. Siehe hierzu etwa die Studie von McKinsey & Company, Inc. 2009 über die Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland.

³¹⁸ Vgl. Steen et al. 2008, S. 67 ff.

³¹⁹ Von manchen Autoren wird dieser Ansatz auch als „resources method“ bezeichnet. Siehe hierzu Connor 1999, S. 242.

³²⁰ Vgl. Connor 1999, S. 242.

zu erfassen und in Geldeinheiten auszudrücken.³²¹ Diese inkludieren nicht nur pagatorische Kosten, wie etwa Ernteausfälle oder umweltwirkungsbedingte Instandhaltungskosten von Gebäuden, sondern auch – zum jetzigen Zeitpunkt – nicht zahlungswirksame Kosten, wie Kosten des Klimawandels, welche erst zukünftig zahlungswirksam werden, oder Kosten des Artenschwundes, die möglicherweise überhaupt nicht zahlungswirksam werden.³²²

Abschätzungen der Schadenskosten können auf verschiedenen Wegen erfolgen. Eine Möglichkeit ist die Feststellung der Höhe von Zahlungsbereitschaften jener Personen, welche direkt vom Schaden betroffen sind.³²³

Breitere Beachtung erreichte der Schadenskostenansatz erstmals durch die Bewertung der Umweltauswirkungen der Stromerzeugung durch das kanadische Unternehmen Ontario Hydro.³²⁴

Es stellt sich nun die Frage, wo der Zusammenhang zwischen diesen theoretischen Kostenansätzen und den monetären Umweltbewertungsverfahren zur Ermittlung der Kosten liegt. Die nachfolgende Abbildung (Abb. 2-6) zeigt eine Übersicht über die wesentlichen Bewertungsverfahren und die Einordnung von Vermeidungs- und Schadenskostenansätzen. Grundsätzlich werden Umweltbewertungsmethoden in *indirekte* („*Revealed Preference Methods*“) und *direkte Methoden* („*Stated Preference Methods*“) untergliedert. Erstere versuchen, die Wertabschätzungen für spezifische Umweltgüter aus dem beobachtbaren Verhalten der Akteure auf realen Märkten abzuleiten.³²⁵ Hierbei kann weiter unterschieden werden in Ansätze, welche die Preisinformationen von konventionellen Märkten beziehen (Schadenskosten-, Bereitstellungs- und Opportunitätskostenansatz) und Preisinformationen von Ersatzmärkten (Vermeidungskostenansatz, Reisekostenmethode oder hedonische Preisfindung).³²⁶

Die direkten Bewertungsmethoden versuchen hingegen, nicht mittels Beobachtung von tatsächlichem Verhalten, sondern mittels Befragungen oder Experimenten, die Präferenzen der Akteure zu ermitteln. Die Entwicklung dieser nichtmarktlichen Bewertungsmethoden (wie etwa Contingent Valuation) fand primär in den Vereinigten

³²¹ Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 518.

³²² Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 518 f.

³²³ Vgl. Steen et al. 2008, S. 66.

³²⁴ Das kanadische Energieversorgungsunternehmen Ontario Hydro entwickelte das sog. „Full Cost Accounting“, dessen Ziel es ist, Umwelaspekte in die betriebliche Entscheidungsfindung zu integrieren. Hierzu werden die mit den betrieblichen Umweltwirkungen verbundenen externen Effekte und Kosten mit den internen (Umweltschutz-)Kosten verknüpft. Für die Abschätzung der externen Effekte wurden die Wirkungskategorien statistische Sterblichkeit, Krankheitsfolgen, Krebsfälle, Ernteausfälle und Gebäudeschäden herangezogen, welche anschließend monetarisiert wurden. Vgl. hierzu Fichter/Loew 2001, S. 519 ff.

³²⁵ Vgl. Wronka 2004, S. 22.

³²⁶ Zur Unterscheidung der Preisfindung auf konventionellen und auf Ersatzmärkten siehe etwa Wronka 2004, S. 22. Für Details zu den genannten Ansätzen siehe auch Wronka 2004, S. 34 ff.

Staaten in den 1960er und 1970er Jahren statt und erlangte in den 80er und 90er Jahren des vergangenen Jahrhunderts auch in Europa große Aufmerksamkeit.³²⁷

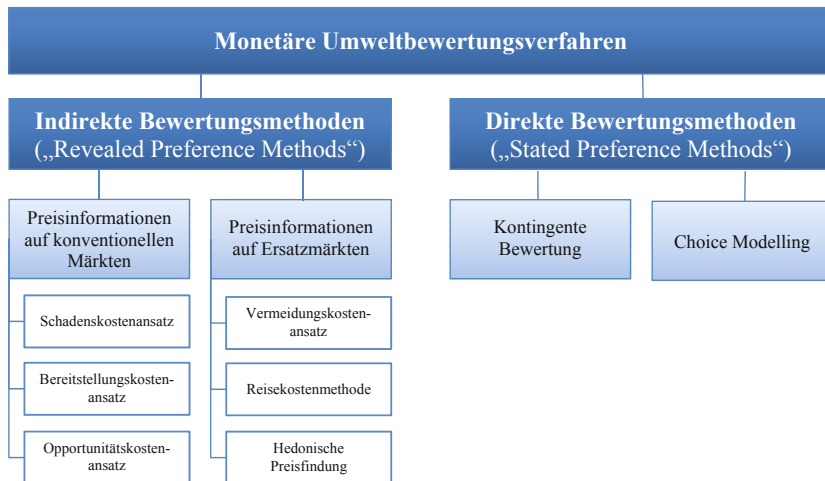


Abb. 2-6: Übersicht über monetäre Ansätze zur Bewertung von Umweltgütern

Quelle: Adaptiert nach Wronka 2004, S. 21

Zu berücksichtigen ist hierbei, dass diese Präferenzen auf hypothetischen Märkten abgefragt werden. Die größte Bedeutung im Rahmen der direkten Bewertungsmethoden nimmt die *kontingente Bewertung* („Contingent Valuation Method“)³²⁸ ein. In jüngster Zeit haben auch die Methoden des sog. Choice Modelling an Bedeutung zugenommen,³²⁹ worauf hier jedoch nicht näher eingegangen werden soll. Von den aufgezählten Bewertungsansätzen ist nur einer in der Lage, die gesamten ökonomischen Werte – die sogenannten *use values* und *non-use values*³³⁰ – zu erfassen, nämlich der kontingente Bewertungsansatz.³³¹

³²⁷ Vgl. Navrud/Pruckner 1997, S. 2.

³²⁸ Zum Einsatz und zur kritischen Beleuchtung der kontingenten Bewertung siehe näher Pruckner 1995. Am kontingenten Bewertungsansatz werden vor allem folgende Punkte kritisiert: Bei der Erhebung handelt es sich um rein hypothetische Szenarien, die vor allem bei mangelnder Vertrautheit der befragten Person mit dem jeweiligen Umweltgut zu verzerrten Antworten führen können. Zusätzlich konstatieren viele Autoren, dass trotz Vertrautheit mit dem Gut es dennoch zu Unterschieden zwischen den hypothetischen und tatsächlichen Zahlungen kommen kann. Der Einsatz von sog. Kalibrierungsfaktoren zur Reduktion der geäußerten hypothetischen Zahlungsbereitschaften wird in diesem Zusammenhang stark diskutiert (siehe hierzu etwa Randall 1996, S. 198 ff). Zudem werden als Kritikpunkte beim kontingenten Bewertungsansatz noch ein potentiell strategisches Verhalten der Befragten, sog. „Embedding-Effekte“ oder „warm-glow“-Effekte genannt. Vgl. Pruckner 1995, S. 15 ff.

³²⁹ Vgl. Wronka 2004, S. 23.

³³⁰ Use values oder auch Gebrauchswerte sind eine von zwei Komponenten, woraus sich der Wert eines Umweltgutes zusammensetzt. Diese stellen Nutzenkomponenten dar, die ein Akteur durch direkte oder indirekte Nutzung dieser Güter erfährt. Hingegen ist der non-use value (oder auch Existenzwert oder Nichtgebrauchs-

Im Rahmen der direkten Bewertungsmethoden werden *Zahlungsbereitschaften* („willingness to pay“, Abk.: WTP) bzw. *Entschädigungsforderungen* („willingness to accept“, Abk.: WTA) erhoben.³³² „Willingness to pay“ ist die Höhe an Geldwerten, welche eine Person bereit ist, für eine Veränderung in ihrer Umwelt zu bezahlen. „Willingness to accept“ ist die Höhe an Geldwerten, welche eine Person verlangt, bevor eine Umweltveränderung eintritt.³³³

Zu den Grenzen der monetären Abbildung externer Effekte

Wenngleich es viele Argumente gibt, die für eine monetäre Bewertung von Umweltgütern, Umweltwirkungen oder externen Effekten sprechen, wie etwa das Aufzeigen der gesellschaftlichen Bedeutung von Umweltschäden, die Möglichkeit zum Vergleich von Kosten und Nutzen von Umweltschutzmaßnahmen und das Aufzeigen von Maßnahmen, welche hinsichtlich der eingesetzten Kosten den größten Nutzen stiften,³³⁴ so gibt es auch sehr viele Kritikpunkte, die gegen eine monetäre Bewertung sprechen.

Für viele Menschen wirkt eine monetäre Bewertung von Umweltgütern ungewöhnlich, für Vertreter eines ökozentrischen Verständnisses von Natur sogar unmoralisch.³³⁵ So werden die Notwendigkeit subjektiver Wertungen sowie die Zweckmäßigkeit einer Monetarisierung externer Effekte häufig in Frage gestellt.³³⁶ Turner, Pearce und Bateman argumentieren, dass nicht der „Wert der Umwelt“ mittels jener Methoden gemessen wird, sondern die menschlichen Präferenzen im Hinblick auf ökologische Veränderungen. Zudem führen sie folgende Argumente an, welche gegen eine Monetarisierung sprechen können:³³⁷

- Die von den Ökonomen entwickelten Methoden und Techniken zur Ermittlung eines Umweltwertes seien unzuverlässig und nicht valide.
- Menschliche Bedürfnisse sollten nicht das Schicksal der Umwelt bestimmen.
- Menschliche Bedürfnisse seien lediglich ein Bestandteil des Umweltwertes – so gebe es daneben z. B. noch intrinsische Werte von Umwelt, die berücksichtigt werden müssen.

wert) jener Nutzen, den ein Akteur durch die bloße Existenz des Umweltgutes erfährt, das Gut dabei aber nicht nützt. Vgl. Wronka 2004, S. 10 f oder auch Liebe 2007, S. 28.

³³¹ Vgl. Navrud/Pruckner 1997, S. 1 f.

³³² Die Bewertungsergebnisse aus WTA und WTP-Studien müssen nicht unbedingt gleich hoch sein. In der Regel bewerten Menschen Güter, die sie bereits besitzen, höher, als wenn ihnen diese nicht gehören (WTA höher als WTP). Hierbei treten Aspekte der sog. Loss Aversion auf: ein Verlust wird höher bewertet als ein Gewinn. Näher zum Unterschied von WTP und WTA siehe Wronka 2004, S. 17 ff. oder Mäntymaa 1999, S. 147 ff.

³³³ Vgl. Steen et al. 2008, S. 64.

³³⁴ Vgl. Wronka 2004, S. 8.

³³⁵ Vgl. Wronka 2004, S. 6.

³³⁶ Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 521.

³³⁷ Vgl. Turner/Pearce/Bateman 1994, S. 38.

Bezugnehmend auf den ersten Punkt wird vor allem kritisiert, dass mit heutigem Wissensstand die Kenntnis über naturwissenschaftliche Kausalketten nach wie vor unzureichend ist³³⁸ bzw. die Monetarisierung gewisser Umweltgüter an ihre absoluten Grenzen stößt.³³⁹

Hindernisse, welche der Monetarisierung von Umweltwirkungen vor allem im Wege stehen, sind:³⁴⁰

- Irreversibilität bestimmter Schäden
- Synergieeffekte zwischen einzelnen Umweltwirkungen
- Existenz bestimmter unklarer oder unvorhersehbarer Schwellenwerte
- Verstärkereffekte
- noch unbekannte oder unverständene Zusammenhänge zwischen lebenden Organismen und deren Umwelt

Besonders die Unsicherheiten betreffend die zeitliche Dimension von Umweltwirkungen und deren Wirkungsendpunkte erscheinen hier erwähnenswert. So können im Vergleich zu Vermeidungskosten, welche noch vor Auftreten der Umweltwirkung für das Unternehmen schlagend werden, Schadenskosten erst Jahrzehnte oder Jahrhunderte später anfallen.³⁴¹

Umweltschäden betreffen daher nicht nur weitreichende Veränderungen der natürlichen Umwelt, wie etwa das Aussterben bestimmter Tier- und Pflanzenarten, sondern können weiter das menschliche Leben, ökonomische Aktivitäten und die Aussichten für zukünftige Generationen betreffen. So werden bei Fragen der Monetarisierung die Bedürfnisse zukünftiger Generationen sowie damit einhergehende Fragen zur Diskontinuität von Umweltschäden³⁴² meist ausgeblendet. Die Problematik geht also über den simplen Schutz der Natur hinaus und betrifft zudem auch sog. „intrinsische Werte“.³⁴³

³³⁸ Siehe etwa Franzeck 1997, S. 110. In diesem Zusammenhang spielt zudem die Festlegung von Grenz- bzw. Schwellenwerten im Hinblick auf die Assimilationskapazität der natürlichen Umwelt eine wesentliche Rolle. Je nach stofflicher Qualität, Menge, dem zeitlichen Horizont und lokalen/regionalen Gegebenheiten ergeben sich unterschiedliche Bedingungen, die das Aufstellen physischer Belastungsfunktionen – besonders bei Bestehen von Informationsdefiziten – schwierig bis unmöglich machen. Vgl. auch Prammer 2009, S. 144.

³³⁹ So stellt sich etwa die Frage der Bewertung von Umweltgütern, welche für das Leben unabdingbar sind, wie z. B. Luftsaurestoff. Methodische Probleme treten etwa auch auf, wenn sog. intangible Wirkungen, wie etwa Artenverlust oder Veränderung des natürlichen Landschaftsbilds bewertet werden sollen. Gleiches gilt für irreversible Schäden z. B. im Bereich der menschlichen Gesundheit.

³⁴⁰ Vgl. Passet 1979, zitiert nach Connor 1999, S. 244.

³⁴¹ Vgl. Steen et al. 2008, S. 66.

³⁴² Vgl. Rennings 1994, S. 27 ff.

³⁴³ Vgl. O'Connor/Spash 1999, S. 3.

Abgesehen von den „inhaltlichen“ Problembereichen führt die Anwendung unterschiedlicher Bewertungsmethoden zu einer großen Bandbreite an Ergebnissen, weshalb die Verfahren zur Bestimmung externer Kosten unter starker Kritik stehen.³⁴⁴

Die hohe Unsicherheit und das Vorhandensein vielzähliger Freiheitsgrade bei der Festlegung monetärer Werte für spezifische Externalitäten führen zu der Erkenntnis, dass externe Kosten lediglich als volkswirtschaftliche *Schätzwerte* betrachtet werden sollten. Aus diesem Grund sei auch eine Aggregation von externen Kosten mit marktpreisbasierten Größen des betrieblichen Rechnungswesens – sofern diese ungekennzeichnet stattfindet – abzulehnen.³⁴⁵ Die angesprochenen Unsicherheiten besonders in Bezug auf Wirkungskategorien wie Klimawandel, Artenverlust oder Humantoxizität sowie die zum Teil subjektiv getroffenen Annahmen legen die Empfehlung nahe, diese Kosten in Form von *Bandbreiten* der getroffenen Annahmen darzustellen, um die Unsicherheiten transparent zu machen.³⁴⁶ Dies würde zum einen den Nutzen über die Verwendung nur einer Recheneinheit wahren, zugleich aber den genannten Kritikpunkten gerecht werden.

Abschließend sei anzumerken, dass die Monetarisierung von externen Effekten lediglich als einer von vielen Bewertungsansätzen zu sehen sei, dessen Nutzen und Grenzen im Vorfeld ausführlich überprüft werden sollten. Eine grundsätzliche vorsichtige, unvoreingenommene und kritische Haltung bei der Monetarisierung von externen Effekten sollte daher gewahrt werden.

Obwohl es sich um in der Volkswirtschaft breit eingesetzte Methoden zur monetären Bewertung der Umweltwirkungen handelt, zeigt sich, dass diese für betriebliche Zwecke nur bedingt geeignet erscheinen. Grundsätzlich ist trotz der engen Verbindung der Monetarisierung externer Effekte mit dem Konzept der Ökoeffizienz eine Befassung mit anderen Konzepten, wie etwa der Zielerreichungsgrad oder „Distance-to-target-Ansätzen“³⁴⁷ zweckmäßig,³⁴⁸ wie sie im nächsten Kapitel beschrieben werden. Im folgenden Kapitel wird daher ein kurzer Überblick über die wichtigsten naturwissenschaftlich basierten Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen gegeben, welche als Ergänzung zu den monetären Bewertungsansätzen zu sehen sind.

³⁴⁴ Vgl. Fichter/Loew 2001, S. 521.

³⁴⁵ Vgl. Franzeck 1997, S. 109 f.

³⁴⁶ Vgl. Prammer 2009, S. 145.

³⁴⁷ Siehe Umweltbundesamt Berlin 1999a.

³⁴⁸ Vgl. Steen et al. 2008, S. 66.

2.3.2.4 Ausgewählte naturwissenschaftlich basierte Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen

Ausgangspunkt einer naturwissenschaftlich basierten Bewertung von Stoff- und Energieflüssen ist der Versuch, die damit verbundenen Umweltauswirkungen und ihre ökologischen Wechselwirkungen mit der natürlichen Umwelt zu erfassen. Es wurden über die letzten Jahrzehnte unterschiedlichste Bewertungsverfahren entwickelt, die sich im Wesentlichen dadurch unterscheiden, ob das Ergebnis mit einer Kennziffer dargestellt werden kann (sog. „One-Index-Verfahren“) oder ob es sich um multikriterielle Verfahren handelt, bei denen das Ergebnis aus mehreren Wirkungskategorien besteht. Mit diesem Kapitel wird der Wirkungsbilanz im Rahmen der Ökobilanzierung z. T. vorgegriffen, da hierbei einige der vorgestellten Ansätze zum Einsatz kommen. Da die naturwissenschaftlich basierten Bewertungsansätze für die Umsetzung der Kompatibilitätsstrategie eine wesentliche Rolle spielen, werden einige ausgewählte Ansätze in ihren Grundzügen dargestellt, wobei der CML-Methode hierbei mehr Aufmerksamkeit zukommt, da diese im Rahmen der Ökobilanzierung am häufigsten eingesetzt wird.

Verfahren der Kritischen Volumina (nach Habersatter):

Dieses grenzwertorientierte Verfahren ist aus betrieblicher Sicht outputseitig orientiert und berücksichtigt ausschließlich Einträge in die natürliche Umwelt, nicht aber die Entnahme von Ressourcen oder Eingriffe in die Struktur der natürlichen Umwelt.³⁴⁹ Die Menge jedes abgegebenen Schadstoffs wird dabei dem Grenzwert für das jeweilige Medium (Luft, Wasser, Boden) gegenübergestellt, woraus sich die Kennziffer „kritische Volumina“ ergibt.³⁵⁰

Verfahren der Ökologischen Knappheit (nach Braunschweig/Müller-Wenk):

Das Verfahren der ökologischen Knappheit wurde von den Autoren *Müller-Wenk, Ahbe und Braunschweig* entwickelt³⁵¹ und ist im Bereich der Umweltwirtschaft als ein wesentlicher Meilenstein der 70er Jahre anzusehen.³⁵² Pro Umweltwirkungsart werden Koeffizienten gebildet, welche die ökologische Knappheit widerspiegeln und welche sich aus der Gegenüberstellung der aktuellen Flüsse zu den kritischen Flüssen bilden. Dabei wird zwischen der *Ratenknappheit*, welche für regenerierbare Ressourcen als Maßstab dient und der *Kumulativknappheit* unterschieden, welche bei nicht regenerierbaren Ressourcen Anwendung findet.³⁵³ Zudem entwickelten die Autoren das Konzept der „Umwelt-Belastungspunkte“ (UBP),³⁵⁴ welches Stoffflüsse und deren Bezug zu den kritischen Flüssen auf einen Gesamtindex aggregiert.

³⁴⁹ Vgl. Prammer 2009, S. 154.

³⁵⁰ Neben Aggregationsproblemen und der problematischen Festlegung von den angesprochenen Grenzwerten wird vor allem kritisiert, dass das Konzept nicht nach Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen differenziert und auch nicht als ISO-konform angesehen wird. Vgl. Prammer 2009, S. 154 ff.

³⁵¹ Vgl. Müller-Wenk 1978, Ahbe/Braunschweig/Müller-Wenk 1990 sowie Braunschweig/Müller-Wenk 1993; die letzte Aktualisierung erfolgte durch Frischknecht/Steiner/Jungbluth 2008.

³⁵² Im Rahmen des Verfahrens werden sog. „kritische Frachten“ – also Stoffflüsse für einzelne Umweltmedien – definiert, welche den Fortbestand der Lebewesen gewährleisten sollen. Diese kritischen Frachten sind als noch ökologische-zulässige Grenzwerte zu interpretieren. Vgl. Frischknecht/Steiner/Jungbluth 2008, S. 24 sowie Müller-Wenk 1978, S. 35 ff.

³⁵³ Vgl. Müller-Wenk 1978, S. 40 ff.

³⁵⁴ Vgl. Braunschweig/Müller-Wenk 1993, S. 48.

<u>Kumulierter Energieaufwand (KEA):</u>
Bei der Anwendung des kumulierten Energieaufwands als Bewertungsverfahren wird davon ausgegangen, dass der Energieeinsatz und die damit verbundenen Umweltwirkungen die größte Beeinflussung der natürlichen Umwelt darstellt. ³⁵⁵ Das Konzept des kumulierten Energieaufwands hat, insbesondere im deutschsprachigen Raum, große praktische Bedeutung für die Bewertung von Energiesystemen erlangt und es wurde eine eigene VDI-Richtlinie zur Errechnung der Kennzahl entwickelt. ³⁵⁶
<u>Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS) nach Schmidt-Bleek:</u>
Anders als bei den bisher vorgestellten Bewertungsverfahren, bei denen unerwünschte Outputobjekte, wie etwa Emissionen, eine zentrale Rolle einnehmen, werden bei dem masseorientierten Verfahren „Materialinput pro Serviceeinheit“ nur Materialbewegungen erhoben. Grundannahme hierbei ist, dass für ein bestimmtes definiertes Endprodukt ³⁵⁷ sämtliche eingehenden Materialien (über den gesamten Lebensweg) als Indikator für die Umweltbelastungsintensität des jeweiligen Produktes stehen. ³⁵⁸ Das Verfahren soll helfen, die Effizienz der eingesetzten Ressourcen zu verbessern und somit zu einer Dematerialisierung beitragen. ³⁵⁹
<u>Eco-Indicator 99⁺:</u>
Entwickelt in den Niederlanden, ist diese Endpoint-Methode darauf gerichtet, die Umweltauswirkungen ausgehend von den Sachbilanzergebnissen in Wirkungskategorien zusammenzufassen (analog zur CML-Methode) und anschließend zu sog. Schadenskategorien zu verdichten. Der zentrale Unterschied zu den klassischen Midpoint-Methoden ist der Fokus auf die Wirkungsendpunkte, weshalb es sich hier um einen <i>schadensfunktionsorientierten Ansatz</i> handelt. ³⁶⁰ Die im Rahmen der Methode betrachteten Schutzgüter sind die menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcenverbrauch. Die mit den Umwelteinwirkungen verbundenen Schäden werden anhand spezifischer <i>Schadensindikatoren</i> ³⁶¹ bewertet und zu einem Gesamtindex verdichtet („Damage Analysis“).

Tab. 2-3: Übersicht über ausgewählte naturwissenschaftlich basierte Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen

Quelle: Eigene Darstellung

³⁵⁵ Vgl. Prammer 2009, S. 161.

³⁵⁶ Vgl. VDI 1997.

³⁵⁷ Schmidt-Bleek hebt mit seinem Konzept besonders die Einheit Dienstleistung oder Funktion hervor und schafft damit gute Anknüpfungspunkte zur Ökobilanzierung, bei der im Zentrum der Analysen ebenfalls die „funktionale Einheit“ steht.

³⁵⁸ Vgl. Schmidt-Bleek 1994, S. 108.

³⁵⁹ Obwohl das Konzept des MIPS aufgrund der derzeitig stark geführten Diskussion um Ressourceneffizienz und Ressourcensicherung immer wieder aufgegriffen und auch weiterentwickelt wurde (ein Beispiel zur Weiterentwicklung ist BRIX – der Business Resource Intensity Index – unter der Projektleitung des SERI – Sustainable Europe Research Institute; vgl. Giljum et al. 2010), kann dies nicht über den wesentlichen Kritikpunkt hinwegtäuschen, dass das Verfahren nicht in der Lage ist, qualitative Eigenschaften von Stoffen abzubilden und daher für eine Anwendung im Rahmen der ökologischen Kompatibilitätsstrategie nur bedingt geeignet erscheint. Vgl. Prammer 2009, S. 180 f.

³⁶⁰ Vgl. Goedkoop/Spriensma 2000, S. 9.

³⁶¹ Die für die drei Schutzgüter verwendeten Schadensfunktionen sind: „Disability-Adjusted Life Years“ (DALY) für Schäden an der menschlichen Gesundheit, „Potentially Affected Fraction“ (PAF) und „Potentially Disappeared Fraction“ (PDF) für Schäden am Ökosystem, sowie der erwartete, zusätzliche Energiebedarf für die Extraktion von Ressourcen als Indikator für Ressourcenverknappung. Vgl. Goedkoop/Spriensma 2000, S. 9 ff.

Verfahren nach „Centrum voor Milieukunde“ (CML-Methode)

Das umweltwirkungsorientierte und midpointbasierte Verfahren zur Analyse der Umweltauswirkungen wurde am *Centrum voor Milieukunde*³⁶² (CML) in Leiden unter wesentlicher Mitarbeit von *Heijungs* Anfang der 1990er Jahre entwickelt³⁶³ und erlangte insbesondere durch seine Anwendung im Rahmen der ISO 14040er-Reihe im Kontext der Wirkungsabschätzung breite Bekanntheit und Anerkennung.³⁶⁴ Die grundlegende Idee der sog. „CML-Methode“ ist die Analyse des Wirkungszusammenhangs zwischen Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen mittels drei Teilschritten – der Klassifizierung, Charakterisierung und Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse.³⁶⁵

Im Rahmen der *Klassifizierung* werden Sachbilanzergebnisse einer Ökobilanzstudie bestimmten Wirkungskategorien³⁶⁶ zugeordnet. In der ISO 14040-er Reihe werden hierbei keine Wirkungskategorien verpflichtend vorgegeben. *Heijungs et al.* definieren mehr als ein Dutzend verschiedener Wirkungskategorien, welche in Abb. 2-7 dargestellt sind, jedoch nicht abschließend gesehen werden dürfen.³⁶⁷ Ein Spezialfall tritt dann ein, wenn einzelne Umwelteinwirkungen mehreren Wirkungskategorien zugeordnet werden können, d. h., dass die Umwelteinwirkung nicht nur mit einer, sondern mit mehreren Umweltauswirkungen in Verbindung steht.³⁶⁸

Nach der Klassifizierung werden im Rahmen der *Charakterisierung* die Sachbilanzergebnisse mittels *Charakterisierungsfaktoren*³⁶⁹ in gemeinsame Einheiten, den sog.

³⁶² Heute nennt sich das Institut „Institute of Environmental Sciences“.

³⁶³ Vgl. Heijungs 1992a sowie 1992b.

³⁶⁴ Siehe hierzu insbesondere die Normen EN ISO 14042:2000, EN ISO 14040:2006, S. 20 ff und EN ISO 14044:2006, S. 23 ff. Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2000, Österreichisches Normungsinstitut 2006a, S. 20 ff sowie Österreichisches Normungsinstitut 2006b, S. 23 ff.

³⁶⁵ Vgl. Heijungs et al. 1992b, S. 57 ff sowie Österreichisches Normungsinstitut 2000 (EN ISO 14042:2000), S. 6 ff.

³⁶⁶ Wirkungskategorien spiegeln spezifische Umweltthemen bzw. Umweltprobleme wider. Die Festlegung von Wirkungskategorien basiert zwar auf naturwissenschaftlichen Methoden, wird jedoch ergänzt um gesellschaftlich-normative Einschätzungen und kann immer nur den aktuellen Wissenstand widerspiegeln. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse bzw. die Identifikation von neuen ökologischen Problemen können somit zur Veränderung der Definition von bestimmten Wirkungskategorien führen. Siehe hierzu etwa Prammer 2009, S. 167 f.

³⁶⁷ So unterscheidet etwa Guinée zwischen sog. „Baseline“ Wirkungskategorien, welche in fast allen Ökobilanzstudien zu finden sind, studienspezifischen Wirkungskategorien, die von Ziel und Untersuchungsgegenstand der Ökobilanzstudie abhängen und anderen Wirkungskategorien. Vgl. Guinée 2002, S. 67 ff.

³⁶⁸ Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2006 (EN ISO 14044:2006), S. 27 sowie Prammer 2009, S. 171 f.

³⁶⁹ Die EN ISO 14044 definiert einen Charakterisierungsfaktor als einen „Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung des zugeordneten Sachbilanzergebnisses in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird.“ (vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2006b (EN ISO 14044:2006), S. 11). Der Charakterisierungsfaktor drückt somit aus, welchen Beitrag ein Stoff im Verhältnis zu einer Referenzsubstanz zu einer gewissen Wirkungskategorie leistet (vgl. auch Prammer 2009, S. 172). Ein anschauliches Beispiel für einen Charakterisierungsfaktor ist Methan, welches als Treibhausgas der Wirkungskategorie Treibhauseffekt bzw. Klimaveränderung zugerechnet wird. Aufgrund seiner molekularen Struktur ist Methan geeignet, im Vergleich zur Referenzsubstanz Kohlendioxid, ein Vielfaches zur Verstärkung der Infrarotstrahlung und somit zum Treibhauseffekt beizutragen. Der Charakterisierungsfaktor – in

Wirkungsindikatorergebnissen, umgewandelt.³⁷⁰ *Charakterisierungsmodelle* veranschaulichen dabei die Beziehung zwischen Sachbilanzergebnissen und Wirkungsindikatoren.³⁷¹ Da das CML-Verfahren eine Bewertungsmethode für Umweltwirkungen ist, deren Ergebnisse nicht auf einen Gesamtindex aggregiert wird, ergibt sich durch die Zusammenstellung aller Wirkungsindikatorergebnisse ein *Wirkungsabschätzungsprofil*, welches einen übersichtlichen Vergleich zwischen verschiedenen Produkt- oder Systemvarianten ermöglicht.

Betriebliche Umwelteinwirkungen		
1. Entnahme von Rohstoffen und Energie	2. Einträge von Stoffen und Energie	3. Eingriffe in die Struktur der natürlichen Umwelt

Betriebliche Umweltauswirkungen		
1. Veränderung des Ressourcenbestandes	2. Veränderungen der stofflichen Zusammensetzung der natürlichen Umwelt	3. Veränderungen von Ökosystemen und Landschaftsbildern

Wirkungskategorien - Gesellschaftlich bedeutende, ökologisch negative Umweltauswirkungen		
1. Ökologische Verknappung von Ressourcen	2. Umweltbelastung durch Einträge	3. Umweltzerstörung
- Ökologische Verknappung abiotischer Ressourcen - Ökologische Verknappung biotischer Ressourcen	- Treibhauseffekt - Ozonschichtzerstörung - Humantoxizität - Ökotoxizität - Oxidantienbildung - Versauerung - Überdüngung - Strahlenbelastung - Lärmbelastung - Geruchsbelastung	- Physische Beeinträchtigung von Ökosystemen - Beeinträchtigung des Landschaftsbildes

Abb. 2-7: Wirkungskategorien nach CML und deren Bezug zu Umwelteinwirkungen

Quelle: Prammer 2009, S. 167, in Anlehnung an Heijungs et al. 1992b, S. 68

Die Wirkungsindikatorergebnisse lassen bei Produktvergleichen jedoch nicht immer eindeutige Aussagen über die ökologische Vorteilhaftigkeit eines Produktes zu, weshalb im Anschluss an die Charakterisierung die Umsetzung *optionaler Bestandteile* empfohlen wird.³⁷² Hier handelt es sich um Möglichkeiten zur *Normierung* von Wirkungsindikatorergebnissen relativ zu bestimmten Basis- bzw. Referenzwerten, zur *Gruppierung* von Wirkungskategorien nach unterschiedlichen Prioritäten und um zur *Gewichtung*, basierend auf Werthaltungen.³⁷³

diesem Beispiel auch „Global Warming Potential“ (GWP) genannt, beträgt für das Treibhausgas Methan laut IPCC (International Panel on Climate Change) einen Wert von 25. Vgl. Solomon et al. 2007.

³⁷⁰ Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2006 (EN ISO 14044:2006), S. 27.

³⁷¹ Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2000 (EN ISO 14042:2000), S. 8.

³⁷² Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2006 (EN ISO 14044:2006), S. 28 f.

³⁷³ Vgl. Österreichisches Normungsinstitut 2006 (EN ISO 14044:2006), S. 28.

Das *Umweltbundesamt Berlin* liefert zu den optionalen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung eine genaue Vorgehensweise, indem es mittels drei Kriterien die *ökologische Priorität* für jede spezifische Wirkungskategorie festlegt und in einer ordinalen Skala (von „A“ für die höchste Priorität bis „E“ für die niedrigste Priorität) hierarchisch ordnet.³⁷⁴ Die drei für die Beurteilung der ökologischen Priorität herangezogenen Kriterien sind die *ökologische Gefährdung*, der Abstand zum angestrebten Umweltzustand („Distance-to-Target“) und der *spezifische Beitrag* zur jeweiligen Wirkungskategorie.³⁷⁵

Die CML-Methode bildet unter den hier vorgestellten Verfahren die am weitesten verbreitete und eine international akzeptierte, ISO-konforme Methode dar, vor allem wegen ihrer naturwissenschaftlichen Fundierung, der hohen Transparenz und ihrer relativ vollständigen Erfassung von relevanten Umweltauswirkungen. Kritisch ist zu beurteilen, dass es zum einen für viele Substanzen noch keine allgemein akzeptierten Methoden für die Klassifizierung und Charakterisierung gibt,³⁷⁶ zum anderen vorhandene Hintergrundbelastungen sowie räumliche und zeitliche Auswirkungen im Modell noch nicht in ausreichender Form berücksichtigt werden.³⁷⁷ Zudem fließen auch subjektive Werthaltungen in das Modell ein, vor allem im Vorfeld der Charakterisierung und bei der Auswertung durch die Anwendung der optionalen Bestandteile. Zweifels- ohne stellt jedoch die CML-Methode unter den hier vorgestellten Verfahren die zu bevorzugende Methode dar (siehe Tab. 2-4).

Als Fazit zu den naturwissenschaftlich basierten Bewertungsmethoden für Umweltwirkungen lässt sich sagen, dass sich die einzelnen Verfahren vor allem hinsichtlich ihrer Ausrichtung unterscheiden. Zudem unterscheiden sich die Bewertungsverfahren im Hinblick auf ihre Vollständigkeit sowie auf die naturwissenschaftliche Fundierung. Während etwa das Verfahren der kritischen Volumina ausschließlich Einträge in die natürliche Umwelt berücksichtigt und das Konzept MIPS die durch Emissionen ausgelösten Umweltwirkungen ausblendet, verfolgt die CML-Methode in umfassendster

³⁷⁴ Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1999a.

³⁷⁵ Das Kriterium „ökologische Gefährdung“ beurteilt Wirkungskategorien nach der Schwere ihrer damit verbundenen potentiellen Schäden für spezifische Schutzgüter, wie etwa menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und natürliche Ressourcen, wobei diese Beurteilung unabhängig von den konkreten Ökobilanzergebnissen erfolgt. Das Kriterium „Distance-to-Target“ beurteilt das Verhältnis des aktuellen zum jeweils angestrebten Umweltzustand, wobei eine größere Abweichung als schwerwiegender eingestuft wird. Das Kriterium „spezifischer Beitrag“ bezieht als einziges Kriterium die konkreten Ökobilanzergebnisse in die Bewertung mit ein, indem das jeweilige Wirkungsindikatorergebnis der spezifischen Gesamtbelastung für eine bestimmte Region – z. B. die Jahreswerte für Deutschland – gegenübergestellt wird. Vgl. Umweltbundesamt Berlin 1999a, S. 15 ff.

³⁷⁶ Siehe hierzu auch Prammer 2009, S. 178, der sich ausführlich mit der Thematik befasst.

³⁷⁷ Der Grund hierfür ist vor allem in der Komplexität zwischen ökologischen Systemen und wirtschaftlicher Tätigkeit des Menschen sowie in der systemimmanenten Komplexität ökologischer Systeme selbst zu finden. Vgl. Prammer 2009, S. 179.

Weise sowohl input- als auch outputseitige Umwelteinwirkungen. Von allen in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Verfahren zur naturwissenschaftlich basierten Bewertung von Umweltwirkungen gibt es nur zwei, welche nicht zu einem Gesamtindex aggregiert werden: das Verfahren der Kritischen Volumina und das CML-orientierte Verfahren. Für die vorliegende Arbeit werden insbesondere zwei Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen im Rahmen der Materialflusskostenrechnung herausgegriffen. Zum einen weist das Verfahren des *kumulierten Energieaufwands* eine hohe Praktikabilität für die Erstellung von vereinfachten Ökobilanzen auf. Diese Kennziffer wird daher insbesondere zur vorläufigen Bestimmung von Belastungen im Rahmen von sog. *Simplified LCA* oder *Streamlining LCA*³⁷⁸ verwendet. Zum anderen wird das Konzept des *Centrums voor Milieukunde* weiterverfolgt, da es unter den naturwissenschaftlich basierten Bewertungsmethoden die größten Vorzüge aufweist und in Wissenschaft sowie Praxis die breiteste Akzeptanz findet.

Bewertungsverfahren	Kriterien			
	<i>Ausrichtung</i>	<i>Vollständigkeit</i>	<i>naturwissenschaftliche Fundierung</i>	<i>Ergebnisverdichtung auf einen Gesamtindex</i>
Verfahren der Kritischen Volumina	grenzwertorientiert	--	o	nein
Verfahren der ökologischen Knappheit	stoffflussorientiert	+	o	ja
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	energieflussorientiert	o	o	ja
Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS)	masseorientiert	--	-	ja
Eco-Indicator 99 ⁴	schadensorientiert	+	+	ja
Verfahren nach „Centrum voor Milieukunde“ (CML)	umweltwirkungsorientiert	++	++	nein

Legende:

- ++ in sehr hohem Maße erfüllt
- + in hohem Maße erfüllt
- o mittelmäßig erfüllt
- in geringem Maße erfüllt
- nicht erfüllt

Tab. 2-4: Beurteilung der naturwissenschaftlich basierten Bewertungsmethoden

Quelle: Adaptiert nach Prammer 2009, S. 183

³⁷⁸ Siehe hierzu Kapitel 4.2.3.

2.3.3 Zur Beurteilung von Schwellenwerten und Assimilationsgrenzen der natürlichen Umwelt

Stand noch in den 1970er Jahren die Endlichkeit der natürlichen Ressourcen im Mittelpunkt der Betrachtungen, so verlagerte sich der Fokus später zusehends auf die Grenzen der Belastbarkeit von Ökosystemen. Im Vergleich zu Ressourcen, deren Knappheiten sich zum Teil durch Preise widerspiegeln und deren Nutzung daher leichter über Märkte gesteuert werden kann, weist die Aufnahme- und Belastungsfähigkeit natürlicher Systeme den Charakter eines öffentlichen Gutes auf, wodurch die Steuerung über Märkte – ohne umweltpolitische Eingriffe – nicht möglich ist. Es zeigt sich zusehends, dass das Wachstum im Besonderen durch die Belastbarkeitsgrenzen der natürlichen Umwelt eingeschränkt wird. *Constanza et al.* zeigen einige Anzeichen für die stärker an ihre Belastungsgrenzen stoßende natürliche Umwelt auf, wie die zunehmende Nutzung der Biomasse durch den Menschen, den Klimawandel, den Abbau der Ozonschicht, die Zerstörung von Boden und zuletzt die abnehmende Biodiversität.³⁷⁹

Im Zusammenhang mit der Ausrichtung auf eine ökokompatible Strategie stellt sich nun die Frage: Welche Stoffmengen sind für welches betrachtete Systeme noch ökokompatibel und wo liegen tatsächlich die Grenzen der Umweltnutzung?

In einigen Verfahren der im Kapitel 2.3.2.4 dargestellten Bewertungsverfahren für Umweltwirkungen sind Grenzwerte im Sinne von Assimilationsgrenzen bzw. Schwellenwerten bereits inkludiert, so etwa beim Verfahren der Kritischen Volumina und beim Verfahren der ökologischen Knappheit.

Für eine umfassende Bewertung von Umweltwirkungen ist es notwendig, über Kenntnisse zu bestimmten Schwellenwerten – oder auch erwünschten ökologischen Zuständen³⁸⁰ – zu verfügen. Aufgrund der Komplexität der Wirkungsmechanismen in Ökosystemen und der Komplexität der Wirkungszusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Tätigkeit und der natürlichen Umwelt ist die Definition von Schwellenwerten oftmals nur schwer möglich. In vielen Fällen treten durch bestimmte Substanzen bzw. Strahlen ausgelöste (negative) Wirkungen bei Menschen oder anderen Organismen erst ab einer bestimmten Dosis auf, welche auch als Schwellen(wert)-Dosis bezeichnet wird.³⁸¹

³⁷⁹ Vgl. Constanza et al. 2001. S. 8 ff.

³⁸⁰ Also im positiven Sinne formuliert, die Nicht-Überschreitung von bestimmten Schwellenwerten.

³⁸¹ Diese Schwellenwertdosis ist meist identisch mit dem sog. NOEL (No Observed Effect Level), d. h. der höchsten Dosis ohne erkennbarer Wirkung. Vgl. Hulpke/Koch/Wagner 1993, S. 638.

Während etwa Stoffe und Strahlungen, die auf das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ negative Auswirkungen haben können, relativ gut erforscht sind,³⁸² bleiben viele Fragen hinsichtlich ökologischer Assimilationsgrenzen ungeklärt.³⁸³ Besonders zur Untersuchung der Wirkung von toxischen Substanzen auf lebende Organismen wurden zahlreiche Studien durchgeführt, welche eine Bestimmung von Wirkungsschwellen bzw. Wirkungsuntergrenzen zum Ziel hatten. Wesentlich ist hierbei, zu unterscheiden, ob es sich bei der betreffenden Substanz um assimilierbare Stoffe³⁸⁴ handelt oder um Stoffe, für die keine unteren Assimilationsgrenzen existieren und welche daher bereits ab geringsten Mengen ein Schädigungspotential aufweisen.³⁸⁵

Aus konzeptioneller Sicht können zwei Arten von Schwellenwerte unterschieden werden, welche die Höhe und Reversibilität der Umweltauswirkungen berücksichtigen. Die *ökologische Belastungsgrenze* wird dann überschritten, wenn Umweltwirkungen in der Folge zu einer Umweltbelastung führen und diese werden daher als *negative Umweltwirkungen* bezeichnet. *Umweltbelastungen* (im weiten Sinne) können sich analog zu den verschiedenen Arten von Umwelteinwirkungen äußern als Verknappung von

Ressourcen, Belastung durch Einträge in die natürliche Umwelt³⁸⁶ und als Störung der Systemstruktur. Im Unterschied zu *Umweltschäden* – welche i. d. R. irreversibel sind – kann das natürliche Ökosystem trotz Belastungen nach mehr oder minder langer Zeitspanne wieder in das ursprüngliche Systemgleichgewicht zurückkehren.³⁸⁷ Die Schwelle zwischen Umweltbelastungen und Umweltschäden wird als die *Grenze der ökologischen Tragfähigkeit* bzw. *ökologische Schadensschwelle* bezeichnet.³⁸⁸

Von den Schwellenwerten sind *Grenzwerte* zu unterscheiden. „*Grenzwerte sind vom Gesetzgeber festgelegte, quantitative formulierte Belastungsschranken für die*

³⁸² Zumindest wurden und werden sehr viele Studien durchgeführt, die sich mit der Humantoxizität von Substanzen befassen. Die exakten Wirkungszusammenhänge sind jedoch aufgrund der bereits zuvor angesprochenen Komplexität bei weitem noch nicht ausreichend erforscht.

³⁸³ So stellt sich etwa im Hinblick auf die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ die Frage, welche Konzentration von Kohlendioxid oder anderen Treibhausgasen in der Atmosphäre für die natürliche Umwelt noch „verträglich“ ist. Im Lauf der Geschichte hat es immer wieder Phasen gegeben, wo die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre durch natürliche Phänomene angestiegen ist. Die Natur hat dabei gelernt, mit diesen sich verändernden Bedingungen umzugehen und neue Fließgleichgewichte herzustellen. Die Frage nach einer Assimilationsgrenze ist hierbei also stark anthropogen geprägt.

³⁸⁴ Zur Beurteilung der Toxizität von assimilierbaren Substanzen wurden die toxikologischen Wirkungskennziffern NOEL (No Observed Effect Level), LOEL (Lowest Observed Effect Level) und LD (Letal Dose) eingeführt, welche die Belastungsgrenze und ökologische Schadensschwelle visualisieren. Vgl. hierzu genauer Hulpke/Koch/Wagner 1993, S. 442, S. 638 sowie S. 715.

³⁸⁵ Vgl. Prammer 2009, S. 85.

³⁸⁶ Prammer bezeichnet diese Form der Umweltbelastung als Umweltbelastung im engeren Sinn, während er für den Überbegriff der drei genannten Umweltbelastungen den Begriff der Umweltbelastung im weiteren Sinn einführt. Vgl. Prammer 2009, S. 83.

³⁸⁷ Die (bio-)chemisch-physikalische determinierte Fähigkeit von Ökosystemen, nach einem exogenen Schock wieder in das ursprüngliche Fließgleichgewicht zurückzukehren, wird als Resilienz bezeichnet.

³⁸⁸ Vgl. Prammer 2009, S. 82 ff.

Umweltmedien Boden, Wasser und Luft, für Schadstoffe, Strahlung und Lärm, die der Verhinderung von Gesundheitsgefährdungen und Belästigungen sowie der Vermeidung von Schäden an Sachgütern und Ökosystemen dienen oder diese zumindest auf ein zumutbares Maß reduzieren sollen.“³⁸⁹ Während Schwellenwerte Naturphänomene sind, die sich beispielsweise als Besonderheiten von Kurvenverläufen widerspiegeln, werden Grenzwerte (auf der Grundlage von wissenschaftlichen Erkenntnissen) von politischen Entscheidungsträgern gesetzt.

Die Festlegung von Grenzwerten basiert zu Beginn meist auf Basis einer Vermutung, dass ein Stoff etwa einen bestimmten toxischen Effekt auf die menschliche Gesundheit oder auf Ökosysteme hat (*Risikoidentifikation*). In einem zweiten Schritt, der *Dosis-Wirkungs-Analyse*, wird der Frage nachgegangen, „...ab welcher Dosis bei welchen lebenden Systemen welcher Schaden bewirkt wird.“³⁹⁰ Hier gilt es, die Modelle der Wirksamkeit zu identifizieren. So sind manche Substanzen in geringer Dosis unschädlich und es treten erst ab einer bestimmten Dosis schädliche Wirkungen auf. Auch die Stärke der Schädlichkeit kann mit der Dosis in unterschiedlichem Maße zunehmen. Darüber hinaus zeigen sich sog. Wirkungsfenster, d. h. eine schädliche Wirkung einer Substanz zeigt sich nur in bestimmten Bereichen. Schließlich gibt es Stoffe, die selbst bei geringster Dosis schon Schädigungen hervorrufen können, wie etwa kanzerogene Stoffe.³⁹¹ Nach der Feststellung der Dosis-Wirkungszusammenhänge erfolgt im Rahmen der *Expositionsanalyse* die Bestimmung der Exposition der betroffenen Gruppe.³⁹² Im Zuge einer abschließenden *Risikocharakterisierung* werden schließlich alle gesammelten Informationen ausgewertet, um zur Definition eines geeigneten Grenzwerts zu gelangen.

Um das Ergebnis einer Umwelteinwirkung – eine Belastung oder einen Umweltschaden – zu vermeiden oder zu vermindern, existieren Grenzwerte für verschiedenste Luftschadstoffe, wie dem *Umweltbundesamt Wien* entnommen werden kann.³⁹³ Im Bereich der Humantoxizität erfolgt die Festlegung von höchst zulässigen Grenzwerten, wie beispielsweise durch die MAK-Werte.³⁹⁴

³⁸⁹ Wiedemann 1999, S. 7.

³⁹⁰ Wiedemann 1999, S. 9.

³⁹¹ Vgl. Wiedemann 1999, S. 9.

³⁹² Die Feststellung der Exposition einer betroffenen Gruppe stellt sich als besonders schwierig dar, da die Bestimmung von Dosis und Dauer, welchen z. B. eine Person ausgesetzt ist, eine große methodische Herausforderung darstellt. Zudem müssen andere Risikoquellen und die bereits bestehende (natürliche) Hintergrundbelastung mit berücksichtigt werden. Vgl. Wiedemann 1999, S. 9 f.

³⁹³ Vgl. Homepage des Umweltbundesamtes (http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/luft/luftguete_aktuell/grenzwerte/), Zugriff am 20. Mai 2013.

³⁹⁴ MAK = Maximale Arbeitsplatzkonzentration. Vgl. § 45 ArbeitnehmerInnenschutzgesetz, BGBl. I Nr. 459/1994 idF BGBl. I Nr. 50/2012).

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass aufgrund der nahezu unüberschaubaren Zahl von potentiell human- oder ökotoxisch wirkenden Substanzen sowie aufgrund der komplexen Wirkungszusammenhänge, Aussagen über potentielle Belastungen oder Schädigungen und damit zusammenhängende Schwellenwerte oder festzulegende Grenzwerte äußerst schwierig zu treffen sind. Zudem sollte beachtet werden, dass ökologische Schäden auch zu ökonomischen Schäden führen können, welche im Rahmen des Umweltkostenmanagements erfasst werden können.³⁹⁵

2.3.4 Kritische Würdigung der Strategie der Ökokompatibilität und deren Beitrag zu einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung

Die Ausführungen zur Ökokompatibilität zeigen, dass die Erfassung von Stoffmengen sowie ihre ökologische Beurteilung im Rahmen der Kompatibilitätsstrategie komplexer sind, als die alleinige Ausrichtung auf eine Effizienzverbesserung.

Die Strategie der Ökokompatibilität baut gewissermaßen auf der Effizienzstrategie auf, zum einen im Hinblick auf die *zeitliche Abfolge*, da vergleichsweise kostengünstige Effizienzverbesserungen der Verknappung natürlicher Ressourcen eine gewisse Zeitspanne entgegenwirken,³⁹⁶ zum anderen aber auch im Hinblick auf die Gewinnung bestimmter *ökologieorientierter Informationen* zur Umsetzung einer ökokompatiblen Wirtschaftsweise. Ökoeffizienz und Ökokompatibilität schließen sich daher nicht gegenseitig aus, vielmehr sind sie inhärent miteinander verknüpft.

Ausgangspunkt zur Bildung von Umweltkennzahlen und somit auch zur Messung von Umweltleistung und Ökoeffizienz sind Stoff- und Energiebilanzen. Eine Beurteilung der Ökokompatibilität von Systemen kann jedoch nur anhand der Bewertung von *Stoffmengen und Stoffqualitäten* erfolgen, welche im Wesentlichen durch eine monetäre oder naturwissenschaftlich basierte Bewertung von Umweltwirkungen erfolgen kann (dargestellt in Kapitel 2.3.2.3 und 2.3.2.4).

Die angesprochene höhere Komplexität der Kompatibilitätsstrategie zeigt sich vor allem bei den erforderlichen Technologien und deren Entwicklung. Während es für die Verfolgung der Effizienzstrategie oftmals ausreichend ist, bestehende Technologien zu optimieren, erfordert die Umsetzung der Kompatibilitätsstrategie tiefgreifende Veränderungen in Bezug auf Technologie und Gesellschaft. Im Zusammenhang mit der öko-

³⁹⁵ Ausführlich Prammer 2009, S. 57.

³⁹⁶ Vgl. Dyckhoff 2000, S. 85.

logischen Kompatibilität erlangen daher *Innovationen* einen besonderen Stellenwert.³⁹⁷

Huber etwa verknüpft die Idee der Kompatibilität mit dem Konzept der *Industriellen Ökologie*, bei dem es darum geht, den industriegesellschaftlichen Metabolismus in den natürlichen Gesamtmetabolismus der Geo- und Biosphäre besser einzubetten. Im Zentrum der Betrachtung steht die Änderung der Stoffstrom-Qualitäten und nicht eine bloße Mengenänderung.³⁹⁸

Mit der Verfolgung der Kompatibilitätsstrategie sind weitreichende Änderungen in den technischen und wirtschaftlichen Strukturen, sowie damit verbundene rechtliche, politische und kulturelle Veränderungen unumgänglich.

Gerade die letzten beiden angesprochenen Punkte (Änderung der Stoffstrom-Qualitäten zur besseren Integration des Wirtschaftssystems in das natürliche Gesamtsystem, Änderung der rechtlich-politischen Rahmenbedingungen sowie Verhaltensänderungen bei Verbrauchern) machen die Verbindung zu einem (über-)betrieblichen Stoffstrommanagement im Rahmen einer nachhaltigkeitsorientierten Stoffkreislaufwirtschaft deutlich. Die Entwicklung einer ökologisch nachhaltigen Wirtschaftsweise, welche sich aus den bereits genannten Gründen auf den Ansatz der ökologischen Kompatibilität stützen *muss*, erfordert eine technosphärische Stoffkreislaufwirtschaft, die in den natürlichen Stoffkreisläufen eingebettet ist.

Zudem ist die Strategie der Ökokompatibilität auch direkt mit dem Konzept der Lebenszyklusanalyse verknüpft: So werden etwa 60-80% der Umweltwirkungen (wie auch Kosten) in den ersten Phasen des Produktlebenszyklus, d. h. im Rahmen von Forschung & Entwicklung, Konstruktion und Design, festgelegt.³⁹⁹ Die Möglichkeiten, in späteren Phasen des Produktlebenszyklus Änderungen im Hinblick auf eine Reduktion der Umweltwirkungen vorzunehmen, sind aufgrund der geringen Freiheitsgrade nur mehr sehr eingeschränkt vorhanden. Will man nun im Sinne der Kompatibilitätsstrategie ökologische Verbesserungen an Produkten vornehmen, etwa durch Änderung von Produktionsverfahren, Substitution von Einsatzstoffen, Veränderung von Produktbauteilen, etc., so ist es notwendig, den gesamten Produktlebenszyklus in die Betrachtung miteinzuschließen.

³⁹⁷ Huber formuliert pointiert, dass sich der Effizienzansatz primär an alle „Sparbeauftragte“ richtet, während die Kompatibilitätsstrategie vor allem Erfinder, Entwickler, Unternehmer und Investoren anspricht. Vgl. Huber 2011, S. 168 ff.

³⁹⁸ Vgl. Huber 2000, S. 5.

³⁹⁹ Vgl. Huber 2000, S. 11.

Im nachfolgenden Kapitel werden daher aufbauend auf der Kompatibilitätsstrategie die Themenbereiche „Stoffkreislaufwirtschaft“ und „Lebenszyklusorientierung“ als elementare Bausteine einer ökologischen Nachhaltigkeit beschrieben.

Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung
Anwendung in Lieferketten, der Abfallwirtschaft und
Integration externer Effekte

Schrack, D.

2016, XXVIII, 356 S. 69 Abb., Softcover

ISBN: 978-3-658-11301-8